

서울 대기 중 미세먼지 내 n-alkanes의 계절별 농도 및 배출 특성

이세표¹ · 임형배¹ · 이지이^{1,2,†} · 김용표³

¹조선대학교 신재생에너지융합학과, ²조선대학교 환경공학과, ³이화여자대학교 환경공학과

Seasonal Variation of Concentrations and Sources for n-alkanes in PM₁₀ Measured in Seoul

Se-Pyo Lee¹, Hyung-Bae Lim¹, Ji-Yi Lee^{1,2,†}, and Young-Pyo Kim³

¹Department of Renewable Energy Convergence, Chosun University, Gwangju, 501-759, Korea

²Department of Environment Engineering, Chosun University, Gwangju, 501-759, Korea

³Department of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University, Seoul, 120-750, Korea

Received May 19, 2015/Revised May 23, 2015/Accepted May 31, 2015

Ambient particulate n-alkanes were analyzed for PM₁₀ samples collected in Seoul from April 2010 to April 2011. The average concentration of total n-alkanes from C₂₀ to C₃₄ was 53.68±35.02 ng/m³, ranging from 10.36 to 166.1 ng/m³. The concentration distributions of n-alkane compounds in this study exhibited peaks at C₂₉ during the whole sampling period, which indicated that n-alkanes of biogenic origin such as plant wax predominated in the PM₁₀ in Seoul. The average carbon preference index (CPI) value was 1.95±0.54 in the range of 0.82-6.02. The decrease of the CPI during the heating period indicated the contribution of fossil fuel combustion. Estimation of sources based on the WNA% calculation showed that 32.2±15.0% of the n-alkanes in PM₁₀ in Seoul during the non-heating period originated from plant wax. The source estimation was performed using the principal component analysis method. Three major components were found to account for 38.2%, 33.4% and 19.0% of the total variance, which corresponded to plant wax, vehicular emissions and fossil fuels for heating, respectively.

Key words: n-alkanes, PM₁₀, Carbon preference index, The plant wax alkane (WaxC_n), Principal component analysis

1. 서 론

대기 미세먼지 내 유기성분들을 포함한 탄소 입자는 미세먼지 질량 농도의 20~90%를 차지하고 있는 주요 구성요소로,¹⁾ 1000여종이 넘는 개별 유기성분들로 구성되어 있다. 이러한 탄소입자는 미세먼지가 일으키는 다양한 대기환경 문제들과 직접적으로 관련이 있기 때문에 미세먼지에 의한 대기환경문제를 해결하기 위해서는 탄소 입자들의 발생 및 생성 특성을 정확하게 이해하여 이들을 효과적으로 저감할 수 있는 대책을 마련해야 한다. 탄소입자의 발생 또는 생성 원인은 탄소

입자들을 구성하는 개별 유기성분들의 분포 특성을 바탕으로 규명할 수 있다.²⁾ 미세먼지를 구성하는 다양한 유기오염물질들 중 n-alkanes은 대기 중에 어디에서나 분포하는 유기성분으로서, n-alkanes의 자체 유해성은 다환방향족탄화수소 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs) 등 다른 유기오염물질들에 비해 상대적으로 작지만, n-alkanes은 대기 중에 상대적으로 안정적이고, 발생원에 따른 탄소 수의 농도 분포를 구분할 수 있기 때문에, 이들이 포함된 탄소입자의 발생 특성에 대한 구체적인 정보를 줄 수 있는 장점이 있다. n-alkanes은 탄소 수 분포에 따라 이들이 화석 연료 연소, 또

[†]To whom correspondence should be addressed.

Tel: 82-62-230-6629, E-mail: yijiyi@chosun.ac.kr

는 목재와 농업의 연소 등의 인위적 배출원에서 기원했는지 식물의 잎에 코팅되어 있는 광택물질(plant wax)나 꽃가루, 박테리아 등 자연적으로 생성되었는지에 대한 정보를 제공한다.³⁾ 그 외 n-alkanes의 개별 성분들의 농도 분포에서 탄소 수 최대값(Carbon number Maximum, Cmax), 탄소 선호 지수(Carbon Preference Index, CPI), 식물왁스에 의한 n-alkanes의 기여도(Wax N-Alkanes Percentage, WNA%) 등 다양한 지표들을 활용하여 탄소입자의 발생원을 추적하고 정량화할 수 있다.^{2,4,5)} 본 연구에서는 2010년 4월부터 2011년 4월까지 상시 측정된 서울 대기 미세먼지에서 C20부터 C34까지의 n-alkane 성분들의 계절적 농도 분포와 개별 성분들의 탄소 수에 따른 농도 분포 특성을 이해하고, 주 성분 분석(Principal Component Analysis, PCA)을 통하여 이들의 배출 특성을 정량화하였다.

