

大氣汚染地域의 海松 年輪 속의 重金屬 分析^{1*}

金鍾甲² · 吳琪澈³

Analysis of Heavy Metals in Annual Rings of *Pinus thunbergii* at Air Polluted Area^{1*}

Jong-Kab Kim² and Ki-Chel O³

요 약

대기오염지역에서 중금속오염의 영향을 파악하기 위해서 온산공단 주변에서 생육하고 있는 해송을 원판으로 채취하여 연륜 속의 중금속함량을 3년씩 나누어 분석하였다.

온산공단지역에서 연륜폭의 변화는 공장이 가동된 이후부터 감소하기 시작하였으며, 1991년 이후에는 급격한 감소현상이 나타나 해송의 가시적인 쇠퇴현상과 일치하였다. 온산공단지역 해송 연륜 속의 카드뮴 함량은 119.4ppb에서 867ppb로 나타났으며 1992년 이후에 급격히 증가하였다. 구리 함량은 최저 309.5ppb에서 최고 3686.8ppb로 나타났다. 납의 함량은 911.33ppb에서 7997.1ppb로 나타났으며, 1970년 이후부터 증가하기 시작하여 공장가동 이후인 1980년 이후에는 증가폭이 컸다. 아연의 함량은 3528.7ppb에서 23826.7ppb로 나타났으며, 1960년 이후부터 큰 폭으로 상승하였고 1992년 이후에는 급상승하는 경향이였다. 한편 비오염지역인 고성지역 해송 연륜 속의 중금속 함량은 모두 온산공단 지역 보다는 많이 낮았으며, 특히 1990년 이후에는 차이가 컸다.

온산과 고성지역 해송의 수피에 축적되어 있는 중금속을 분석한 결과, 카드뮴 함량에서는 10배, 구리 함량에서는 1000배, 납 함량은 285배, 아연 함량에서는 133배의 차이를 나타내었다.

원판과 core의 분석에서는 일반적으로 core속의 중금속 함량이 높게 나타났으며, 특히 납에서는 차이가 컸다. 그러나 연륜별 증감의 패턴은 비슷한 경향을 나타내었다.

ABSTRACT

Heavy metals(Cd, Cu, Pb and Zn) in tree rings of *P. thunbergii* growing at Onsan Industrial Complex of air polluted area were analyzed to study the condition of heavy metal pollution. The tree ring width began to decrease after operation of factories and decreased abruptly at Onsan Industrial Complex after 1991. Cd contents in tree rings showed 119.4ppb to 867.0ppb level and suddenly increased after 1991. Cu contents showed 309.5ppb to 3686.8ppb, and Pb contents 911.33ppb to 7997.1ppb and fluctuations of those were high after operation of factories. Zn contents showed the highest level of 3528.7ppb to 23826.7ppb and largely ascended after 1960, and increased suddenly after 1992, as compared to former tendency. On the other hand, heavy metal contents in tree rings of *P. thunbergii* at Gosung of non-air polluted area were far lower than Onsan I. C., and there was a wide difference between both areas after 1990.

On the heavy metal contents accumulated in bark of *P. thunbergii* of both areas, it was higher to 10 times in Cd, 1,000 times in Cu, 285 times in Pb and 133 times in Zn contents at Onsan than at Gosung.

¹ 接受 1999年 3月 2日 Received on March 2, 1999.

² 경상대학교 산림과학부, Faculty of Forest Science, Gyeongsang Nat'l Univ., Chinju 660-701, Korea.

³ 경상대학교 부속 농어촌개발연구소 The Institute of Agriculture and Fishery Development, Gyeongsang Nat'l Univ., Chinju 660-701, Korea.

* 본 논문은 한국학술진흥재단 '97 공모과제 연구비지원으로 수행되었음.

In the heavy metal analysis for circle plate and cores, heavy metal contents in cores were generally higher than those in disk and Pb contents showed specially high difference, but pattern of variation by tree age showed a similar tendency.

Key words : heavy metal contents, *P. thunbergii*, tree ring, air polluted area, cores.

서론

대기오염과 같은 격심한 환경조건의 변화는 그 영향 및 범위 내에서 생육하는 수목에 있어서는 한정 영향인자로 되는 것이 틀림 없다. 이는 특히 수목의 성장연륜 형성에 뚜렷한 영향을 가져다 준다고 하는 것이 많은 연구에 의하여 밝혀지고 있다.

