

소형전기로를 이용한 플라스틱류 소각시 발생하는 VOCs 농도분석

Analysis of VOCs Produced from Incineration of Plastic Wastes Using a Small-Electric Furnace

이 병 규* · 김 행 아¹⁾

울산대학교 건설환경공학부, ¹⁾미국 매사추세츠대학교 환경공학과

(2004년 7월 21일 접수, 2004년 11월 22일 채택)

Byeong-Kyu Lee* and Haengah Kim Lee¹⁾

Department of Civil and Environmental Engineering, University of Ulsan, Ulsan 680-749, Korea

¹⁾Environmental Studies Ph.D. Program, University of Massachusetts, Lowell, MA 01854, USA

(Received 21 July 2004, accepted 22 November 2004)

Abstract

This study analyzed concentrations of volatile organic compounds (VOCs) produced from incineration of plastic wastes at 600°C. The plastic wastes used in this study included polyethyleneterephthalate (PETE), high density polyethylene (HDPE), polyvinyl chloride (PVC), low density polyethylene (LDPE), polypropylene (PP), polystyrene (PS) and other. Plastic wastes were heated from room temperature upto 600°C providing the compressed air inside of a small-scale electric furnace for 90 minutes and then they were oxidized (incinerated) for 60 minutes at 600°C maintaining the same air supply. VOCs emitted from the incineration process were sampled using an air sampling pump and Tedlar air bags for 150 minutes and then the components and concentrations of the VOCs were analyzed by a GC-MS. The most prominent chemical structure of the VOCs obtained from the incineration process of the HDPE, LDPE and PP, which include ethylene groups in their main chains, was identified as aliphatic hydrocarbons such as 1-hexene. However, aromatics such as benzene were major chemical structure from the incineration of PETE, PVC and PS which include benzene rings in their main chains. This study estimated the total VOC production from the incineration of the plastic wastes based on the real plastic waste production and the emission factors. 64% and 27% of the total VOC emissions consisted of aliphatic hydrocarbons and aromatics, respectively, which have double bonds within their molecular structure and thus a high ground level ozone formation potential.

Key words : Plastic waste, Incineration, VOCs, Benzene, Ozone

1. 서 론

플라스틱 (Plastic)이 없는 현대 산업 사회를 생각하기조차도 어려우리만큼, 플라스틱 제품은 우리생

*Corresponding author
Tel : +82-(0)52-259-2864, E-mail : bklee@ulsan.ac.kr

활의 도처에서 가장 널리 쓰이는 제품 중의 하나이다. 플라스틱은 철이나 다른 금속에 비하여 매우 가볍고, 강도, 내구성 및 가공성도 뛰어나 우리가 원하는 거의 모든 형태로 제품을 손쉽게 만들 수 있다. 다른 재질이나 제품에 비하여 사용상 편리성과 다양한 기능, 그리고 저렴한 가격적인 측면에서 매우 유리하여 엄청나게 많은 플라스틱 제품이 개발되어 사용중이다. 그러나 컴퓨터 및 자동차와 같은 우리의 일상생활과정에서, 그리고 석유화학공업 등과 같은 산업 활동 과정에서 플라스틱 제품의 사용이 급격히 증가함에 따라 폐플라스틱류의 발생도 급증하고 있다(환경부 생활폐기물과, 2003; 굿에너피아, 2003). 2001년도 국내 폐플라스틱 발생총량은 약 500 만톤 정도인데, 그동안 처리되지 못하고 있는 누적량과 해외반입물량을 합하면 2001년 현재 약 700만톤 정도의 처리되어야 할 폐플라스틱이 있다. 폐플라스틱의 재활용에 대한 고비용 저효율 유통구조와 재활용 시장과 같은 Infra의 미비로 폐플라스틱 발생량의 약 26.4% 내지 30.0% 정도만 재활용되고(환경부 생활폐기물과, 2003; 굿에너피아, 2003), 나머지는 일부 유화처리를 제외하고 대부분 단순 매립(약 62%: 1998년도 자료) 또는 소각(약 12%: 1998년도 자료) 처리되므로 아직까지 주로 매립에 의존하여 처리되고 있다고 볼 수 있다. 그러나 매립의 경우 NIMBY현상 등으로 매립지의 추가건설이 어렵고 머지않아 운영되고 있는 매립지가 포화될 것으로 예상된다(이병규와 조정범, 2002). 특히, 폐플라스틱은 도시고형폐기물 부피의 18%나 될 정도로 매립지 공간을 잠식하는 주요 폐기물이어서 매립 이외의 다른 방법으로서 처리가 시급히 요구된다고 할 것이다. 일본의 경우 폐플라스틱의 약 28% 정도가 재생(material recycle 및 thermal recycle 포함)되며, 매립처리 비율은 약 38% 정도이며, 소각비율이 약 37%나 될 정도로 우리나라에 비하여 소각처리 비율이 매우 높은 편이다(이철호, 2001). 소각처리는 최상의 폐기물 처리방법은 아니지만, 폐플라스틱의 소각처리를 통하여 에너지를 회수할 수 있고, 폐기물의 부피감소를 통하여 매립장 공간의 절약이란 큰 이점 때문에 주로 도입되고 있는 실정이다(최용광과 이영민, 2003; 이동진, 2000; 김형만 등, 1997).

한국의 생활폐기물은 2002년 현재 85.2%가 가연성이고 14.8%가 불연성이다(환경부 생활폐기물과,

2003). 또 한국의 경우 2002년 현재, 생활폐기물의 약 44.0%는 재활용되고 41.5%는 매립되며, 약 14.5%는 소각되고 있다(환경부 생활폐기물과, 2003; 강 호 등 1999). 미국의 경우 2001년 현재, 도시고형폐기물(Municipal Solid Waste : MSW)의 약 55.7%는 매립되고, 약 29.7%는 재활용 또는 회수되며, 약 14.7%는 연소(소각) 처리되고 있다(US EPA, 2001). 한국이나 미국의 경우 소각처리비율이 거의 비슷하지만, 국토면적이 좁은 우리나라의 경우 폐기물의 처리를 위하여 소각처리 비중은 점점 높아질 것이다(첨단환경기술 편집부, 2000; 신현국, 1995; 이승무, 1995). 한국자원재생공사의 폐플라스틱의 처분방법에 대한 비용 및 편익분석에 대한 최근의 연구에 따르면, 폐플라스틱의 매립은 편익을 공제한 비용적 측면에서 폐플라스틱의 재활용에 비하여 약 4배나 많은 경제적 지출이 요구되며, 소각은 재활용에 비하여 약 3배 정도의 경제적 지출이 요구되는 것으로 나타났다(한국자원재생공사, 2002). 따라서, 폐플라스틱류의 매립처리보다는 소각처리가 경제적으로는 다소 유리한 면이 있다고 볼 수 있다(이동진 등, 2000). 그러나 소각처리의 경우 플라스틱 자체가 고발열량의 물질이기 때문에 소각설비의 수명을 짧게하여 경제적 부담을 가중할 수 있고, 소각시 발생하는 배출가스(HCl, HCN, NOx, 다이옥신, VOCs 등) 및 분진에 의한 대기환경오염이 심각한 사회문제화 되고 있다(이재효 등, 2004; 석광설 등, 2004; 동종인, 2001). 이에, 본 연구에서는 폐플라스틱류로 많이 발생하는 7가지 종류의 플라스틱을 600°C 정도의 온도에서 소각할 시 발생하는 휘발성 유기화합물의 배출성분 및 성분들의 농도분석을 통해 소각처리에 따른 오염물 배출감소에 대한 기초자료를 확보하고자 하였다.