2. 측정 및 분석

2.1. 시료 채취

본 연구에서는 서울 대기를 대표할 수 있는 미세먼지(particulate matter with aerodynamic diameter equal to or less than 10 μm , PM₁₀) 시료를 확보하기 위하여 상업지역과 주거지역이 혼합되어 있는 서울시 종로구 연건동에 위치한 서울대학교 구 보건대학원 옥상(3.75°N, 127.00°E, 지상 17 m)에서 PM₁₀ 시료들을 채취하였다. 시료의 채취기간은 2010년 4월부터 2011년 4월까지로, 6일에 한번씩 24시간 동안 채취하였고, 이 기간 동안 채취한 PM₁₀ 시료들은 총 52개였다. PM₁₀ 시료는 700L min⁻¹ 유량의 high volume sampler (Kimoto, model 121 series)를 사용하여 채취하였고, 시료 채취를 위하여 사용된 여과지는 석영섬유여과지(Quartz microfiber filter, 203 mm × 254 mm, Whatman, 1851-865)로, 사용 전 12시간 이상 450°C에서 가열시켜 여과지의 불순물을 최소화하였고, 시료를 채취한 후에는 -20°C에 냉동 보관하였다.

2.2. 시료 분석

PM₁₀ 시료의 1/4을 디클로로메탄과 메탄올 3:1로 혼합시킨 용액을 용매로 20°C에서 30분동안 2회 초음파 추출하였다. 초음파 추출 전 시료 전처리 과정의 회수를 점검 및 분석대상물질의 정량화를 위하여 시료에 n-alkanes의 내부표준물질 4개 (Eicosane-d42, Tetracosane-d50, Triacontane-d62, Hexatriacontane-d74)를 주

입하였다. 추출액은 질소농축기(Turbo VapII, Caliper Life Sciences)를 이용하여 20°C 온도에서 10 mL 정도가 될 때까지 1차 농축시킨 후 추출액 내 부유물질을 제거하기 위해 0.45 μm 입경의 시린지 필터(PTFE, PALL Science)를 이용하여 여과하였다. 여과한 추출액은 다시 질소 농축기를 이용하여 최종 0.5 mL까지 2차 농축하였다.

시료 내 n-alkane 성분들의 정성 및 정량 분석은 GC-MS (GC 7890A/MSD 5975C, Agilent Technologies)를 사용하였다. GC 칼럼으로는 DB-5MS (30 m long 0.25 mm ID 0.1 μm film thickness, diphenyl-dimethyl polysiloxane phase capillary column)를 사용하였고, 운반 가스는 He (99.999%)를 사용하였다. GC 온도 프로그램은 60°C에서 1분간 유지하고 4°C/분의 속도로 310°C까지 올린 후 310°C에서 15분간 유지하였다. MS은 EI (Electron Ionization)에서 70eV의 상태로 스캔모드(40~600 m/z) 상태로 분석하였다. C20부터 C34까지의 n-alkane 성분들의 표준물질은 Sigma-Aldrich (49452-U)에서 구입하였고, n-alkane성분들의 검량선 및 회수율, 검출한계 등의 QA/QC는 Table 1에 정리하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. n-alkanes의 계절별 농도 분포

본 연구에서는 n-alkane 성분들 중 주로 먼지 내 존재하는 C20부터 C34까지 총 15종의 성분들을 분석하였다. 2010년 4월부터 2011년 4월까지 측정된 총 52개의 미세먼지 시료에서 15종의 n-alkanes의 평균 총 농도(Σ n-alkanes)는 53.68 \pm 35.02 ng/m³이었고, 10.36에서 166.1 ng/m³의 범위를 가졌다. 본 연구결과를 기존 도심지역에서 측정된 n-alkanes 농도 결과들과 비교해보면(Table 2), 본 연구에서 측정된 n-alkanes 평균 농도는 대체적으로 중국 베이징을 비롯한 동아시아에 위치한 도심지역에서 측정된 결과보다는 낮은 수준이었지만, 미국 텍사스 지역의 n-alkanes 농도보다는 약 2배 정도 높았고, 유럽지역의 영국과 그리스에서 측정된 결과와 유사하였다.

월별 Σ n-alkanes의 농도 분포(Fig. 1)는, 12월에서 최고치(114.6 ng/m³)를 보였고, 11월(84.17ng/m³)에서 다음으로 높았다. Σ n-alkanes의 농도가 최저치였던 7월의 평균 농도(24.42 ng/m³)는, 최고치 농도를 보인 12월의 농도의 약 1/4 수준이었다. 본 연구에서 측정된

Table 1. Information on the quality assurance/quality control (QA/QC) results of n-alkanes