연륜분석은 수목에 미친 대기오염의 영향을 분석하는데 매우 중요하며, 환경오염의 지표로서 중요한 역할을 하고 있다. 연륜해석은 연륜폭의 측정에 의한 해석법이 미국과 유럽, 일본 등에서 일반적으로 행해지고 있으며, 연차별 연륜 중 중금속류의 함유률에 의한 해석을 시도하게 된 것은 최근 중금속오염이 문제화되고 난 이후의 일이다. 수목은 성장에 필요한 무기성분을 뿌리로부터 수분과 함께 취하고 있으며, 잎의 기공을 통하여 대기 중의 오염물질을 흡수하기도 한다. 대기중의 각종 중금속류는 수목의 잎과 수피에 축적되며 이는 다시 빗물을 통하여 토양용액 속에 축적된다. 산성비가 토양에 내리면 토양의 완충작용에 의해 금속이온이 고체상의 토양에서 용액상의 토양으로 이동한다. 이와 같은 토양용액 중의 금속이온의 변화는 매년 형성되는 연륜에 기록되어진다. 따라서 생태계에 미치는 산성비의 영향을 수목의 화학적 분석을 통하여 알 수 있을 것으로 기대한다(溝口, 1993). 또한 각종 금속이온의 형태로 수목의 엽면을 통하여 흡수되어 어떤 형태로든지 형성층에 새로이 축적될 것이며, 토양용액 속에 있는 각종 금속이온의 농도변화도 매년 형성되는 수목의 연륜형성과 밀접한 관계가 있을 것이다. 특히, 수목 연륜 속에 함유된 중금속 함량은 연륜내 이동이 거의 없으므로, 과거 환경오염의 영향을 파악하는데 있어서 중요한 지표가 된다. 또한 연륜 속의 연대별 중금속분석에 의해 중금속 오염의 역사를 어느 정도 증명할 수 있는 기초자료가 될 것이며(鈴木, 1981), 또한 잎과 토양 속의 중금속 함량을 분석하는 것은 그 당시의 환경영향 상태만을 예측할 수 있지만 연륜분석에 의한 중금속 오염의 연구는 과거의 오

염시기를 어느 정도 예측할 수 있는 지표로 중요한 역할을 할 수 있고(Lewis, 1995), 연륜 속의 중금속분석은 대기오염지역에서 중금속 오염에 대한 양적인 평가를 할 수 있다(Robitaille, 1981). Martin 등(1997)은 성장추에 의한 core를 추출하여 SIMS에 의해 연륜내 중금속을 분석하였으며, 같은 임분 동일 년도에서는 나무 개체간 통계적 차이는 나타나지 않았다고 보고하였다. 일반적으로 수목의 잎 속에 비교적 고농도로 함유되어 있는 중금속 및 오염지역의 토양 속의 중금속을 분석한 연구보고는 많지만 정밀한 분석을 요하는 수목 연륜 속의 중금속을 분석한 연구는 아직 우리 나라에는 거의 없는 실정이다.

그러므로 본 연구에서는 연륜 속의 중금속 함량을 분석함으로써, 수목 연륜 속의 중금속 함량에 의한 과거 환경오염의 영향을 평가할 수 있는 지표로서의 가능성을 평가하고, 그 분석기법을 제시하고자 한다

재료 및 방법

1. 조사지 개황

조사지역은 우리 나라에서 각종 대기오염물질의 발생원이 가장 많아, 오랜 전부터 대기오염이 가장 심한 지역 중의 하나이며, 각종 중금속 오염이 염려되는 우리 나라 최대의 석유화학 공업단지인 울산, 온산공업단지 주변에 조성되어 있는 해송림 중 수년 전부터 쇠퇴징후가 뚜렷하게 나타나고 있는 지역으로, 주변은 화학비료공장 및 정유공장들이 밀집해 있어 각종 대기오염이 염려되는 지역이다. 교목층은 해송의 단순림으로 이루어져 있고, 관목층은 참억새와 인동덩굴의 군락지로만 조성되어 식생이 거의 파괴된 지역이었다. 조사지역의 최근 10년간의 기후는 공단 주변의 산이 겨울 북서풍을 막아주고 동해에 난류가 흘러 비교적 온화한 편이며, 연평균기온은 13.9℃, 연평균 강수량은 1240.50mm로서 우리 나라 평균 강수량에 해당되나 6월~8월에 집중강우현상을 나타내고 있다(추은영과 김종갑, 1998).

Table 1. Synopsis of sample trees for analysis of heavy metals

Site	Tree age	DBH(cm)	Height(m)	No. of sample tree
Onsan	51~58	34	12	3
Gosung	30~35	30	15	3

2. 샘플채취

샘플채취는 해송림에서 수령 40년 - 50년 이상인 해송 (*Pinus thunbergii*)을 온산지역에서 3본 벌채하여 오염지역의 분석시료로, 그리고 대조지역으로서는 대기오염이 그의 전무하다고 판단되는 경남 고성군 영오면의 해송림에서 3본을 벌채하여 비오염지역의 분석시료로 이용했으며, 벌채목은 근주부근에서부터 1m 간격으로 두께 20cm로 자른 원판형의 샘플을 채취함과 동시에, 직경 5mm의 성장추로서 core(생장심)를 채취하여 연륜폭 및 중금속 분석의 시료로 사용했다. 또한 수피속의 중금속함량을 비교하기 위해 각 샘플목에서 수피를 500g 씩 채취하였다. 샘플목의 개요는 표 1과 같다.