2. 연구 방법

본 연구의 대상시료는 환경부의 재생/재활용 플라스틱 분류(Code)에 따른 7가지 종류의 플라스틱류 [PETE (polyethylene telephthalate), HDPE (high density polyethylene), PVC (polyvinyl chloride), LDPE (low density polyethylene), PP (polypropylene), PS (polystyrene), Other]을 대상으로 하되, 가능하다면 우리의 생활주변에서 흔히 많이 쓰면서 연소 가능한 플라스틱 제품을

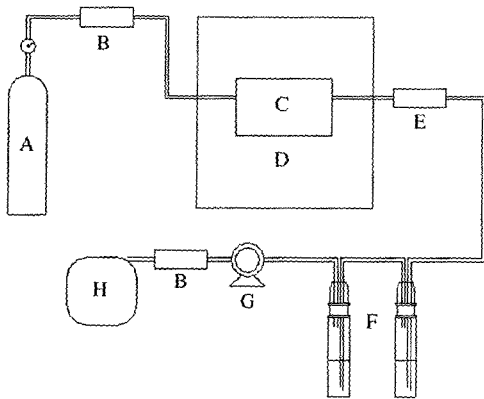
Table 1. Chemical structure of the plastics used for incineration by an electric-furnace.

Plastic name	Plastic acronym	Chemical structure with repeating unit
High (or Low)-Density polyethylene	HDPE or LDPE	$-(CH_2-CH_2)_n-$
Polypropylene	PP	$-[CH_2-CH(CH_3)]_n-$
Polyvinyl chloride	PVC	$-[CH_2-CH(Cl)]_n-$
Polystyrene	PS	$-[CH_2-CH(C_6H_5)]_n-$
Polyethylene terephthalate	PETE	$-[O-CH_2-CH_2-O-CO-C_6H_4-CO]_n-$

위주로 각각 2~3개의 제품을 혼합하여 사용하였다(표 1 참조). 코드별로 분류된 각 플라스틱 제품에는 산화방지제, 가소제 및 색소제 등의 여러 가지 첨가물질이 용도에 따라 다양하게 들어있을 수 있기 때문에, 같은 종류의 플라스틱 제품이라도 다른 연소 특성을 나타낼 수 있다. 그러나 기본적인 플라스틱의 소각(열분해) 특성은 첨가제의 종류나 양보다는 플라스틱 제품의 근간을 이루는 매트릭스(플라스틱의 종류)에 주로 많이 의존한다(Hamid *et al.*, 1990). 그래서 가능하면 균일한 복합시료를 만들어 골고루 혼합한 후 그 종류의 플라스틱을 대표한다고 가정하여 본 소각 실험을 진행하였다. PETE는 생수병과 사 진 필름을 혼합하였고, HDPE로는 우유병과 비닐장갑을 혼합하였고, PVC로는 파이프와 고무호스를 혼합하였고, LDPE로는 형광등 보호비닐과 크린랩을 혼합하였고, PP로는 병마개, 청소도구와 바구니를 혼합하였고, PS로는 스티로폼, 컵라면용기 및 과자포장지를 혼합하였고, Other로는 케첩 및 겨자병, 기타 종류가 확인이 안 된 플라스틱류를 혼합하여 실험에 사용하였다.

분류된 플라스틱류 시료를 일정한 크기(0.2 cm × 2 cm × 0.1 cm)로 가위로 잘라서 원추사분법에 의하여 골고루 혼합한 다음 각 플라스틱의 종류에 해당되는 균질 시료를 제조하였다. 이러한 균질 대표시료들을 각각 10g씩 취하여 도가니(Crucible) 안에 담은 다음 전기로(HY-8000S) 안에 넣고 소각실(16 cm × 10.5 cm × 31.5 cm) 중앙에 도가니를 수평으로 위치시켰다. 다음 압축공기 펌프로부터 압축공기(약 21%의 산소)를 60 mL/min의 유량으로 전기로에 공급하면서 전기로의 온도를 올리기 시작하였다. 전기로에 온도를 올리는 순간부터 전기로의 출구에 특수하게 제작한 배출구를 통하여 승온과정에서 발생하는 배출가스(휘발성유기화합물 : Volatile Organic Compounds, VOCs)를 개인공기 시료펌프(Personal air sampling

pump)를 이용하여 60 mL/min의 유량으로 Tedlar bag에 포집하였다. 이때 전기로의 소각실 출구에서 비산되는 입자상 물질을 제거하여 효과적인 VOCs 시료 포집이 가능하도록 필터를 설치하였다. 입자상 물질이 필터에 의하여 여과된 후 배출가스 시료는 저온으로 냉각된 염기성 용액(0.1 N NaOH 용액 250 mL)이 든 Impinger를 2개 설치하여 시료 소각시 생성되는 산성가스를 포집하여 시료채취용 펌프의 부식방지와 공기시료 봉지에서 VOCs의 포집이 용이하게 하였다(그림 1). 이들 Impinger는 또한 소각실에서 배출되는 뜨거운 배기가스의 온도를 감소시켜 VOCs 포집백에 포집된 공기의 고온에 의한 유출가능성을 감소시키는 역할도 할 수 있게 된다. Impinger에 든 용액은 실험의 전후에 일어나는 pH 변화는 pH 미터로 분석하였다. 전기로에 일정한 속도로 압축공기를 계속적으로 공급하면서 전기로를 작동시킬 경우, 평균 95분 후에는 전기로의 온도가 25°C 정도의 상온에서 600°C까지 승온하게 된다. 전기로내의 온도가 600°C에서 안정화되면 그 온도에서 60분 동안 유지(압축공기에 의한 소각 및 고온 열분해)시킨다. 전기로의 소각실 온도를 상온에서 600°C로의 승온하는 전과정과 600°C에서 일정시간동안 유지시키는 전과정(약 155분 동안)에서 그때 발생하는 VOCs 시료를 Tedlar bag에 계속적으로 포집하였다. 이러한 일련의 시료포집과정과 관련 장치에 대한 개략적 내용을 그림 1에 나타내었다. 포집된 VOCs 시료는 저온농축 장치를 통과시킨 후, 가스분리관(Column: 50 m × 0.2 mm × 0.5 μm)에 He가스(0.7 mL/min, 1.5 kgf/cm²)를 운반가스로 한 가스크로마토그래피(GC-MSD: HP 5971A MS)를 이용하여 발생된 VOCs 성분확인결과 그 성분들에 대한 정량적 농도를 분석하였다. 소각실험이 완료된 뒤 상온으로 전기로의 온도를 낮춘 후 소각잔재를 모아서 향온흡습된 황산테시게이터에 방치한 다음 Gravimetric 방법으로 소각재의 함량을 분석



A : Compressed air, B : Ball flow meter, C : Incineration chamber, D : Furnace, E : Filter, F : Impinger, G : Pump, H : Air sampling bag

Fig. 1. Schematic diagram for sampling of VOCs produced from incineration of plastics using an electric furnace.

하였다. 소각실험과 휘발성유기화합물의 포집은 폐플라스틱의 종류별로 2회 이상 반복하여 실시하였고, 본 소각실험 과정에서 얻어지는 각종 성분분석과 함량분석도 2회 이상 반복하여 실시되었다. 이러한 일련의 시료제조과정, 승온 및 소각과정, 그리고 분석과정을 3번 이상 반복하여 VOCs의 정성 및 정량분석을 수행하였다. 매 실험때 마다 발생하는 VOCs의 성분농도는 5~7% 정도의 편차 범위내에서 양호한 재현성을 나타내었다. 사용된 시료의 비중은 항온항습이 유지된 실험실에서 일정량의 건조 플라스틱의 무게를 잰 다음 이를 비중병(Pycnometer)에 넣어서 측정 플라스틱시료에 의하여 들어나는 증류수의 부피를 측정하여 시료의 밀도를 계산하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 승온 온도 및 pH 변화

그림 2에 나타내었듯이 10g의 플라스틱을 전기로 안에 넣고 소각시켰을 때 소각로안의 온도변화는 25°C의 상온에서 출발하여 600°C까지 도달하는데 약 90~95분이 소요되었다. 플라스틱을 넣지 않고 Blank 상태의 온도나 온도변화와 플라스틱 10g을 넣었을때 연소실의 온도변화는 측정오차 범위내에 있었고, 플라스틱의 종류별로도 거의 차이가 없었다. 이는 주어

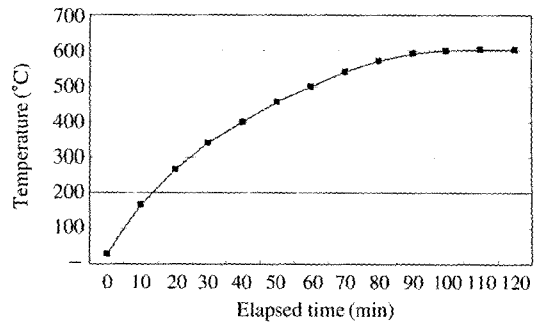


Fig. 2. Temperature profiles vs. time (based on plastics of 10g and the electric furnace).