Name	Abb ^a	r ²	Recovery % (n=12)		Concentration (ng/μL)		MDL
			Average	Stdev	Field Blank (n=6)		
					Average	Stdev	
n-alkanes							
Icosane	C20	1.000	59	18	0.15	0.04	0.16
Heneicosane	C21	0.999	82	16	0.13	0.06	0.15
Docosane	C22	1.000	105	12	0.15	0.02	0.16
Tricosane	C23	1.000	113	7	0.13	0.02	0.15
Tetracosane	C24	0.999	114	5	0.13	0.03	0.14
Pentacosane	C25	0.999	117	13	0.13	0.03	0.15
Hexacosane	C26	0.999	113	22	0.17	0.04	0.18
Heptacosane	C27	0.999	111	28	0.15	0.04	0.15
Octacosane	C28	1.000	129	29	0.23	0.04	0.23
Nonacosane	C29	1.000	118	11	0.17	0.05	0.18
Triacontane	C30	1.000	105	10	0.12	0.03	0.12
Hentricontane	C31	1.000	99	17	N.D	-	0.01
Dotriacontane	C32	1.000	88	21	N.D	-	0.01
Tritriacontane	C33	1.000	79	23	N.D	-	0.01
Tetratriacontane	C34	0.999	75	21	N.D	-	0.04

^aAbb=Abbreviation.

Table 2. Comparison of concentration and diagnostic parameters with other studies.^{4,10,19-25)}

Sampling location	Sample type	Sampling period	Concentration (ng/m ³)	CPI	Cmax	Reference
Beijing, China	PM _{2.5}	2002.07, 2002.11	133, 380	3.2, 1.3	C29, C23	Feng et al., 2005
Beijing, China	PM _{2.5}	2003.09-2004.07	105-1129	1.1-3.98	C21, C29	Duan, F, K. He et al. (2010)
Qingdao, China	TSP	2001.06-2002.05	217.1	1.17-5.2	C29, C27, C23	Guo et al., 2003
Hong Kong, China	PM _{2.5}	1996.10-1997.09	6.5-41.1	1.2-1.9	C27, C29, C31	Zheng et al., 2000
Taipei, Taiwan	PM _{2.5}	1997.09-1998.02	69-702	0.9-1.9	C19, C24, C25, C29	Young and Wang, 2002
Kuala Lumpur, Malaysia	TSP	1997.09	290-9250	1.7-2.1	C29, C31	Bin Abas et al., 2004
Algiers, Algeria	PM ₁₀	1998.05-09	14.3-142	1.0-5.4	C23, C27, C29	Yassaa et al., 2001
Klitos, Greece	TSP	2001.01-10	117.8	1.6,	C29, C31	Kalaitzoglou et al., 2004
Paul's, United Kingdom	TSP	1995.06	247.6	1.04	C25, C29	Kendall et al., 2001
Houston, Texas, USA	PM _{2.5}	1997.03-1998.03	4.2-73.2	1.1-1.92	C31, C33	Fraser et al., 2002
Seoul, Korea	PM ₁₀	2010.04-2011.04	10-166	0.8-6.0	C27, C29, C31	This study

Σn-alkanes는 대체적으로 겨울기간(12월부터 2월까지)에 높았고, 봄과 여름기간에는 Σn-alkanes의 농도가 비슷한 수준으로 낮았다 (겨울의 평균 Σn-alkanes 농도: 95.93±44.60 ng/m³, 가을의 평균 Σn-alkanes 농도: 66.13±36.37 ng/m³, 여름의 평균 Σn-alkanes 농도: 39.55±29.17 ng/m³, 봄의 평균 Σn-alkanes 농도: 36.63±12.74 ng/m³). 서울 대기 중 미세먼지 내 n-alkanes의 농도는 일반적으로 PAHs와 같은 화석연료의

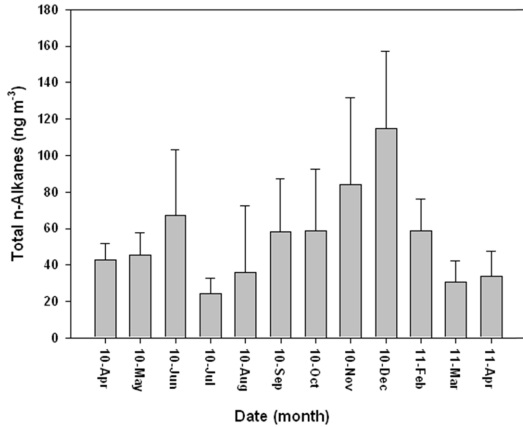


Fig. 1. Monthly variation of total alkanes (Σ n-alkanes) concentrations measured from April 2010 to April 2011.

연소배출에 영향을 받는 성분들이 가지는 난방기간(11월부터 3월까지)에 농도가 높아지고 비난방기간(4월부터 10월까지)에 농도가 낮아지는 농도분포 특성을 보였지만, 겨울의 농도가 여름의 농도보다 약 2배정도 높은 수준으로 계절별 농도차이는 PAHs에 비해 크지 않았다. 따라서, 서울 대기 중 n-alkanes의 계절별 농도분포는 화석연료의 연소배출 특성을 포함하고 있지만, 더불어 화석 연료의 연소에 의한 배출과는 다른 배출특성

을 가질 것으로 예상된다.