3. 각종 중금속 측정

수목 연륜 속에 포함된 미량원소를 측정하기 위해서는 실험의 조작과 분해 중의 오염에 대하여 세심한 주의를 해야 할 필요가 있다. 즉, 사용하는 용기 및 약품으로부터의 오염, 실험조작을 하는 실험환경 등으로부터의 오염 등을 생각할 수 있다. 따라서 실험실은 클린룸 및 클린벤치가 설치되어 있는 오염의 염려가 적은 실험실을 사용했으며, 샘플은 깨끗이 연마한 원판 시료에서 수피를 벗기고 일정한 연륜(3년씩)을 끌로서 절취하여, 대기에 노출된 면과 끝, 연마기, 톱 등의 금속이 접촉한 면은 세라믹 나이프로써 깎아내어 외측으로부터 연대별로 시료를 채취했다. 실험에 사용한 모든 용기는 30% 및 1% HNO₃에서 수일간 소독하여 사용하였고, 채취한 시료는 적당량을 취하여 건조기에서 80℃로 24시간 건조후 초정밀 Nitric acid 10ml을 가하여 Hot plate상에서 6~8시간동안 회화(灰化)시킨다. 회화된 시료에 다시 Nitric acid 10ml를 가하여 다시 6~8시간동안 회화시킨 후, Nitric acid 5ml를 가하여 용해시킨 후 50ml 메스플라스크에 증류수로 mess up 시켜 ICP-AES에 의해 중금속 측정을 행했다.

한편 각 샘플마다 채취한 core를 가지고 중금속 분석을 하였다. 이는 원판채취가 어려울 경우 간

단히 시료를 채취할 수 있고, 시간을 절약할 수 있는 장점이 있지만 성장추에 의한 중금속 오염이 염려되므로, 본 연구를 통하여 원판채취 시료와 비교하여 오차의 정도를 파악하여 앞으로 성속목을 벌채하지 않고 환경오염의 지표로서 이용가능성을 분석해 보고자 하였다. 실험은 채취한 core를 세라믹나이프로 금속이 접촉된 면을 깎아내고 위와 같은 방법으로 전처리한 후에 각종 중금속을 분석하였다.

결과 및 고찰

1. 연륜폭의 변화

Fig. 1은 대기오염이 심한 온산공단지역과 비오염지역으로 판단되는 고성지역 해송의 연륜폭의 경년변화를 나타낸 것이다.

온산지역의 연륜폭은 1980년대부터 감소하기 시작하여, 최근에는 급격한 감소현상을 나타내고 있었다. 이는 1970년대 말부터 시작된 공장의 가동이후 이러한 현상이 두드러져 복합적인 대기오염의 영향으로 생각할 수 있었다. 특히 1991년 이후에는 급격한 감소현상을 나타내고 있었는데 이는 해송의 가지적인 쇠퇴현상과 일치하고 있었다. Yasuda 등(1993)은 대기오염지역에서 생육한 수목의 연륜폭 변화는 그 지역의 대기 중 대기오염물질 농도의 경년변화와 유의성이 있었다고 보고한 바 있다.

한편 고성지역에서도 감소패턴이 1980이후 나타나고 있지만 계속적인 감소현상을 나타내지 않고 연륜폭의 생장이 일정하고 가지적인 쇠퇴현상은

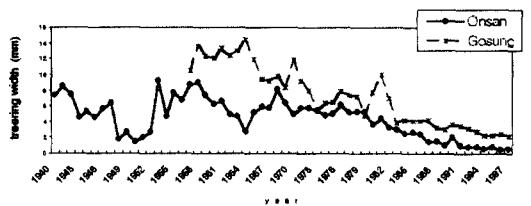


Fig. 1. Annual changes of tree ring width of *Pinus thunbergii* at Onsan and Gosung areas.

발견할 수 없었기 때문에 유령목의 초기 생장의 중대 이후 안정된 생장을 하는 것으로 사료된다.

2. 연륜속의 중금속 분석

각 샘플의 원판을 절단하여 그 연륜을 3년간씩 채취하여 주요 중금속인 카드뮴, 구리, 납, 아연을 지역별로 분석하였다(Fig. 2).

연륜속의 카드뮴함량은 온산공단지역에서는 119.4 ppb에서 867ppb 수준으로 나타났으며, 1970년부터 1988년까지는 일정한 수준이었으나 1980년 말

부터 증가하여 1992년부터는 급격히 증가하는 경향이였다. 이는 대기중의 농도가 습성 및 건성침착으로 토양에 축적된 중금속이 뿌리에 의해 수목에 흡수되는 양이 증가하고 있음을 시사하였다.

한편 고성지역에서는 매우 낮게 검출되어 공단지역과는 차이가 많았으며, 1980년대 말 이후부터는 증가하는 경향이 있으나 공단지역인 온산지역과는 차이가 많았다. 그러나 앞으로 계속적인 조사에 의해 증가의 원인을 조사할 필요가 있을 것으로 생각되었다.