진 전기로의 연소실 공간이 상대적으로 매우커서 10g의 플라스틱 재료의 승온이나 연소에 의하여 연소실내의 온도변화에 거의 영향을 받지 않았음을 나타낸다. 소형소각로에서 대기오염물질의 형성 및 배출감소를 위하여 실제 운영되어야 하는 소각로 노내의 정상운전 온도는 대개 700~850°C 정도이지만, 최근 소형소각시설의 운영실태에 대한 한 연구에서 소각 온도 측정대상업체의 평균소각온도는 592°C였다 (AWMA, 2000; Kitakawa, 2000; 첨단환경기술 편집부, 2000; 星野 和久, 2000; 김승도 등, 1997; 임계규, 1995). 즉, 연구대상 282개 업체의 소형소각시설의 최고 소각 온도는 764°C였으며, 최저는 387°C이며, 편차는 편차가 146°C나 될 정도로 100 kg/hr 미만의 소형소각 시설의 실제 운영온도는 변화의 폭이 매우 심하였다. 이는 소형소각로에서 소각되는 폐기물의 종류와 양, 그리고 소각율의 변화에 따라 소각온도의 변화가 민감하며, 실제 운영되는 소형소각로는 적절한 소각 온도보다 적어도 100°C 이상 낮게 운전되고 있는 상황이었다. 본 연구에서 사용된 소형 전기로의 특성상 700°C 이상의 온도를 올리는데 시간이 너무 많이 소요되고, 이러한 높은 온도를 일정기간동안 유지하는 것도 현실적으로 어려웠다. 또 플라스틱류의 질소분위기하의 열분해(Pyrolysis) 특성에서 대부분의 경우 500°C 이하에서 거의 100% 가까이 다 분해가 일어난다(장은석 등, 2004; Bhandare et al., 1997). 그러므로 본 연구에서 사용하는 압축공기분위기에서의 열분해(소각: Incineration)에서는 500°C보다 훨씬 낮은 온도에서 대부분 산화 또는 소각이 진행될 것이므로, 본 연구에서 설정한 600°C는 본 연

구 목적에 부합되는 온도라고 볼 수 있다. 또한 본 연구에서 사용된 소형 전기로 내에 사용되었던 소형 도가니에 플라스틱의 많은 양을 담기가 현실적으로 어려웠다. 연구 조사된 플라스틱의 밀도는 밀도가 다른 일반 고체폐기물에 비하여 훨씬 낮으므로, 무게에 비하여 부피의 과다로 많은 양(무게)의 플라스틱을 실험하기가 용이 하지 않았다. 이러한 여러 상황을 종합하여 볼때, 연구 조사된 플라스틱의 대부분이 600°C 전에 산화분해되므로 600°C 정도의 온도도 본 연구의 목적을 달성하기에는 적합할 것으로 판단되었다.

그림 3에는 10g의 플라스틱의 600°C까지의 승을 통한 연소에서 나온 배기가스에 포함된 산성성분(H⁺)에 의한 pH 변화를 나타내었다. 배기가스의 온도를 감소시키고 펌프와 같은 포집장치가 배출되는 산성가스에 의한 노출이나 부식가능성을 줄이기 위하여 연소실에서 바로 나온 배기가스를 각각의 Impinger에 0.1N NaOH 용액 250mL가 든 2개의 Impinger를 통과시켰을 때의 pH변화는 크지 않았다. 이는 Impinger들에 들어있는 OH⁻ 성분의 양이 0.05 mol이나 될 정도로 상대적으로 큰 농도인데 비하여 플라스틱들의 연소과정에서 발생된 산이 염기성 용액에 흡수된 양은 상대적으로 매우 작은 양이었기 때문으로 판단된다. 즉, 10g의 플라스틱의 연소실험에서 Scrubbing 용액에서 검출된 Proton 이온농도(H⁺) 비교에서, 가장 낮은 농도인 LDPE의 경우 2.12×10^{-14} mol 인데 비하여, 가장 높은 PVC의 경우 4.17×10^{-14} mol로 확인되었다. PVC의 경우 pH의 감소가 다른 플라스틱에 비하여 상대적으로 크게 나타났다. 이는 PVC의 분자 구조 속에 포함된 염소성분이 연소과정에서 염화수소로 전환되어 강산성인 염화수소에 의한 pH 변화가 다른 플라스틱보다 크게 나타난 것으로 생각할 수 있다. 그러나 생산된 염화수소의 양이 Impinger 속에 포함된 OH⁻의 양보다 매우 적었기 때문에 pH 변화크기는 상대적으로 적게 관찰되었다. 즉, 산화분위에서 염소원자가 Proton을 만나 환원되기 보다는 공급된 산소에 의하여 산화되기가 쉬워 염소산화물(ClO·, (Cl)₂O, Cl₂O₂, HOCl 등 : 본 연구에서 성분을 확인하지는 않았음)이 상대적으로 많이 발생되었을 가능성이 크다고 할 것이다. 이는 소각된 PVC의 100%가 환원되었다고 가정하면 0.25 mol의 HCl이 발생할 수 있는데, 시험에 사용한 알칼리 용액이 들

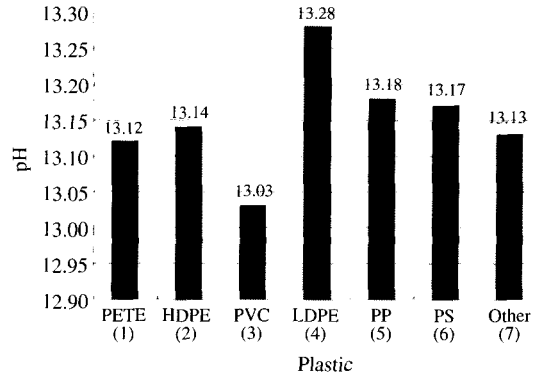


Fig. 3. Average pH change in scrubbing medium (0.1N NaOH 500 mL) of exhaust gases produced from incineration of combustible plastics.

어있는 Impinger 속에서 흡수 및 확인된 H⁺의 물수는 0.25 mol에 비하면 매우 작은 값이다. 따라서, PVC의 대부분은 환원보다는 산화되었다고 볼 수 있을 것이다. 그래서 검출된 PVC의 분해에 의한 H⁺가 매우 적은 농도로 검출되었다고 볼 수 있다. 본 연구에서 PETE의 산화분해 및 열분해에서 검출된 염소화합물의 총 농도는 PVC의 경우보다 높지만, pH는 PVC의 경우가 높다(표 2 및 그림 3). 앞서 논의된 바와 같이 디클로로메탄이나 클로로포름의 농도는 플라스틱자체나 플라스틱의 사용 중에 남아있던 염소계 화합물의 열분해에서 얻어졌을 것으로 추정되지만, 본 연구의 결과에서 이들 화합물의 검출이 HCl 농도에 대한 비례적인 상승으로 보기가 어렵다. 따라서, 본 연구에서 검출된 염소계 유기화합물의 총 농도는 pH와의 직접적인 연관성은 크다고 볼 수 없다. 또 플라스틱의 종류에 관계없이 플라스틱의 산화분해과정에서 발생하는 산성가스는 Impinger를 통과하면서 OH나 H₂O 성분과 결합하여 무기산 내지는 산성성분(H⁺)를 만들어 pH를 감소시킬 수 있었을 것이다.

