




종 설	Review
-----	--------

폐기물 소각시설에 의한 주민 건강 영향

최영숙* · 버름마** · 채희윤***** · 엄상용*****  · 김용대*****†  · 김현** 
*질병관리청 감염병정책총괄과, **충북대학교 의과대학 예방의학교실, ***충북대학교병원 신경과,
****분당서울대학교병원 신경과, *****충북대학교병원 공공보건의료사업실,
*****충북대학교병원 지역암센터

Health Risk Related to Waste Incineration

Young-Sook Choi*, Bolormaa Ochirpurev**, Hee-Yun Chae*****,
Sang-Yong Eom*****, Yong-Dae Kim*****†, and Heon Kim**

*Division of Infectious Disease Policy Coordination, Korea Disease Control and Prevention Agency

**Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Chungbuk National University

***Department of Neurology, Chungbuk National University Hospital

****Seoul National University Bundang Hospital

*****Office of Public Healthcare Service

*****Chungbuk Regional Cancer Center, Chungbuk National University Hospital

ABSTRACT

Objectives: Waste treatment by incineration is gradually increasing as the emission of harmful substances has decreased owing to developments in incineration technology. However, residents living near incinerators continue to express anxiety regarding the effects on their health. Therefore, we attempted to summarize the health impact of incinerators by comprehensively reviewing the recently reported literature.

Methods: Sixty-two epidemiological research papers related to incineration and health effects were selected from the Google Scholar database and analyzed (from between January 2001 and December 2019).

Results: When compared to older incinerators, newer incinerators established after 2000 are considered relatively safe in terms of health effects. Nevertheless, there have been some studies that have linked them to various diseases, such as malignant tumors including soft tissue cancer and non-Hodgkin's lymphoma, reproductive disorders, respiratory diseases, and more. In addition, incinerator workers and local residents are considered to be exposed to dioxins and some heavy metals from the incinerator. Since most studies included subjects exposed to older incinerators, it is difficult to apply these results to the health impact assessment of new incinerators. However, it is not appropriate to conclude that new incinerators made with state-of-the-art technology are safe, as chronic environmental diseases caused by hazardous substances tend to appear only after prolonged exposure.

Conclusions: In terms of environmental health, it is necessary to continuously monitor the health effects of incinerators. Also, there is a need to develop a research methodology that can minimize various confounders in incineration-related epidemiological study.

Key words: Cancer, dioxin, health impact, waste incineration

†Corresponding author: Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Chungbuk National University, Cheongju 28644, Chungbuk, Korea, Tel: +82-43-261-2845, Fax: +82-274-2965, E-mail: ydkim@cbu.ac.kr
Received: 4 January 2021, Revised: 22 January 2021, Accepted: 25 January 2021

I. 서 론

산업의 발달 및 인구 증가로 급증하게 된 쓰레기의 처리는 대부분의 나라가 해결해야 할 중요한 정책과제 중 하나이다. 쓰레기 처리는 환경 뿐 아니라 공중보건학적 측면에서도 매우 중요한 문제로 이에 대한 국민들의 관심도 매우 높다.

쓰레기 처리 방법은 크게 매립과 재활용, 재사용, 발효 그리고 소각처리 등으로 나눌 수 있다.^{1,2)} 그 중 고형폐기물 소각은 19세기 말부터 시작된 것으로 알려져 있으나 유해 배기가스 때문에 그 사용이 감소했다가 소각시설의 배출물 제거기술이 발전하기 시작한 1960-1970년대부터 전세계적으로 다시 증가되기 시작하였다.³⁾ 특히, 최근에는 폐기물 소각열을 에너지로 전환하는 소각로(Waste to Energy, WTE) 기술이 향상되면서 소각이 유럽 등의 선진국에서 가장 많이 사용되는 쓰레기 처리 방법의 하나가 되었다.⁴⁾

2015년까지 EU에서만 507개의 소각장이 운영되고 있으며⁵⁾ 우리나라의 경우, 2018년 기준으로 전국의 소각시설은 에너지 전환시설을 포함하여 162개가 운영되고 있다.⁶⁾ 그러나 소각장 설치로 인해 발생할 수 있는 건강영향의 우려 때문에 소각장이 설치된 거의 모든 지역에서 소각장을 둘러싼 지역주민과 업체 또는 지자체와의 갈등이 끊이지 않는 상황이다.

소각과정으로부터 환경으로의 유해물질 배출은 소각가스의 대기 중 배출과 소각후 남은 재와 슬래, 그리고 사용한 냉각수의 방출 등을 통해 이루어진다.⁷⁾ 이 중에서 재와 슬래, 그리고 냉각수의 오염은 적절한 방법을 통해 비교적 잘 관리될 수 있지만 대기 중으로 배출되는 가스는 사람들에게 노출될 수 있는 가장 흔한 경로이다.⁴⁾ 대기로 배출되는 유해물질 중 입자상 물질과 다이옥신, 퓨란, 다환성방향족탄화수소, 중금속 등이 건강 영향과 관련하여 주목을 받고 있다.