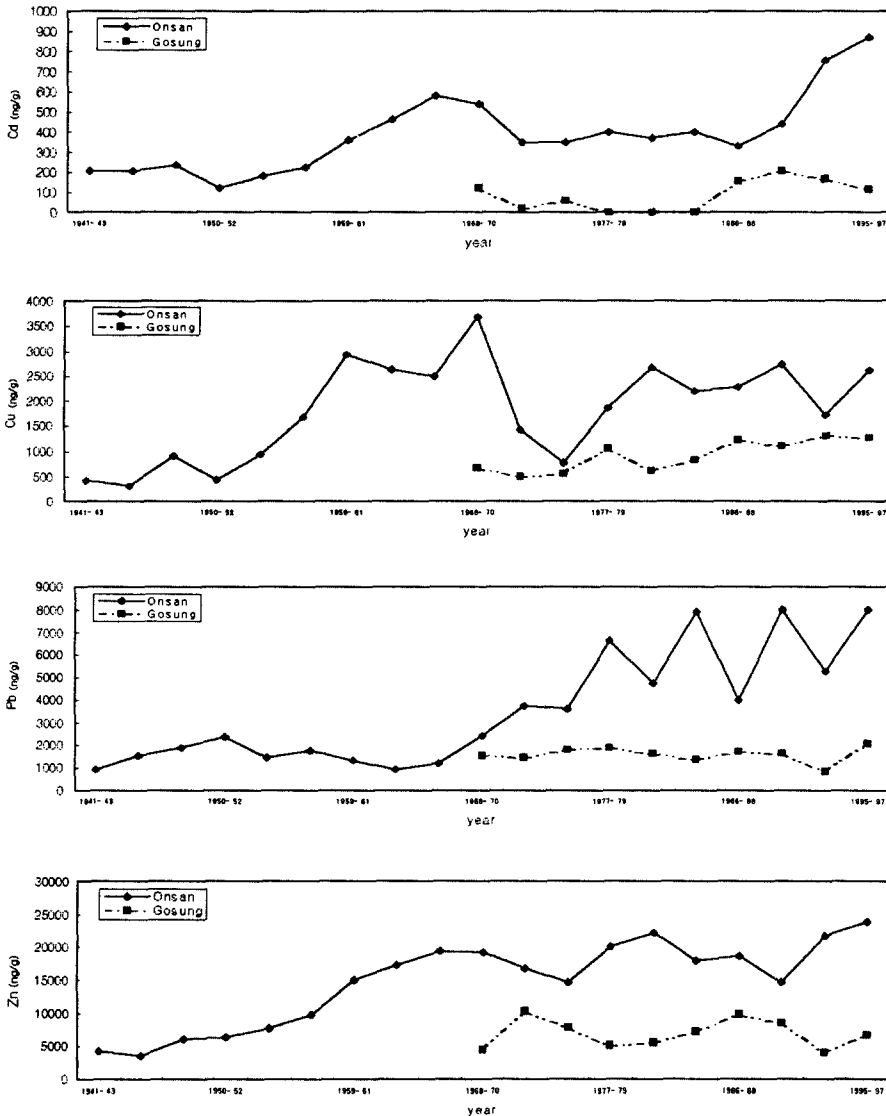


Fig. 2. Heavy metal contents in tree rings of *P. thunbergii* at each area.

공단지역 해송 연륜속의 구리농도는 유행기인 15년 동안의 연륜에서는 1000ppb 이하로 가장 낮게 나타났으며, 1970년대 초를 제외하면 대부분 2000ppb이상으로 높게 나타났다. 특히 공장이 가동된 이후인 1980년 이후의 계속적인 증가는 대기오염의 영향으로 추측할 수 있었으나 1960년대의 높은 농도는 설명하기가 어려웠다. 비오염지역인 고성지역의 구리농도는 최하 492.4ppb에서 최고 1306ppb로 낮게 나타났으며, 연륜간에도 큰 차이가 없었으나 1980년대 후반부터는 조금씩 증가하는 추세로 나타났다.

연륜속의 납의 농도는 공단지역에서는 911.33ppb(1941-1943)에서 7997.1ppb(1995-1997)로 나타났고, 고성지역에서는 819ppb(1992-1994)에서 2045ppb(1995-1997)로 나타나 공단지역과는 차이가 많았다. 공단지역에서는 카드뮴과는 달리 1970년대 초부터 증가하기 시작했으며, 70년대 말부터는 불규칙적인 증가를 하였으나 증가폭은 매우 컸다.

그러나 고성에서는 1992년에서 1994년의 납 농도를 제외하면 농도가 거의 일정하여 납 오염원이 아직은 거의 없음을 알 수 있었다. 온산공단지역의 공장가동이후의 평균 납 농도와 비교하면 4배 이상의 차이가 나타났다.

연륜 속의 아연의 농도는 공단지역에서는 3528.7ppb(1944-1946)에서 23826.7ppb(1995-1997)로 나타났으나 처음부터 계속적인 증가 추세를 나타냈으며 1970년부터 1980년 말까지는 상승폭이 원만하다가 1992년부터는 다시 급상승하는 경향이였다. 한편 고성에서는 평균 6922.2ppb로 공단지역의 1/3수준으로 낮았으며, 전 연륜속에 고루 분포하여 증감의 패턴은 크지 않았다.

Fukuoka 등(1997)은 중소공업도시인 Takehara 시의 소나무 연륜속의 중금속 함량조사에서 납은 최하 600ppb에서 최고 5000ppb로 조사되었고, 카드뮴은 120ppb이하로, 아연은 3000에서 6500ppb로 나타나 농촌지역보다는 높게 나타났다고 보고하였다. 그러나 이는 온산공단지역보다는 적은 함량으로 온산공단과는 차이가 있었다.