3.2 플라스틱 소각처리시의 소각잔재 함량

그림 4에는 본 연구에 사용된 플라스틱류의 성상에 따른 600°C까지의 소각에서 확인된 소각잔재(Bottom ash)의 함량 비율을 그래프로 나타내었다. PVC를 제외한 연구대상 폐플라스틱류의 소각잔재 함량은 1% 이하였다. 제지류를 이용한 유사한 선형

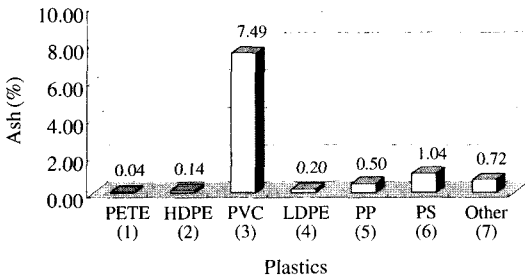


Fig. 4. Bottom ash content from Incineration of plastic waste.

소각연구에서 소각잔재의 함량은 평균 9% 정도였고, 광고지와 같은 것은 소각재의 함량이 23.5%나 될 정도로 높았다(이병규와 조정범, 2002; 박현서와 이범재, 2001). 이에 비하면 플라스틱류의 소각에서는 소각잔재의 함량이 매우 적게 나온 것을 알 수 있다. 이러한 결과는 소각에 의한 플라스틱 처리는 높은 발열량을 낼 수도 있고 소각재의 함량을 아주 줄일 수 있어서, 폐플라스틱의 소각처리는 발열량이나 폐기물의 부피를 획기적으로 줄일 수 있음을 암시한다. 매립에 의한 폐플라스틱 처리는 매립장의 공간을 폐기물의 무게에 비하여 너무 많이 차지하는 게 가장 큰 단점 중에 하나였는데, 폐플라스틱의 소각 처리는 이러한 고민을 해결하는 방법이 될 수도 있을 것이다. 연구된 플라스틱의 연소에서 PVC는 다른 플라스틱과 달리 소각잔재의 함량이 7.49% 정도나 되었다. 소각잔재의 함량 측면에서 PVC는 PS보다는 7.2배 정도 많았고, 가연성이 좋은 플라스틱에 비하여서는 수십배 내지는 백배 이상으로 소각재의 함량이 높았다. 이는 본 연구에 사용된 PVC 시료의 두께가 다른 플라스틱에 비하여 다소 두껍고, 또 PVC에 함유된 Chlorine에 의한 난연성 때문으로 판단된다. 다른 플라스틱 실험재료처럼 보다 얇은 PVC를 실험재료로 사용하였다면, PVC의 소각에서 소각재의 검출비율이 보다 적을 수 있음을 배제할 수 없다. PVC 소각이 다이옥신이나 퓨란과 같은 맹독성 화합물을 생성할 수 있다는 것에 대한 논란이 여전히 존재하고 있다. 그러나 PVC 분자 구조내에 염소(Chlorine) 성분이 매우 높은 비율(PVC 전체 무게의 58~59%)로 존재하므로(김승도 등, 2002), 염소를 포함하는 화합물의 소각에서 발생할 가능성이 높은 다이옥신이나 퓨란

과 같은 화합물의 발생가능성을 배제할 수 없다(김승도와 박상열, 2000). 또 염소계 화합물의 소각처리 과정에서 발생하는 독극성인 염화수소나 염소화합물이 배기가스에 포함되면 현재의 후처리 기술로는 적절한 처리를 하는 것이 용이하지 않은 것도 사실이다. 그래서 PVC와 같은 염소계 유기화합물의 소각 처리는 상대적으로 높은 비율의 소각재함량, 맹독성 화합물의 발생 및 배출가능성, 적합한 후처리기술의 부재 등으로 좋은 폐기물 처리기술이라고 볼 수 없다(Thornton, 1997). 그러나 본 연구에서는 다른 종류의 플라스틱과의 비교측면에서, 그리고 소각에 의한 폐PVC의 처리가능성도 여전히 검토되고 있기 때문에, PVC도 함께 소각 연구되었다.

3.3 폐플라스틱별 휘발성 유기화합물의 배출 특성

표 2에는 폐플라스틱을 종류별로 구분하여 소형전기로 내에서 온도를 상온에서 600°C까지 승온한 후 600°C에서 1시간 동안 유지하면서 소각할 때 배출되는 휘발성 유기화합물의 평균농도를 바탕으로 폐플라스틱의 종류에 따른 휘발성 유기화합물의 배출인자(emission factor)를 나타내었다. 이때 배출되는 휘발성 유기화합물은 압축공기의 산소성분에 의한 폐플라스틱의 산화분해 및 고온에서의 열분해과정에서 발생된 것이다. 표 2에는 또한 소각실험과정에서 얻어진 휘발성 유기화합물의 화학적 구조에 따라 알데하이드(aldehydes)나 퓨란(furans)과 같이 산소에 의한 산화된 화합물(oxidized compounds), 뷰텐(butenes)이나 헥센(hexenes)과 같은 지방족 알켄화합물(aliphatic alkenes), 펜테인(pentanes)이나 헥세인(hexanes)과 같은 지방족 알케인 화합물(aliphatic alkanes), 벤젠(benzene)이나 톨루엔(toluene)과 같은 방향족화합물(aromatics), 그리고 클로로포름(chloroform)이나 디클로로메테인(dichloromethane)과 같은 염소계화합물 등으로 구분하였다. 그래서 폐플라스틱의 화학적 구조특성과 분류된 휘발성유기화합물의 구조적 특성을 연관지어 분석하였다.

에스테르계(esters) 구조를 가진 PETE의 소각실험에서는 발암성물질인 벤젠이나 톨루엔과 같은 방향족화합물의 농도가 59.2%나 될 정도로 가장 높게 검출되었다(표 1 및 그림 5a). 이는 PETE의 화학적 구조 속에 벤젠링을 포함하고 있기 때문이다. 다음으로

1-뷰텐이나 2-뷰텐과 같은 지방족 알켄화합물의 배출농도가 20.7% 정도로 높게 검출되었다. 방향족화합물이나 지방족알켄화합물은 공통적으로 분자내 이중결합을 가지고 있으며, 오존형성 잠재성 (Ozone Formation Potential)이 높은 것들이 많다. 따라서, PETE의 소각에서 배출되는 휘발성 유기화합물은 여

름철의 고농도 오존형성에 상당히 기여할 가능성이 크다고 할 것이다. 또한 PETE의 구조적인 측면에서는 전혀 형성될 가능성이 없는 발암성 물질인 디클로로메테인이 상당히 높은 농도로 검출되었다. 분자 구조내 염소를 가진 PVC의 소각에서보다 디클로로메테인의 농도가 훨씬 높은 농도로 검출되었고, 반복

Table 2. Emission factor of volatile organic compounds from incineration (upto 600°C) of plastic waste using a small-scale electric furnace.