3.2. n-alkanes의 탄소수 분포 특성

n-alkanes은 발생원의 종류에 따라 탄소 수의 농도분포가 다르게 나타나는 특징이 있다. 일반적으로 저탄소수(일반적으로 C24보다 적은 탄소수)를 가지는 n-alkane 성분들은 주로 화석 연료의 연소에서 배출되는 반면, 중, 고탄소수를 많이 가지는 n-alkane 성분들은 plant wax로부터 기인한다고 보고되고 있다.^{4,6-9)} Fig. 2는 본 연구에서 측정된 C20부터 C34까지의 n-alkanes의 개별성분들의 월별 농도분포를 보여주고 있다. 11월부터 2월까지의 난방을 위한 화석연료 사용이 급증하는 기간에는 C22부터 C24까지의 탄소수 n-alkane 성분들의 농도가 비난방기간보다 높아지는 경향을 보이고, 이는 앞에서 설명한 바와 같이 화석연료의 연소배출에 의한 영향으로 해석할 수 있다. Fig. 3는 난방에 의한 화석연료의 연소배출이 서울 대기 중 n-alkane 성분들의 농도분포에 영향을 미치는지를 보다 명확하게 파악하기 위하여 n-alkane 개별성분들의 농도(Fig. 3(a))와 구성비율(Fig. 3(b))을 난방기간과 비난방기간으로 구분하여 나타냈다. 난방기간에는 C20부터 C25까지의 n-alkane 성분들의 농도와 비율이 비난방기에 비해 높은 반면, C26부터 C34까지의 n-alkane 성분들은 난방기간과 비난방기간에 농도와 비율의 차이가 크지 않았고,

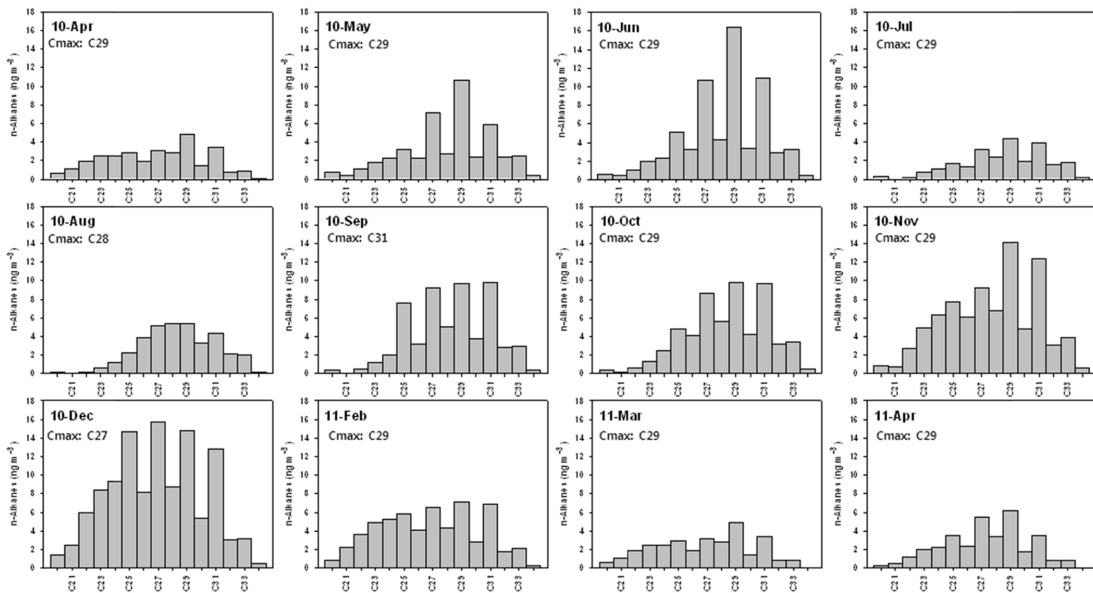


Fig. 2. Carbon number distribution of n-alkanes from Apr 2010 to Apr 2011.

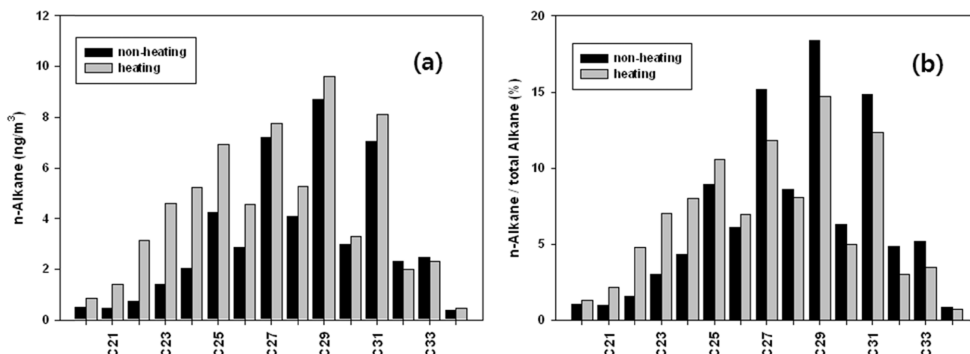


Fig. 3. (a) Concentrations and (b) percentages of individual n-alkane compounds between heating and non-heating periods.