일반적으로 수목에 금속이 흡수되는 경로는 잎에 의한 흡수와 수피의 축적물로부터 직접적인 흡수, 그리고 토양에서 뿌리를 통한 흡수 등 3가지로 생각할 수 있다(Lewis, 1995).

대기중 중금속은 직접적으로 건성과 습성형태로 잎과 수피에 각종 중금속이 흡착되어진다. 또

한 대기중의 중금속은 대기에서 직접 토양으로 축적되는 것과 수관통과수와 수간류를 통하여 간접적으로 축적되는 경로가 있다. 이렇게 축적된 중금속은 수목뿌리 시스템을 통하여 토양용액으로부터 수목에 흡수될 수 있으며, 목질부에 축적되는데 있어서 가장 큰 공헌을 하는 것은 뿌리이다. 잎과 수피에 흡착되는 중금속은 목질부 속으로 이동되어지고, 목질부의 일부는 수피로 이동되기도 한다. 목질부에 축적되는 과정에서 중금속의 일부는 소실되기도 한다. 따라서 목질부의 금속함량은 목질부에 들어가기 전 여러 가지 조직에 축적되는 것을 뺀 총 금속투입량의 측정이다(Robitaille, 1981).

수피를 통하여 직접적으로 목질부속으로 납의 흡수가 증명되어졌다(Lepp and Dollard, 1974). Ragsdale and Berish(1988)는 연륜속의 납 함량과 도로에서 수목의 근접성간에 유의적인 상관성이 있음을 발견하였으며, Laaksovirta 등(1976)도 소나무 연륜속에서의 납 농도는 납 오염원에서 거리가 멀어질수록 감소했으며 교통량이 밀집된 지역에서는 증가했다고 보고하였다. Kazmierczakowa 등(1984)은 너도밤나무 속에 분포하는 Cd, Pb, Fe, Cr의 분포로서 각 지역의 오염정도를 반영할 수 있었으나 연륜속의 중금속오염의 일시적인 패턴은 오염의 역사를 나타내지 못했다고 하였다.

Meisch 등(1986)은 연륜속의 아연과 마그네슘의 함량은 산업화의 증가로 인한 대기 중에 배출된 아연의 농도와 매우 밀접한 영향이 있으며, 부분적으로는 산업화의 역사를 기록한다고 보고하였다. 일반적으로 교통량이 많은 지역과 공단지역에서는 농촌지역에 비해 수목 연륜속의 금속함량이 높았다(Martin, 1997).

또한 구리, 납, 아연의 연륜속의 축적패턴은 비오염지역과 오염지역에서 아주 특징적으로 나타났다. 즉, 비오염지역에서는 중금속함량이 최근의 연륜보다 유행목이었을 때가 높게 나타났으나, 오염지역에서는 제련소 가동이후 중금속함량이 증가하기 시작하였으며, 특히 납의 함량에서는 공장가동전과 가동이후의 차이가 가장 커 납 오염이 심각했음을 나타냈다.

Robitaille(1981)은 제련공장 가동이후 대기오염지역에서 생육한 발삼나무 연륜속의 납의 농도는 14ppm으로서 비오염지역에 비하여 3배 이상 높았으며, 구리는 공장이 가동이후 15ppm 이상으로 비오염지역에 비하여 4배 이상 높았고,

아연함량도 공장 가동 이후 30~50ppm으로서 비오염지역의 5ppm보다 6배 이상 높았으며, 생장지수도 공장이 가동 전에는 양지역이 비슷하였으나 공장가동 이후에는 오염지역의 발삼전나무가 생장이 훨씬 감소되었고 위연륜의 발생이 많았다고 보고하였다.

해송의 수피에 축적되어 있는 중금속을 분석한 결과는 Fig. 3과 같다(Table 2).

수피속에 축적되어 있는 중금속을 분석함으로써 대기중의 중금속오염 현황을 어느 정도 추정할 수 있을 것이다. 공단지역과 비오염지역인 고성지역의 해송 수피속에 축적되어 있는 중금속은 양 지역간 차이가 매우 많았으며, 그 함량도 연륜속의 중금속 함량에 비하여 매우 높았다. 카드뮴에서는 지역간 10배의 차이를 나타냈으며, 구리는 1000배의 차이를 나타내어 가장 많은 차이를 보였다. 또한 납에서는 285배, 아연에서는 133배의 차이를 보였다. 이러한 차이에서 온산공단의 중금속 오염의 현황을 간접적으로 추정할 수 있었다.

온산공단의 해송 연륜속에 축적된 중금속을 공장이 가동된 이전과 이후로 나누어 평균한 결과(Table 2), 공장이 가동된 이후가 모든 중금속에서 높게 나타나, 공장이 가동된 이후 중금속 오염원의 증가로 인한 중금속 오염의 영향으로 사

료되었다. 특히 납의 함량에서 3배 정도의 차이를 나타내 가장 많은 차이를 보였으며, 그 외는 1.5배의 차이를 보였다. 또한 공장가동 이후와 비오염지역인 고성지역과 비교해 보면 더욱 많은 차이가 나타남을 알 수 있으며, 특히 카드뮴의 함량에서는 6배 이상의 차이를 나타냈다.