Type of plastic waste		PETE (1)	HDPE (2)	PVC (3)	LDPE (4)	PP (5)	PS (6)	Other (7)
VOCs		Emission factor (µg of VOC / kg of each plastic waste)						
Oxidized compound	acetaldehyde	51.87						
	2-butenal	7.82						
	n-butanal	1.53					7.19	7.05
	furan	41.24	17.20				79.93	
	2-methyl furan	28.43	148.67	23.98	122.50	112.52	28.61	50.80
	n-propanol				2.17			
	Sub total	130.88	165.87	23.98	124.67	112.52	115.72	57.85
Aliphatic alkene	1-butene	107.06	33.92			377.10	31.01	292.57
	2-butene	186.81	476.80		377.58	201.08	106.67	123.14
	cyclopentene	11.87	270.24	11.11	181.60	81.43	43.21	83.47
	1-heptene	17.23	162.40	46.50	141.82	91.08	74.17	30.40
	1-hexene	55.60	1388.25	111.41	782.35	1207.11	358.69	524.87
	2-hexene	5.74	368.06	65.31	401.39	30.26		33.68
	dl-limonene			2.65		5.70		
	1,3-pentadiene		271.75	27.36	342.01	285.70	175.06	263.46
	1,4-pentadiene		25.63			208.32	133.98	82.54
	1-pentene	8.97	693.11	21.34	449.27	359.13	101.85	143.83
	2-pentene	5.83	391.31		143.10	78.92	45.81	30.80
Sub total	399.12	4081.48	285.69	2819.12	2925.82	1070.45	1608.75	
Aliphatic alkane	cyclohexane	136.66				22.72	23.06	
	n-heptane			13.25	33.79			
	hexane	6.64	72.41	16.55	51.60	26.62	17.44	21.68
	2-methyl butane						62.49	
	methyl cyclopentane				53.01			
	n-nonane			6.93				
	n-octane	3.64					18.99	
n-pentane		145.61	6.18	142.80	284.73	53.53	56.97	
Sub total	146.94	218.02	42.90	281.20	334.08	175.51	78.66	
Aromatic	benzene	762.12	929.50	545.71	1048.80	296.47	2795.69	558.98
	ethyl benzene				22.04	61.60	703.30	22.65
	toluene	380.11	60.66	100.69	27.28	65.69	203.11	251.65
	xylenes				4.83	39.84	12.86	6.91
	Sub total	1142.23	990.16	646.40	1221.72	463.60	3714.96	840.19
Chlorine compound	chloroform			2.53		6.11		4.35
	dichloromethane	108.79		7.56			5.70	
	Sub total	108.79	0.00	10.08	0.00	6.11	5.70	4.35
Total		1927.97	5455.53	1009.05	4327.94	3842.12	5082.34	2589.79

된 소각실험에서도 비슷한 높은 농도로 검출되었다. 이는 본 연구에 사용된 PETE의 일부 제조과정이나 또는 사진필름의 제조과정 또는 사용과정에서 염소계 화합물이 사용되었거나, PETE병의 라벨에서 염소계 화합물이 포함되었을 가능성을 암시한다.

에틸렌 구조를 가진 HDPE의 소각실험에서 얻어진 전체 휘발성 유기화합물의 총농도(산술적으로 더한 값)는 같은 양의 PETE 소각실험에서 얻어진 농도에 비하여 약 2.8배 이상으로 높게 검출되었다(표 1). PETE와는 달리 1-헥센이나 2-헥센, 1-펜텐이나 2-펜텐, 2-뷰텐 및 시클로펜텐과 같은 지방족 알켄 화합물의 농도가 74.8%나 될 정도 매우 높게 검출되었다(그림 5b). 총 농도적인 측면에서 PETE의 소각실험에서 검출된 지방족 알켄화합물의 농도의 10배가 훨씬 넘었다. PETE의 소각실험에서보다 벤젠의 농도는 1.2배 정도 높았지만, 톨루엔의 농도는 상대적으로 매우 낮게 검출되어 전체적으로 방향족화합물의 총농도는 18.1% 정도로 PETE의 경우에 비하여 상대적으로 다소 낮았다. HDPE의 소각실험에서 배출되는 휘발성 유기화합물에 의한 오존형성 잠재성의 수치적인 측면에서는 PETE와 비교해 볼 때 3.3배 이상으로 높다고 볼 수도 있다. PETE의 경우 아세트알데히드의 농도가 높게 검출되었지만, HDPE의 경우 푸란계화합물의 농도가 높았다. 그러나 염소계화합물은 검출되지 않았다.

PVC의 소각실험에서 얻어진 휘발성 유기화합물의 총농도는 PETE나 HDPE에 비하여 훨씬 낮은 농도였다. 이렇게 상대적으로 낮은 농도로 검출되는 것은 분자구조내에 염소성분의 무게가 58~59% 높아서 휘발성 유기화합물이 될 수 있는 탄화수소의 성분이 다른 화학적 성분(탄화수소)을 가진 페플라ستيك에 비하여 상대적으로 낮기 때문으로 판단된다(표 1). 또한 난연성 염소성분에 의한 불완전연소율이 높아서 소각재의 비율이 다른 페플라ستيك에 비하여 매우 크므로, 발생된 휘발성 유기화합물이 소각재에 흡착되었을 가능성도 상대적으로 크기 때문으로도 생각할 수 있다. 검출된 휘발성 유기화합물의 화학적 구조별 분석에서는 벤젠과 같은 방향족 화합물의 농도가 64.1%로 가장 높게 검출되었고, 다음으로 지방족 알켄화합물이었다(그림 5c). 그러나 이들의 전체 농도가 상대적으로 낮으므로 PVC 소각과정에서 발생된 휘발성 유기화합물에 의한 오존형성 잠재성은 상

대적으로 낮다고 볼 수 있다.

실제로 염소계 화합물이나 폐기물의 소각에 의한 처리 가능성이 다른 폐기물에 비하여 상대적으로 매우 낮다. 그러나 병원성 폐기물속에는 아직도 여전히 많은 양의 PVC 성분이 포함되어 있을지라도, 그 속에 포함된 병원균이나 질병의 전염 가능성 때문에 여전히 소각처리비용이 높다. 따라서, 병원성 폐기물의 소각처리의 경우는 여전히 오존형성 잠재성이나 맹독성 화합물의 형성이나 배출 가능성이 크다고 할 것이다(Lee *et al.*, 2004, 2002; 박현서와 정재우, 2001; 홍영기, 2001; Lee, 1995; CEC, 1993).

에틸렌 구조를 가진 LDPE의 소각실험에서 배출되는 휘발성 유기화합물의 배출성분의 종류와 농도특성은 거의 유사한 화학구조를 가진 HDPE의 소각실험 결과와 매우 유사였다(표 1). 고분자내 결정도가 HDPE보다는 낮은 LDPE의 소각실험에서는 전체적으로 배출되는 휘발성 유기화합물의 총량은 HDPE의 약 79% 정도였다. 이는 LDPE와 HDPE의 같은 무게에 비례한 소각효율은 비슷하였지만, LDPE는 HDPE보다 결정도와 밀도가 다소 낮아서 소각에 이용될 수 있는 표면적이 더 커서 단위 부피에 대한 소각효율은 더 좋을 가능성이 있기 때문으로도 볼 수 있을 것이다(Hamid *et al.*, 1990). 또 LDPE의 소각 실험에서는 HDPE의 경우보다 전체적으로 지방족알켄 화합물의 배출비중은 상대적으로 적었지만, 방향족 화합물의 배출비중은 상대적으로 높게 검출되었다(그림 5b, 5d).