비슷한 수준을 보였다. 본 연구에서는 서울 대기 중 미세먼지 내 n-alkane 성분들은 계절별로 탄소수의 농도분포가 다름을 확인하였고, 난방기간에 C20부터 C25까지의 탄소수가 적은 n-alkane 성분들의 농도증가는 난방에 의한 화석연료 사용의 증가에 의한 영향으로 판단된다.

3.3. 진단 매개 변수에 의한 배출원 식별

기존 대기 중 n-alkane 성분들의 농도분포 특성을 연구한 결과들에서는 n-alkane의 개별 성분들의 농도분포에 따라 발생원 특성을 파악할 수 있는 진단 매개 변수들을 제시하였다.²⁾ Cmax는 n-alkane 성분들 중 최고치의 농도를 보이는 n-alkane 성분의 탄소번호를 의미한다. 기존 연구결과들에 의하면 Cmax가 낮을수록 화석연료의 연소배출의 영향이 크고, 높은 Cmax는 plant wax에 의한 영향이 지배적이라고 보고하였다.²⁾ 본 연구에서 측정된 Cmax는(Fig. 2) 8~9월과 12월을 제외한 모든 달에 C29로 일정하게 나타났고, 8월과 9월, 12월에서도 탄소수가 많은 Cmax를 가졌다. 따라서, 앞절에서 제시한 바와 같이 화석연료의 사용에 의한 영향은 난방기간에는 증가하는 특성을 보이나, 서울의 경우 화석연료로 인한 n-alkane의 배출영향보다는 자연적 배출원의 영향이 지배적인 것으로 판단된다. 서울은 쾌적한 대기환경을 유지하기 위하여 1985년부터 고체연료 사용금지제도를 도입하였고, 1988년부터 난방연료로 청정연료 사용을 의무화하였다. 따라서, 화석연료 사용에 의한 저, 중탄소수 농도 영향은 적을 것으로 예상된다. 그러나 난방기간에 저, 중탄소수의 농도와 비율이 증가 하였는데 이러한 이유는 주변국가의 화석연료 사용으로 인하여 증가된 것으로 판단된다. 기존 연구결과

들에서 제시된 Cmax를 살펴보면(Table 2), 지역마다 Cmax를 여러 개 제시하였는데, 미국 텍사스 지역을 제외한 모든 지역에서 공통적으로 발견되는 Cmax는 C29로 본 연구결과와 유사하였다. 중국 베이징에서는 계절별 Cmax의 변화가 뚜렷하게 나타났는데,¹⁰⁾ 겨울철의 Cmax는 C21와 C23였고, 이는 베이징의 주요 난방 연료가 석탄이기 때문으로 해석하였다.

서울 대기 중 n-alkanes의 배출특성을 자연적 배출과 인위적 배출의 기여를 구분하기 위하여 탄소수가 홀수로 존재하는 n-alkane 성분들의 농도와 짝수로 존재하는 성분들의 농도 비로 계산되어지는 CPI를 계산하였다.^{4,6,11-13)} CPI의 값이 1에 가까우면 인위적 배출에 의한 영향이 지배적이고, 3보다 높으면 자연배출의 영향이 우세하다고 보고되고 있다.⁶⁾ 본 연구에서는 CPI가 평균 1.95±0.82이었고, 범위는 1.17~2.60로써, 난방기간에는 CPI 값이 1.72로 비난방기간의 CPI (2.09)보다 약간 낮았고, 기존 연구결과들(Table 2)와 비슷한 범위를 가졌다. CPI의 월별 분포(Fig. 4)를 살펴보면, CPI는 8월을 제외하고는 10월부터 2월까지 감소하다가 3월부터 다시 증가하는 경향을 보였다.

WNA%는 n-alkanes의 농도 중 plant wax에 기인하는 농도의 기여도를 파악할 수 있는 지표로서, Table 3에 난방기간과 비난방기간의 WNA%를 계산하여 정리하였다. 본 연구에서 계산한 총 측정기간동안의 n-alkanes에 대한 평균 WNA%는 29.9±12.9였고, 난방기간에는 26.0±6.9로 비난방기간 (32.2±15.0)보다 약 20% 정도 낮은 값을 보였다. 이 계산값을 통해 각 기간별 화석연료의 연소 배출에 의한 n-alkanes의 농도와 plant wax에 기인하는 농도를 산출하였다. 난방기간에 화석

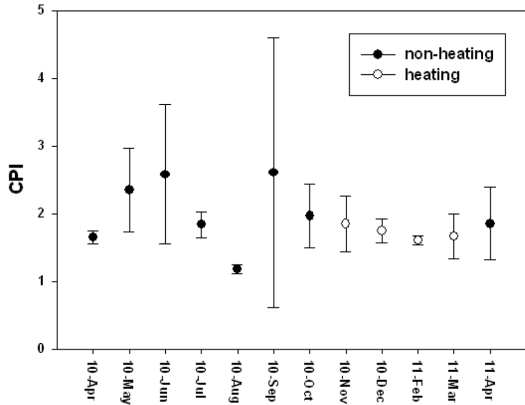


Fig. 4. Monthly variation of CPI from April 2010 to April 2011.