3. 원판 연륜속 및 core연륜 속의 중금속 비교

원판채취는 나무를 벌채해야 하는 어려움이 있기 때문에 core분석에 의한 연륜속의 중금속분석의 타당성을 위하여, 양 지역의 원판과 core를 채취하여 연륜속의 중금속 함량을 분석한 결과는 Fig. 4와 Fig. 5와 같다. core의 분석도 3년간씩 절단하여 중금속을 분석하였으나 온산공단지역의 1986년부터 1997년까지의 연륜은 core의 연륜폭이 매우 좁아 5년 단위로 분석하였다.

온산공단지역에 있어서, 카드뮴함량에서는 1971년부터 1979년 동안을 제외하면 원판과 거의 일치하는 경향을 나타냈다. 구리함량에서는 전반적으로 core에서 많이 나타났으며 일부분에서 차이가 나타났으나 패턴은 비슷하였다. 납함량에서도 core의 함량에서 모두 높게 나타났으며, 원판과의 함량 차이가 가장 많이 나타났으나 증감의 패턴은 매우 유사하였다. 아연의 함량에서는 최근의 농도를 제외하고 가장 비슷한 경향을 나타내었으며, 증감의 패턴도 매우 유사하여 큰 차이를 보이지 않았다.

고성지역에서는 카드뮴과 납의 함량에서 core의 함량과 원판 속의 함량 차이가 많았다.

특히 납의 함량에서 차이가 많이 나타났으며, 카드뮴에서는 core와 원판간에 연륜별 증감의 패턴은 매우 유사하였다. 구리의 함량에서도 core의 함량이 전반적으로 높았으나, 1971년과 1992의 농도를 제외하고는 함량이 모두 비슷하여 가장 유사한 경향을 나타내었다. 아연의 함량에서

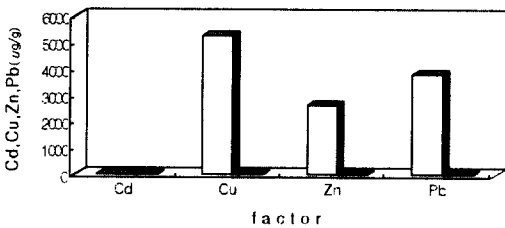


Fig. 3. Comparison of heavy metal contents in barks at each area.

Table 2. Average contents of heavy metal in tree rings and barks of *P. thunbergii* at each area

	Cd	Cu	Zn	Pb
Onsan aver. (ng/g)	388.365	1825.691	14673.060	3559.717
Onsan 1941-79 (ng/g)	324.327	1574.961	12298.241	2284.064
Onsan 1980-97 (ng/g)	527.116	2368.936	19818.510	6323.633
Gosung aver. (ng/g)	84.536	911.910	6922.195	1581.900
Onsan bark (ug/g)	9.626	5272.606	2636.180	3798.783
Gosung bark (ug/g)	0.966	5.436	19.799	13.258