프로필렌 구조를 가진 PP의 소각실험에서는 에틸렌 구조를 가진 HDPE와 LDPE의 소각실험결과와 휘발성 유기화합물의 배출성분과 배출농도 특성에 있어서 상당히 유사한 경향을 가지고 있었다(표 1). PP의 경우 특징적으로 지방족 알켄의 상대적 배출비중은 HDPE와 유사하게 높게 나타났고, 벤젠과 같은 방향족화합물의 상대적 배출비중은 HDPE나 LDPE보다 훨씬 낮게 나타났다(그림 5e). 전체적인 휘발성 유기화합물의 배출농도는 HDPE의 70% 정도 및 LDPE의 89% 정도로 에틸렌 구조를 가진 고분자의 소각에서보다 다소 낮았다(박영권 등, 2003). 이러한 결과도 역시 HDPE와 LDPE의 차이에서와 같이, 고분자의 화학적 구조의 차이로 인하여 PP의 결정도와 밀도가 HDPE보다는 매우 낮으며 LDPE보다도 상당히 낮아서 생긴 것으로 볼 수 있다. 즉, PP의

경우 주요 사슬(main chain)은 에틸렌 구조의 연속이지만 매 반복 단위(repeating unit)마다 메틸 그룹의 결가지(branch)가 달려 있으므로, 결가지가 상대적으로 훨씬 에틸렌 구조보다 결정도와 밀도가 작게 된다. 그래서 PP의 경우 같은 무게의 소각에서 이용 가능한 소각 부피나 표면적이 HDPE나 LDPE보다 훨씬 크기 때문에, 방향족화합물을 형성하기가 상대적으로 어렵다고 볼 수 있다. 즉, HDPE, LDPE, 그리고 PP의 소각실험에서 배출되는 휘발성 유기화합물의 총량적 차이는 그들의 화학적인 구조의 차이로

설명 가능하다. 그러나 그들 간의 소각잔재의 함량은 차이가 상당히 미미하지만, 이러한 화학구조적인 차이에 의한 설명(결정도 및 밀도)과 정반대의 결과이다. 이러한 소각잔재 함량의 차이는 본 연구에 사용된 고분자들의 화학적 구조의 차이보다는 그 분자들에 포함된 가소제나 이들의 사용 중에 첨가된 물질, 그리고 그들의 성상(구조)에 더 많이 영향을 받았을 가능성이 크다고 볼 수 있다. 즉, PP의 경우 HDPE나 LDPE에 비하여 소각잔재의 함량이 상대적으로 높은 것은 본 연구에 사용된 PP 시료는 병마개,

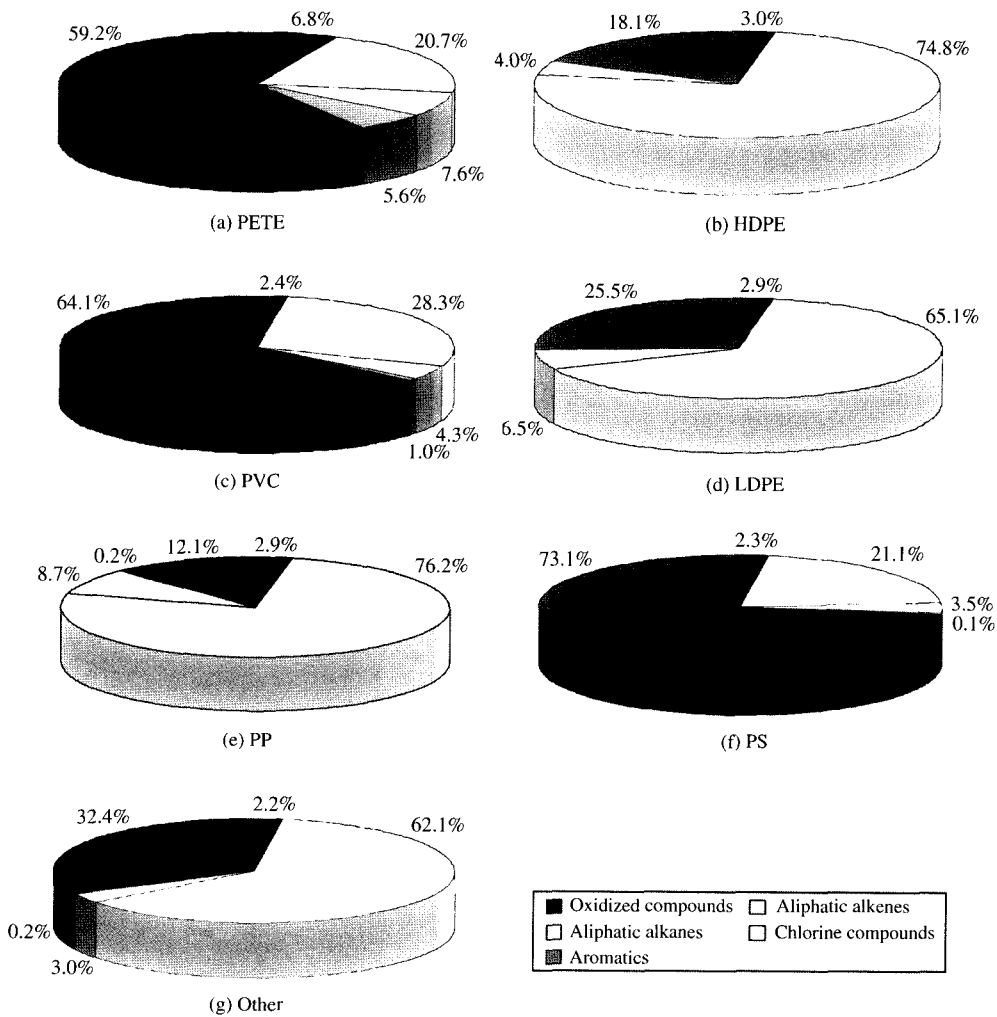


Fig. 5. Relative emission patterns of volatile organic compounds obtained from incineration of plastic waste using a small electric furnace.

청소도구와 바구니 등을 혼합하여 사용하였다. 그래서 이들 PP 재료 속에는 그러한 제품의 용도에 맞는 가소제나 첨가물 또는 사용 중에 표면에 묻어있거나 고분자 구조 속으로 함침된 성분들로 인하여 소각효율에 영향을 주었을 가능성이 있는 것으로 해석된다.

스틸렌 구조를 가지고 있는 PS의 소각실험에서 휘발성 유기화합물의 배출 총량은 HDPE의 93% 정도로 다른 플라스틱 시료보다는 높은 농도로 검출되었다(표 1). 특히, 발암성 물질인 벤젠의 발생농도는 본 연구에서 실험된 다른 모든 시료들의 약 3배에서 5배 정도로 높았다. 이는 PS 또는 스틸렌의 화학적 구조에서 다른 시료들과는 달리 벤젠링을 포함하고 있기 때문에 소각산화 또는 열분해 과정에서 벤젠링이 떨어져 나온 것으로 판단된다. 따라서, PS의 소각과정에서는 벤젠과 같은 발암성 휘발성 유기화합물의 배출방지에 다른 폐플라스틱의 소각에서보다 더 많은 노력을 기울여야 할 것이다. 벤젠의 경우와 유사한 이유로 에틸벤젠의 농도도 다른 시료들에 비하여 매우 높았으며, 배출되는 휘발성 유기화합물중 방향족 화합물이 73.1%나 될 정도로 높게 검출되었다(그림 5f). 반대로 HDPE, LDPE, 그리고 PP 시료의 소각에서는 지방족 알칸의 상대적 배출비중이 65% 이상으로 가장 높았지만, PS 시료의 소각에서는 지방족 알칸의 상대적 배출비중은 단지 21.1% 정도에 불과하였다. 이도 역시 PS의 화학적 구조속에는 무거운 비로 볼 때 벤젠링이 전체적인 구조의 75% 이상이므로 지방족 알칸화합물의 발생 가능성이 상대적으로 매우 작기 때문으로 판단된다.

케첩 및 겨자병, 기타 종류가 확인이 안 된 플라스틱류를 혼합한 Other 시료의 소각실험에서는 전체적으로 배출되는 전체적인 휘발성 유기화합물의 총농도는 PETE의 경우보다 약간 높은 농도였지만, 다른 폐플라스틱 시료의 소각에서보다는 훨씬 낮은 농도로 검출되었다. 그러나 벤젠의 검출 비중이 다소 커서 HDPE, LDPE, 그리고 PP 등의 시료 소각에서보다는 방향족 화합물의 상대적 검출비중은 상대적으로 높았다(그림 5g). 이 역시 PS나 PETE에서와 같이 사용된 시료 중에는 벤젠링을 포함하는 화학적 구조를 가진 물질이 상대적으로 많이 포함되어 있음을 암시한다. 이런 결과를 종합하여 볼 때, 소각되는 시료의 화학적 구조와 소각과정에서 검출되는 휘발성 유기화합물의 성분이나 화학적 구조 간에 밀접한 연관성

이 있는 것으로 판단된다. 따라서, 소각되는 물질의 화학적 구조나 소각되는 폐기물에 포함된 화학적 성분과 관련된 정보를 활용하게 되면, 폐기물의 소각효율 향상이나 소각장에서의 오염물의 배출방지도도 기여할 수 있을 것이다.