연료의 연소배출에 의한 n-alkanes의 농도는 48.0±31.9 ng/m³으로 비난방기간에 화석연료의 연소배출에 의한 농도(30.2±16.1 ng/m³)의 약 1.5배였다. 기간별 plant wax에 기인한 n-alkanes의 농도는 난방기간에 16.7±15.7 ng/m³, 비난방기간에 17.4±14.0 ng/m³으로 비슷한 수준이었다. 이를 통해, 비난방기간에 비해 난방기간에 화석연료의 연소에 의해 증가한 서울 대기 중 미세먼지 내 n-alkanes의 농도는 난방과 관련된 연료 연소때문일 것으로 예상된다

3.4. 주성분 분석을 통한 배출원 기여도 평가

대기오염물질의 오염원 추정에 많이 사용되는 주성분 분석(Principle Component Analysis, PCA)¹⁴⁻¹⁷을 이용하여 서울 대기 중 미세먼지 내 n-alkanes의 배출원 기여도를 평가하였다. PCA 분석은 SPSS Statistics 21 프로그램을 이용하여 처리하였고, 고유치가 1.0이상을 기준으로 주성분 수를 결정하였다. 또한, 각 인자에 대한 물리적 해석을 용이하게 하기 위해 Varimax 회전법을 이용하고, 요인적재량을 산출하였다.

Table 4에 주성분 분석결과를 정리하였다. 본 연구에서는 세 개의 주성분이 추출되었고, 이들은 전체의 90.7%를 설명하였다. 주성분 1은 총분산의 38.2%로서, C29부터 C34까지의 탄소수가 많은 n-alkane 성분들이 주요성분들로 추출되었다. 앞에서 설명한 바와 같이 n-alkane 성분들 중 탄소수가 많은 성분들은 plant wax와 같은 자연적 배출에서 기원했다고 보고되고 있다.^{4,6-9} 따라서, 주성분 1은 자연적 배출원에 의한 요인으로 판단된다. 주성분 2는 총분산의 33.4%를 설명하며, C23

Table 3. Source apportionment by WNA% calculation

	non-heating period (n=33)	heating period (n=19)
n-alkanes	46.9±26.0	65.4±45.2
Plant wax	16.7±15.7	17.4±14.0
Fossil fuel	30.2±16.1	48.0±31.9
WNA %	32.2±15.0	26.0±6.9
CPI(C21~C34)	1.97±0.98	1.64±0.28

Table 4. Factor analysis (VARIMAX) result for n-alkanes in PM₁₀

Component	Factors		
	1	2	3
C20	.156	-.211	<u>.867</u>
C21	-.196	.329	<u>.837</u>
C22	.054	.542	<u>.827</u>
C23	.289	<u>.747</u>	.579
C24	.395	<u>.764</u>	.461
C25	.289	<u>.903</u>	.127
C26	.538	<u>.784</u>	.224
C27	.456	<u>.784</u>	-.122
C28	.578	<u>.779</u>	.151
C29	<u>.816*</u>	.313	-.103
C30	<u>.767</u>	.596	.115
C31	<u>.854</u>	.339	.181
C32	<u>.921</u>	.339	.093
C33	<u>.941</u>	.206	.067
C34	<u>.891</u>	.223	-.030
Eigenvalue	5.7	5.0	2.85
Variance (%)	38.2	33.4	19.0

*Underline indicates significant value.

부터 C28까지의 탄소수가 적거나 중간정도의 n-alkane 성분들의 계수가 높았다. 기존 연구결과¹⁸⁾에 의하면 C20부터 C27까지의 탄소수를 가지는 n-alkane은 가솔린 자동차에서 주로 배출된다. 따라서, 주성분 2는 인위적 배출원 중 자동차 배출에 의한 영향으로 해석할 수 있다. 주성분 3은 C20부터 C23까지의 탄소수가 적은 n-alkane 성분들이 주요 상관성을 보였고, 총 분산은 19.0%였다. 3.2절에서 언급한 바와 같이 본 연구에서는 C24보다 적은 탄소수의 n-alkane 성분들의 농도는 난방기간에 증가하였고, 이들 성분들은 중국의 석탄 연소에서 다량 배출되는 것으로 보고되고 있다.²⁶⁾ 따라서, 주성분 3은 주로 난방에 의한 석탄연소의 영향으로 해석되어진다. 앞절에서 언급한 바와 같이 우리나라에서는 석탄을 주요 난방연료로 사용하지 않기 때문에, 주성분 3은 주변국가, 특히 중국이나 북한의 석탄사용에 의한 영향으로 판단된다.

4. 요약 및 결론

본 연구에서는 2010년 4월부터 2011년 4월까지 1년 동안 측정된 미세먼지 내 n-alkanes의 농도분포를 바탕으로 미세먼지 내 탄소입자들의 배출특성을 파악하였다.