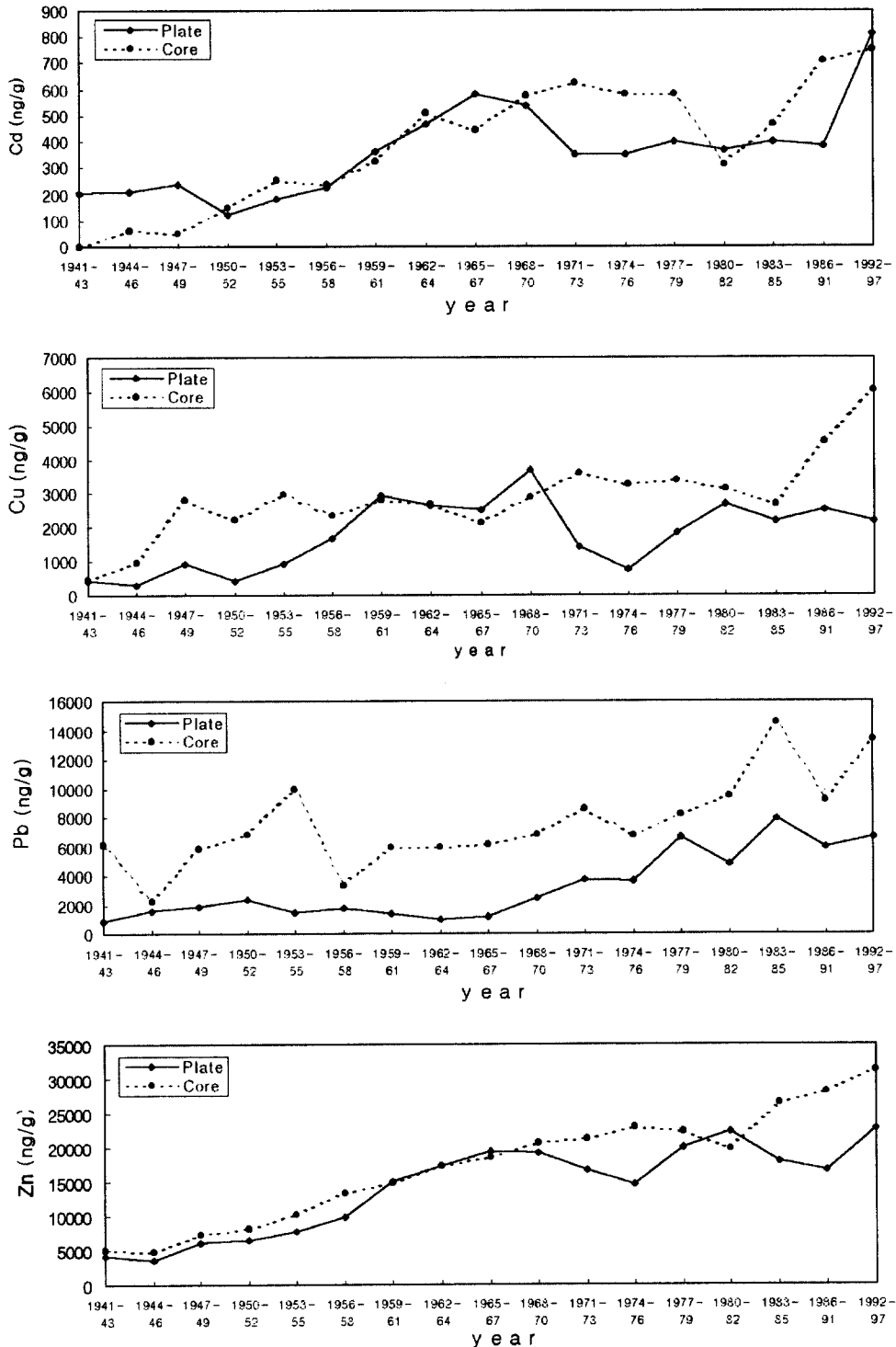


Fig. 4. Comparison of the heavy metal contents in circle plate and core of tree rings at Onsan.

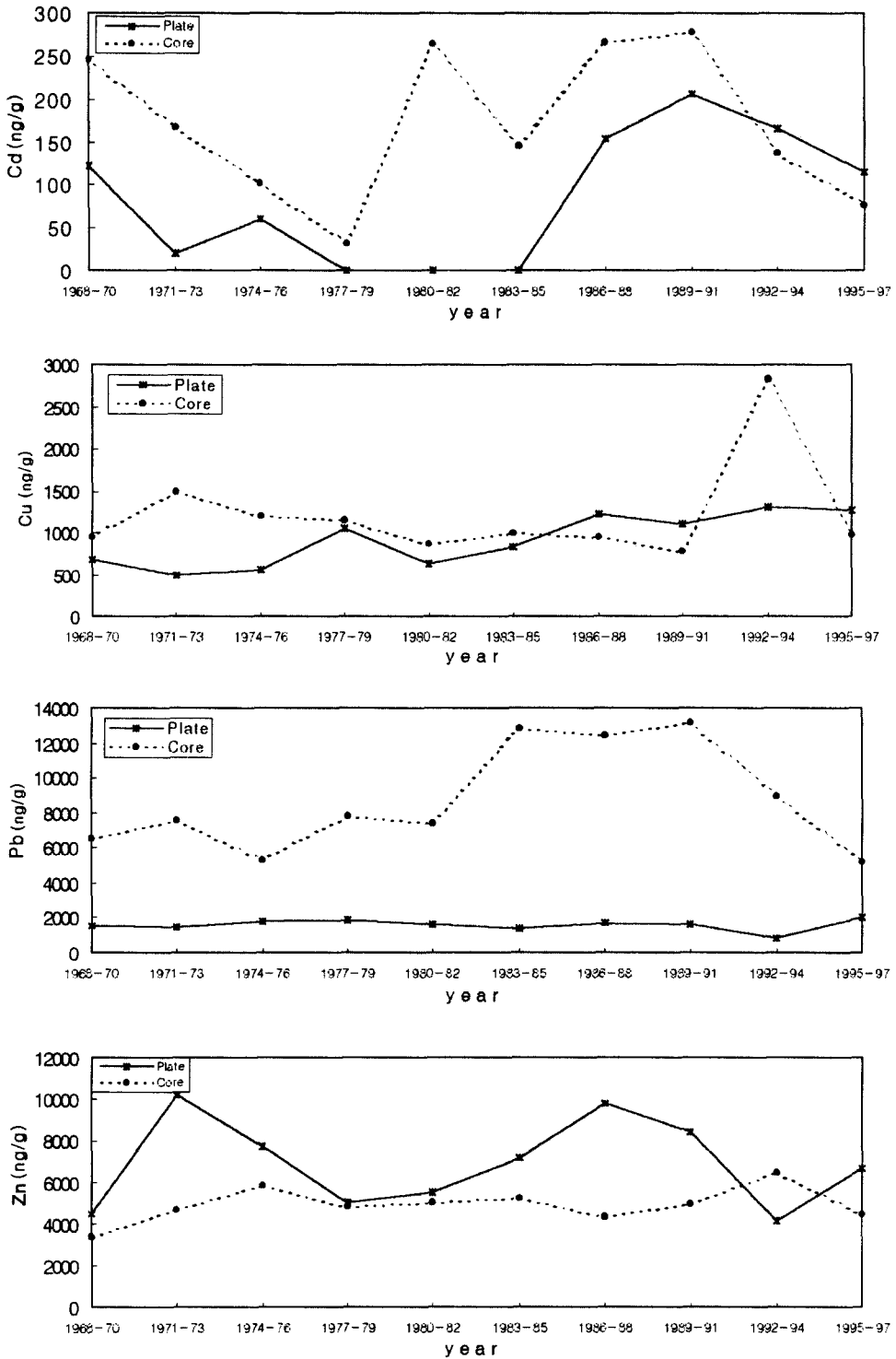


Fig. 5. Comparison of the heavy metal contents in circle plate and core of tree rings at Gosung

는 core속의 함량보다 오히려 원판 속의 함량이 높게 나타나 다른 경향을 보였으며, 연륜간의 증감의 패턴도 다른 경향을 나타내었다.