3. 4 휘발성 유기화합물의 배출총량

표 3에는 한국자원재생공사에서 1998년 자료로 예측한 폐플라스틱의 총 발생량과 연구에 사용된 각각의 폐플라스틱이 총발생량에 실제로 기여하는 정도를 나타내었다. 폐플라스틱 중에는 PP가 27.1 wt%로 가장 많은 비중을 차지하였고, 다음으로 HDPE가 25.7 wt%를 차지하였으며, LDPE와 PVC가 각각 17.6 wt% 및 14.5 wt%로 구성되어 있었다. 이들 폐플라스틱의 상대적 발생량과 그림 2에 나타난 각각의 폐플라스틱을 소형 전기로에서 600°C까지의 승온을 통한 소각실험과정에서 발생하는 휘발성 유기화합물의 배출인자(emission factors)에 기초하여 1톤의 플라스틱을 본 연구에서와 같은 소형소각시설의 소각과정에서 배출되는 휘발성 유기화합물의 총량을 평가(estimate) 하였다. 표 3과 그림 6에서도 나타내었듯이, 1-헥센, 1-펜텐, 2-뷰텐, 1, 3-펜타디엔, 그리고 2-펜텐과 같은 지방족 알칸화합물의 발생비중이 64.2 wt% 정도로 가장 많았다. 다음으로, 벤젠, 에틸벤젠, 그리고 톨루엔과 같은 방향족 화합물이 26.8 wt%로 많았다. 특히, 발암성 물질로 알려진 벤젠이 상당한 농도로 검출되는 결과로 볼 때, 플라스틱류 소각에서 발생된 휘발성 유기화합물 가스는 소각장 주변의 거주자나 작업자들에게 상당한 위해성을 가할 수도 있다. 또, 본 연구에서는 휘발성 유기화합물중 분자내에 이중결합을 가지고 있으며 오존형성 잠재성이 매우 큰 지방족 알칸류와 방향족 화합물의 발생이 91 wt% 이상이나 되는 것으로 나타났다. 그래서 폐플라스틱을 소각처리 할 시 폐기물의 부피를 획기적으로 줄일 수 있으며 소각과정에서 생긴 열을 이용할 수 있다는 장점이 있는 반면, 대기 중의 고농도 오존에 상대적으로 크게 기여할 수 있는 휘발성 유기화합물의 배출 비중이 큰 것은 소각처리의 단점이 될 수도 있음을 암시한다. 그러므로, 플라스틱류의 소각에서 발생된 휘발성 유기화합물은 대기 중의 오존농도 증가나 스모그 형성의 전구체로서 상당한 역할을 하게 되어 우리의 대기 환경을 저하시킬 수 있다

Table 3. Emissions of volatile organic compounds produced from the incineration at 600°C of plastic waste using a small-scale electric furnace.

		Plastic waste production							
Type of plastic wastes		PETE(1)	HDPE(2)	PVC(3)	LDPE(4)	PP(5)	PS(6)	Other(7)	Total
*Total production of plastic wastes (Thousand tons)		66.5	714	402.2	487.4	753.8	278.2	75.3	2,777.4
Relative composition of plastic wastes (%)		2.39	25.71	14.48	17.55	27.14	10.02	2.71	100
VOCs		Emissions (mg of VOC / ton of plastic waste)							
Oxidized compound	acetaldehyde	1.24							1.24
	2-butenal	0.19							0.19
	n-butanal	0.04					0.72	0.19	0.95
	furan	0.99	4.42				8.01		13.42
	2-methyl furan	0.68	38.22	3.47	21.50	30.54	2.87	1.38	98.66
	n-propanol				0.38				0.38
	Sub total	3.13	42.65	3.47	21.88	30.54	11.60	1.57	114.83
Aliphatic alkene	1-butene	2.56	8.72			102.34	3.11	7.93	124.66
	2-butene	4.46	122.59		66.27	54.57	10.69	3.34	261.92
	cyclopentene	0.28	69.48	1.61	31.87	22.10	4.33	2.26	131.93
	1-heptene	0.41	41.75	6.73	24.89	24.72	7.43	0.82	106.76
	1-hexene	1.33	356.92	16.13	137.30	327.61	35.94	14.22	889.45
	2-hexene	0.14	94.63	9.46	70.44	8.21		0.91	183.79
	dl-limonene			0.38		1.55			1.93
	1,3-pentadiene		69.87	3.96	60.02	77.54	17.54	7.14	236.07
	1,4-pentadiene		6.59			56.54	13.42	2.24	78.79
	1-pentene	0.21	178.20	3.09	78.85	97.47	10.21	3.90	371.92
	2-pentene	0.14	100.61		80.20	21.42	4.59	0.83	207.79
Sub total	9.54	1049.35	41.37	494.76	794.07	107.26	43.60	2539.94	
Aliphatic alkane	cyclohexane	3.27				6.17	2.31		11.74
	n-heptane			1.92	5.93				7.85
	hexane	0.16	18.62	2.40	9.06	7.22	1.75	0.59	39.79
	2-methyl butane						6.26		6.26
	methyl cyclopentane				9.30				9.30
	n-nonane			1.00					1.00
	n-octane	0.09					1.90		1.99
	n-pentane		37.44	0.89	25.06	77.28	5.36	1.54	147.58
Sub total	3.51	56.05	6.21	49.35	90.67	17.59	2.13	225.51	
Aromatic	benzene	18.21	238.97	79.02	184.06	80.46	280.13	15.15	896.01
	ethyl benzene				3.87	16.72	70.47	0.61	91.67
	toluene	9.08	15.59	14.58	4.79	17.83	20.35	6.82	89.05
	xylenes				0.85	10.81	1.29	0.19	13.14
	Sub total	27.30	254.57	93.60	193.57	125.82	372.24	22.77	1089.86
Chlorine compound	dichloromethane	2.60		1.09			0.57		4.27
	chloroform			0.37		1.66		0.12	2.14
	Sub total	2.60		1.46		1.66	0.57	0.12	6.41
Total		46.08	1402.62	146.11	759.55	1042.75	509.25	70.18	3976.54

*출처: 한국자원재생공사, 1998년도 예측치 (혼합 폐플라스틱 발생실태 및 재활용기술현황에 관한 조사 연구: 1996. 4).

(백성욱 등, 2003). 따라서 플라스틱류의 소각과정에서 휘발성유기화합물의 배출을 줄이기 위하여 가능하면 정상적 조건에서 소형소각로를 운전하여야 할 것이다.

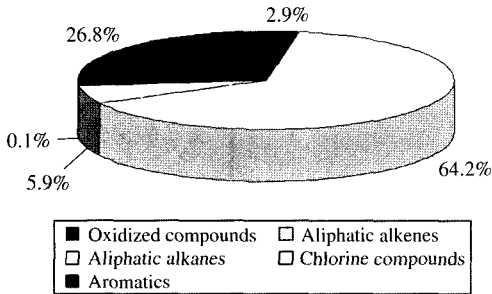


Fig. 6. Contribution to the total emissions of the VOCs obtained from the incineration of plastic wastes.