본 연구에서 측정된 n-alkanes의 평균 총 농도 (Σ n-alkanes)는 $53.68 \pm 35.02 \text{ ng/m}^3$ 로, 12월에서 최고치 (114.6 ng/m^3)와 7월에 최저치 (24.42 ng/m^3)가 나타나면서 일반적으로 화석연료의 연소배출에 영향을 받는 성분들과 유사한 계절별 농도 특성을 보였지만, 겨울철 농도가 여름철 농도에 비해 약 2배 정도 높은 수준으로 계절별 농도차이는 크지 않은 특징을 보였다. 따라서, 서울 대기 중 n-alkanes의 계절별 농도분포는 난방 등 계절적 특성이 있는 화석연료의 연소배출 특성과 더불어 상시적으로 n-alkanes의 농도에 영향을 주는 배출특성이 있을 것으로 예상하였고, 이는 n-alkanes의 탄소수에 따른 농도분포와 Cmax, CPI 등을 이용하여 판단하였다. 11월부터 2월까지의 난방을 위한 화석연료의 사용이 급증하는 기간에는 C20부터 C25까지의 n-alkane 성분들의 농도와 비율이 비난방기에 비해 높은 반면, C26부터 C34까지의 n-alkane 성분들은 난방기간과 비난방기간에 농도와 비율의 차이가 크지 않았고, 비슷한 수준을 보였다. 따라서, 난방기간에 C20부터 C25까지의 탄소수가 적은 n-alkane 성분들의 농도증가는 난방에 의한 화석연료 사용의 증가에 의한 영향으로 해석되었다. 반면, Cmax는 8월과 9월, 12월을 제외한 모든 달에 C29로 일정하게 나타났고, 이를 통해 서울 대기 중 미세먼지 내 n-alkanes은 상시적으로 plant wax 등과 같은 자연적 배출원의 영향이 있다고 판단된다. n-alkanes의 WNA%와 PCA를 통한 배출 기여도를 평가한 결과, 2010년 4월부터 2011년 4월까지 측정된 미세먼지 내 n-alkanes의 농도는 크게 세가지 배출 특성을 보였다. 총 n-alkanes 농도의 38% 정도는 plant wax 등의 자연적 배출에 의한 영향이 나타났고, 자동차 연소배출의 영향은 약 33%였다. 세 번째 배출특성은 난방기간에 농도가 증가했던 n-alkane 성분들이 주요요인으로 구성되어 있었고, n-alkanes 농도의 19%를 기여하였다. 세 번째 배출특성은 난방에 의한 석탄연소의 영향으로 해석되어졌고, 중국이나 북한의 석탄사용에 의한 영향으로 예상된다. 식물에 의한 자연적 배출과 자동차연소에 의한 영향은 서울에서의 화석연료사용 특성과 대기 중 미세먼지 내 n-alkanes의 계절별 농도변화 특성을 통해 서울지역에서 기원했을 것으로 판단된다.

감사의 글

이 논문은기상청 기상산업지원 및 활용기술 개발사업(CATER2014-3190)과 2012학년도 조선대학교 학술연구비 지원으로 수행되었습니다.

참고문헌

1. M. Kanakidou, J. H. Seinfeld, S. N. Pandis, I. Barnes, F. J. Dentener, M. C. Facchini, R. Van Dingenen, B. Ervens, A. Nenes, C. J. Nielsen, E. Swietlicki, J. P. Putaud, Y. Balkanski, S. Fuzzi, J. Horth, G. K. Moortgat, R. Winterhalter, C. E. L. Myhre, K. Tsigaridis, E. Vignati, E. G. Stephanou, and J. Wilson, "Organic aerosol and global climate modelling: A review", *Atmospheric Chemistry and Physics*, **2005**, 4, 1053-1123.
2. B. R. T. Simoneit, Y. G. Sheng, X. Chen, M. J. Fu, J. Zhang, and Y. Xu, "Molecular marker study of extractable organic matter in aerosols from urban areas of China", *Atmospheric Environment*, **1991**, 25, 2111-2129.
3. B. R. T. Simoneit, "Organic matter in eolian dusts over the Atlantic Ocean", *Marine Chemistry*, **1977**, 5, 443-464.
4. M. Zheng, T. S. M. Wan, M. Fang, and F. Wang, "Characterization of the non-volatile organic compounds in the aerosols of HongKong: Identification, abundance and origin", *Atmospheric Environment*, **1997**, 31, 227-237.
5. M. Zheng, M. Fang, F. Wang, and K. L. To, "Characterization of the solvent extractable organic compounds in PM_{2.5} aerosols in Hong Kong", *Atmospheric Environment*, **2000**, 34, 2691-2702.
6. B. R. T. Simoneit, "Organic matter of the troposphere-V. Application of molecular marker analysis to biogenic emissions into the troposphere for source reconciliations", *Journal of Atmospheric Chemistry*, **1989**, 8, 251-275.
7. W. F. Rogge, L. M. Hildemann, M. A. Mazurek, and G. R. Cass, "Sources of fine organic aerosol. 4. Particulate abrasion products from leaf surfaces of urban plants", *Environmental Science & Technology*, **1993**, 27, 2700-2711.
8. W. F. Rogge, L. M. Hildemann, M. A. Mazurek, G. R. Cass, and B. R. T. Simoneit, "Sources of fine organic aerosol. 8. Boilers burning No. 2 distillate fuel oil", *Environmental Science & Technology*, **1997**, 31, 2731-2737.
9. M. A. Sicre, and E. T. Peltzer, "Lipid geochemistry of