원판과 core의 비교분석의 결과에서 양지역 모두 일반적으로 core의 함량이 높게 나타나 생장 추에 의한 중금속오염의 영향을 추측할 수 있으나 연륜간의 증감의 패턴은 유사한 경향이어서 core의 분석으로도 중금속오염 경향은 추정할 수 있을 것으로 사료된다. 그러나 연륜속의 중금속분석은 분석과정에서 주위 환경의 영향뿐만 아니라 샘플제조 및 분석과정에서도 영향을 많이 받게 되므로 보다 많은 샘플에 의한 분석이 있어야 할 것이다.

결 론

최근에 가지적인 쇠퇴현상이 뚜렷한 온산공단 주변의 해송림에 대한 해송 연륜 속의 중금속함량을 분석하여, 수목 연륜 속의 중금속 함량에 의한 과거 환경오염의 영향을 평가할 수 있는 지표로서의 가능성을 평가하였다. 온산공단지역 해송 연륜속의 중금속함량은 일반적으로 비오염지역인 고성지역 해송 연륜 속의 중금속 함량보다 매우 높았으며, 공장 가동이후 이러한 현상은 더욱 뚜렷하였고 특히 최근에는 함량이 급상승하는 경향이 있어 대기중의 중금속오염이 증가하고 있음을 알 수 있었다. 또한 수피 속에 축적된 중금속함량도 오염지역이 비오염지역에 비하여 10배에서 1000배까지 차이가 나타나 온산공단지역의 중금속오염이 계속되고 있음을 알 수 있었다.

원판채취는 수목을 벌채해야 하는 어려움이 있기 때문에 core를 채취하여 중금속을 분석하면 시간적으로나 경제적으로 매우 유용한 방법일 것이다. 따라서 원판과 core의 비교분석에서는 일반적으로 core속의 중금속 함량이 높게 나타났으며, 특히 남에서는 차이가 컸다. 그러나 연륜별 증감의 경향은 비슷하여 core를 채취하여 중금속함량을 분석하는 것은 오차가 생길 수 있으나 중금속오염의 역사적인 증명과 중금속오염의 경향은 어느 정도 파악할 수 있을 것으로 생각되었다.

인 용 문 헌

1. 추은영·김종갑. 1998. 樹木着生地衣類를 이

용한 蔚山地域의 大氣環境評價. 한국임학회지 87(3) : 404-414.
 2. 鈴木 哲. 1981. 樹木年輪による重金屬汚染の歴史證明(I). 生態化學 4(2) : 3-10.
 3. 溝口次夫. 1993. 酸性雨の科學と對策, 日本環境測定分析協會. pp.321.
 4. Kazmierczakawa, R., K. Grodzinska and Z. Bednarz. 1984. Bull. Polish Acad. Sci. Biol. Sci. 32 : 329-338.
 5. Laaksovirta, K., H. Olkkonen and P. Alakuijala. 1976. Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in southern Finland, Environ. Pollut. 9 : 49-61.
 6. Lepp, N.W. and G.J. Dollard. 1974. Studies on lateral movement of Pb-210 in woody stems : Patterns observed in dormant and non-dormant stems. Oecologia 16 : 179-184.
 7. Lewis, T.E. 1995. Tree-Ring Analysis for Monitoring Pollution by Metals-in Tree Rings as Indicators of Ecosystem Health. CRS press, 210pp.
 8. Martin, R.R., J.P. Zanin, M.J. Bensette, M. Lee & E. Furimsky. 1997. Metals in the annual rings of eastern white pine(*Pinus strobus*) in southwestern Ontario by secondary ion mass spectroscopy(SIMS). Can. J. For. Res. 27 : 76-79.
 9. Meisch, H.U., M. Kessler, W. Reinle and A. Wagner. 1986. Distribution of metals in annual rings of the beech(*Fagus sylvatica*) as an expression of environmental changes. Experimentia 42 : 537-542.
 10. Ragsdale, H. and C.W. Berish. 1988. The decline of lead in tree rings of *Carva* spp. in urban Atlanta, GA, Biogeochemistry 6 : 21-29.
 11. Robitaille, G. 1981. Heavy metal accumulation in the annual rings of Balsam Fir *Abies balsamea* (L.) Mill. Environmental Pollution (series B) 2 : 193-202.
 12. Yasuda, Y., T. Yamashita and K. Kido. 1993. Effect of air pollution on annual ring width of *Pinus densiflora* and *Cryptomeria japonica* in Kitakyushu City. J. Japan Soc. Air. Pollut. 28(3) : 153-158.