4. 결 론

본 연구는 압축공기 공급하에서 폐플라스틱(PETE, HDPE, PVC, LDPE, PP, PS, Other)을 소형전기로에서 상온에서부터 90~95분간에 걸쳐 600°C까지 승온하였고, 600°C를 60분간 유지하면서 소각시킬 때 발생하는 소각잔재 함량, 휘발성 유기화합물의 성분 및 농도특성을 분석하여 다음과 같은 결론을 얻었다. 폐플라스틱의 소각과정에서 PVC를 제외한 전 플라스틱의 소각재 함량은 1wt% 이하로 나타났으므로 폐플라스틱의 소각처리는 폐기물의 부피를 획기적으로 줄여 매립장 공간절약에 기여할 것이다. 폐플라스틱의 구조 속에 에틸렌 구조를 가진 HDPE, LDPE, 그리고 PP 시료의 소각에서는 지방족 알켄의 상대적 배출비중이 적어도 65% 이상으로 가장 높았지만, 폐플라스틱의 구조속에 벤젠 링을 가진 PETE나 PS, 그리고 PVC 시료의 소각에서는 방향족 화합물의 발생비중이 적어도 59% 이상으로 가장 높았다. 폐플라스틱의 생산량과 소형소각실험에서 얻어진 배출인자를 고려한 휘발성 유기화합물의 총농도 분석에서 1-헥센, 1-펜텐, 2-뷰텐, 1,3-펜타디엔, 그리고 2-펜텐과 같은 지방족 알켄화합물의 발생비중이 64.2wt% 정도로 가장 많았다. 다음으로, 벤젠, 에틸벤젠, 그리고 톨루엔과 같은 방향족 화합물이 26.8wt%로 많았다. 이러한 결과는 분자내에 이중결합을 가지고 있으며 고농도 오존형성 전구체로써 잠재성이 큰 지방족 알켄류와 방향족 화합물의 배출비중이 91%나 됨을 나타낸다. 또한, 발암성 물질로 알려져 소각장 주변의 거주자나 작업자들에게 상당한 위해성을 가할 수도

있는 벤젠이 상당한 농도로 검출되었다.

참 고 문 헌

강 호, 최일엽, 김중원, 안중찬, 허형수(1999) 중량제 실시 이후 일반폐기물의 조성 및 물리화학적 특성연구, 한국폐기물학회지, 16(1), 1-9.

굿에너지피아 (2003) 국내폐플라스틱 처리현황(2001), http://www.goodenerpia.com/sub/business_01_2.htm.

김승도, 김 철, 기문봉, 이준홍(1997) 소형소각시설의 문제점 및 개선방안에 대한연구, 한국폐기물학회지, 14(8), 921-923.

김승도, 박상열(2000) 폐PVC 파이프의 열분해에 대한 연구 : I. 반응 동역학 모델, 한국폐기물학회지, 17(7), 824-832.

김승도, 황인희, 이동훈(2002) PVC 열분해에 의한 탈염화수소 반응 동역학 모델에 대한 연구, 한국폐기물학회지, 19(5), 602-614.

김형만, 정중수, Jurgen Vehlow (1997) 최신 폐기물 소각 전략, 한국폐기물학회지, 14(8), 933-947.

박영권, 김주식, 최진희, 진중기, 김승도, 김승수, 김지만, 유경선(2003) 플라스틱의 촉매 열분해에 대한 고찰, 한국폐기물학회지, 20(6), 565-584.

박현서, 이병재(2001) 생활폐기물 소각재의 특성 및 안정화, 한국폐기물학회지, 18(8), 722-730.

동종인(2001) 폐기물 소각시설관리의 기술적 접근, 한국폐기물학회지, 18(3), 29-38.

박현서, 정재우(2001) 병원 폐기물 처리기술 동향, 한국폐기물학회지, 18(1), 18-27.

배성근, 박준하(1996), 「도시 쓰레기의 가연분 분석에 관한 연구」 한국폐기물학회지, 13(3), 407-418.

백성욱, 김미현, 서영교(2003) 발생원 유형에 따른 휘발성 유기화합물의 비산배출 특성평가, 한국대기환경학회지, 19(4), 363-376.

석광설, 홍지형, 이석조, 이대균, 김대곤, 박지현(2003) 폐기물소각시설에서의 수은배출특성 연구, 한국대기환경학회지, 20(2), 205-213.

신현국(1995) 폐기물 소각현황과 정책, 한국대기보전학회지, 11(2), 101-106.

이동진, 이동규, 이수구(2000) 생활폐기물 소각 및 매립처리의 경제성 평가 분석, 한국폐기물학회지, 17(1), 53-60.

이병규, 김행아(2000) 학교생활쓰레기의 성분 분석과 소형소각로 운전예에 따른 유해성 오염물의 배출 잠재성 분석 연구, 한국대기환경학회지, 16(4), 299-308.

이병규, 조정범(2002) 600°C에서 제지류 소각시 발생하는 휘발성 유기화합물 농도분석연구, 한국환경과학

- 회지, 11(10), 1109-1116.
- 이성호, 이대근 (2000) 도시쓰레기의 소각재의 용출특성에 관한 연구, 한국폐기물학회지, 17(6), 741-748.
- 이승무 (1995) 한국의 소각로 현황과 발전방향, Seoul International Waste Treatment Technology Conference, Chap. 21, August 1995, KOEX, Korea.
- 이재효, 이동훈, 강학철 (2004) 소형 폐기물 소각시설에서의 대기오염물질 및 다이옥신 배출특성, 21, 181-190.
- 이철호 (2001) 유기계 산업폐기물의 재자원화 기술; 일본 플라스틱의 리사이클 현황과 전망, <http://www.che-ric.org/ippage/ip.php?code=g200102>.
- 임계규 (1995) 폐기물 소각시설분석과 소각로 선정, 한국대기보전학회지, 11(2), 107-117.
- 장은석, 김승도, 엄유진, 송동근, 박종호, 정재성, 공성호, 김승수 (2004) 생활폐기물의 열분해특성에 대한 연구, 한국폐기물학회, 21(1), 67-82.
- 첨단환경기술 편집부 (2000) 소형소각로의 기술동향 (2), 첨단환경기술, 3월호, 60-65.
- 최용광과 이영민 (2003) 최신 소각기술 동향과 에너지 이용 방안, 첨단환경기술, 11(9), 5-14.
- 한국자원재생공사 (1996) 혼합 폐플라스틱 발생실태 및 재활용기술현황에 관한 조사연구.
- 환경부 생활폐기물과 (2003) 전국폐기물 발생 및 처리현황 (2002), <http://www.me.go.kr>.
- 홍영기 (2001) 병원 폐기물 소각로, 한국폐기물학회지, 18(1), 28-38.
- Kitakawa (2000) 소형소각로의 기술동향(1), 첨단환경기술, 2월호, 41-49.
- 星野 和久 (2000) 소형소각로의 기술동향 (3), 첨단환경기술, 4월호, 77-81.
- AWMA (Air & Waste Management Association) (2000) Waste Incineration Sources. In Air Pollution Engineering Manual, 2nd Edition (W.T. Davis, Ed), Wiley-Interscience Inc., 257-293.
- CEC (Citizens Environmental Coalition) (1993) Managing Medical Waste, CEC Fact Sheet #6, Albany, New York 12210.
- Hamid, S.H., M.B. Amin, A.G. Madhah, A.G. Edn (1990) Handbook of Polymer Degradation, 1-649.
- Lee, B.K. (1995) A Study of Characterization, Disposal, Recycling, and Air Emissions of Medical Plastic Wastes, University of Massachusetts, Ph.D. Dissertation, 1-181.
- Lee, B.K., M.J. Ellenbecker, and R. Moure-Eraso (2004) Alternatives for treatment and disposal cost reduction of regulated medical wastes, Waste Management 24(1), 143-151.
- Lee, B.K., M.J. Ellenbecker, and R. Moure-Eraso (2002) Analysis of recycling potential of medical plastic wastes, Waste Management 22(5), 461-470.
- Thornton, J. (1997) The PVC Lifecycle Dioxin from Cradle to Grave: 4 Phasing Out PVC, A Greenpeace Report, <http://www.greenpeace.org/~usa/reports/toxics/PVC/crdle/dcg04.html>, 1-7.
- U.S. EPA (2001) MSW in the United States :2001 Facts and Figures, MSW Characterization Report 2001.g.