- remote aerosols from the southwestern Pacific Ocean sector”, *Atmospheric Environment*, **2004**, 38, 1615-1624.
10. F. Duan, K. He, and X. Liu, “Characteristics and source identification of fine particulate n-alkanes in Beijing, China”, *Journal of Environmental Sciences*, **2010**, 22, 998-1005.
 11. B. R. T. Simoneit, and M. Mazurek, “Organic matter of the troposphere-II. Natural background of biogenic lipid matter in aerosols over the rural Western United States”, *Atmospheric Environment*, **1982**, 16, 2139-2159.
 12. M. Fang, M. Zheng, F. Wang, K. To, A. B. Jaafar, and S. Tong, “The solvent-extractable organic compounds in the Indonesia biomass burning aerosols-characterization studies”, *Atmospheric Environment*, **1999**, 33, 783-795.
 13. B. M. Didyk, B. R. T. Simoneit, L. A. Pezoa, M. L. Riveros, and A. A. Flores, “Urban aerosol particles of Santiago, Chile: organic content and molecular characterization”, *Atmospheric Environment*, **2000**, 34, 1167-1179.
 14. P. K. Hopke, E. S. Gladney, G. E. Gordon, W. H. Zoller, and A. G. Jones, “The use of multivariate analysis to identify sources of selected elements in the Boston Urban aerosol”, *Atmospheric Environment*, **1976**, 10, 1015-1025.
 15. Q. T. Liu, R. Chen, B. E. McCarry, M. L. Diamond, and B. Bahavar, “Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows”, *Environmental Science & Technology*, **2003**, 37, 2340-2349.
 16. G. C. Fang, Y. S. Wu, M. H. Chen, T. T. Ho, S. H. Huang, and J. Y. Rau, “Polycyclic aromatic hydrocarbons study in Taichung, Taiwan, during 2002-2003”, *Atmospheric Environment*, **2004**, 38, 3385-3391.
 17. M. Kalaitzoglou, E. Terzi, and C. Samara, “Patterns and sources of particle-phase aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and rural sites of western Greece”, *Atmospheric Environment*, **2004**, 38, 2545-2560.
 18. J. J. Schauer, M. J. Kleeman, G. R. Cass, and B. R. T. Simoneit, “Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 5. C1-C32 Organic Compounds from Gasoline-Powered Motor Vehicles”, *Environmental Science & Technology*, **2002**, 36, 1169-1180.
 19. J. Feng, C. K. Chan, M. Fang, M. Hu, L. He, and X. Tang, “Impact of meteorology and energy structure on solvent extractable organic compounds of PM_{2.5} in Beijing, China”, *Chemosphere*, **2005**, 61, 623-632.
 20. Z. G. Guo, L. F. Sheng, J. L. Feng, and M. Fang, “Seasonal variation of solvent extractable organic compounds in the aerosols in Qingdao, China”, *Atmospheric Environment*, **2003**, 37, 1825-1834.
 21. L-H. Young, and C-S. Wang, “Characterization of n-alkanes in PM_{2.5} of the Taipei aerosol”, *Atmospheric Environment*, **2002**, 36, 477-482.
 22. M. R. Bin Abas, N. A. Rahman, M. J. Omar, M. J. Maah, A. A. Samah, D. R. Oros, A. Otto, and B. R. T. Simoneit, “Organic composition of aerosol particulate matter during a haze episode in Kuala Lumpur, Malaysia”, *Atmospheric Environment*, **2004**, 38, 4223-4241.
 23. N. Yassaa, B. Y. Meklati, A. Cecinato, and F. Marion, “Particulate n-alkanes, n-alkanoic acids and polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Algiers City Area”, *Atmospheric Environment*, **2001**, 35, 1843-1851.
 24. M. Kendall, R. S. Hamilton, J. Watt, and I. D. Williams, “Characterisation of selected speciated organic compounds associated with particulate matter in London”, *Atmospheric Environment*, **2001**, 35, 2483-2495.
 25. M. P. Fraser, Z. W. Yue, R. J. Tropp, S. D. Kohl, and J. C. Chow, “Molecular composition of organic fine particulate matter in Houston, TX”, *Atmospheric Environment*, **2002**, 36, 5751-5758.
 26. X. Bi, B. R. T. Simoneit, G. Sheng, and J. Fu, “Characterization of molecular markers in smoke from residential coal combustion in China”, *Fuel*, **2008**, 87, 112-119.