입자에 대한 만성 노출은 사망률, 특히 심뇌혈관 질환 또는 호흡기 질환으로 인한 사망률을 높이는 것으로 알려져 있으며 급성노출은 심정지 사망이나 호흡기 질환 발생 등 주로 심폐 기능에 영향을 주는 것으로 알려져 있다.⁸⁾

소각시설에 의한 인체 영향 중 가장 개연성이 높아 보이는 것은 연부조직암(Soft tissue sarcoma)과

비호지킨림프종(Non-Hodgkin's lymphoma)의 발생이다.⁹⁻¹²⁾ 이는 소각시설에서 배출되는 다이옥신의 노출과 관련이 있을 것으로 추정된다. 그 밖의 다른 다양한 건강영향이 보고되었으나 이러한 연구들의 대부분에서 바이어스나 교란변수의 통제가 제대로 이루어지지 않아 질병과의 관련성을 결론짓기에는 한계가 있다는 논란도 많다. 결과적으로 신뢰할 수 있는 결론을 낼 만한 양질의 연구 결과가 부족하고 그나마도 대부분 유해물질 방제시설이 제대로 구비되지 않은 구형소각장 관련 연구여서 신형소각장과 구분도 필요해 보인다.

따라서 본 연구에서는 비교적 최근에 보고된 논문 검토를 바탕으로 소각장 주변 주민에 대한 건강영향을 체계적 검토를 통하여 평가해보고, 이를 바탕으로 향후 우리나라의 소각시설 설치 및 관리에 대한 보건학적 측면의 제언을 하고자 하였다.

II. 연구 방법

2020년 1월 'Google Scholar Database (<https://scholar.google.com/>)'를 이용하여 소각장과 건강영향에 관한 논문을 검색하였다. 검색 기간은 2001년 1월부터 2019년 12월까지였으며 검색 키워드로는 'incineration', 'health', 'epidemiology', 등을 사용하였고 연구주제와 관련된 종설의 경우도 일부 분석대상에 포함하였다. 이 중 근로자나 지역주민 등의 사람을 대상으로 한 역학연구가 아닌 동물실험, 세포독성 실험 등의 논문은 제외하였고 건강영향이 아닌 정책적인 방향의 논문, 영어 이외의 다른 언어로 된 논문도 제외하였다. 연구의 형태, 대상자수, 교란변수 통제 여부 등을 토대로 연구논문의 신뢰성을 낮음, 중간, 높음으로 구분하였으며 그 결과 신뢰도 낮음으로 판정된 논문은 분석에서 제외하였다. 이를 통해 총 62편의 논문을 최종 선정하여 분석하였다.

선정된 연구논문은 유해물질노출에 대한 부분과 건강영향에 대한 부분을 나누어 요약 정리하였으며, 해당 논문에 대해서는 발표된 시기와 국가, 연구대상자 특성(규모 및 근로자/지역주민 구분), 연구형태, 주요결과, 그리고 소각장과의 관련성을 3단계로 구분하여 기술하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 소각시설의 노출 위험도 평가

소각로로부터 배출되는 유해물질은 다이옥신을 포함해서 유해중금속, 다환방향족탄화수소, 휘발성유기화합물, 미세먼지 등 매우 다양하다(Table 1). 소각장 주변의 환경 농도 평가에 있어 일부 연구에서는 소각로 굴뚝의 위치에서 직접 측정된 경우도 있었으나 대부분의 연구는 모델링 기법 등을 활용하여 굴뚝 위치 또는 굴뚝에서 멀리 떨어진 지역에서의 농도를 추정하여 호흡기를 통한 노출량을 산정하는 방식이었다. 또한 다이옥신이나, 중금속, 다환성방향족탄화수소 등의 유해물질은 호흡기 뿐 아니라 식품이나 음용수를 통한 구강 노출도 무시할 수 없는 수준¹³⁾이어서 유해물질에 대한 주민들의 노출수준을 정확하게 평가하기 위해서는 환경 중의 농도와 더불어 생체시료에서의 내적 노출평가가 동시에 이루어져야 한다. 따라서 본 논문에서는 소각장과 관련하여 내적 노출평가가 수행된 연구 26편을 대상으로 검토하였다.¹⁴⁻³⁹⁾ 내적 노출평가를 위한 생체시료는 대부분 혈액이나 소변이 이용되었고 주로 다이옥신, 퓨란, 중금속, PAH 등이 측정되었다.

소각장에서 배출되는 유해물질 중에서 주민들의 관심이 높은 물질은 다이옥신과 퓨란(PCDD/Fs) 화합물이다. 이는 이들 물질이 발암성 뿐 아니라 내분비교란물질로도 잘 알려진 대표적인 유해환경물질이기 때문이다.¹⁴⁻¹⁶⁾ 본 연구에서 최종 분석한 26편의 논문 중 21편의 논문이 혈중 다이옥신/퓨란의 농도를 평가한 것이었다. 유해물질의 농도를 평가한 연구는 소각장 근로자들을 대상으로 한 연구와 주변 지역에 거주하는 주민들을 대상으로 한 연구로 크게 나뉘어진다. 연구별로 유해물질의 측정결과를 제시하였으며 연구대상자의 규모와 근로자, 주민 여부를 구분하여 Table 2에 제시하였다. 혈중 다이옥신의 농도는 연구에 따라서 큰 차이를 보인다. Moon 등²⁷⁾이 우리나라의 소각장 근로자와 지역주민들을 대상으로 수행한 연구에서는 근로자의 경우, 3.14 pg TEQ/g lipid의 농도를 보인 반면, 지역주민에서는 6.60 pg TEQ/g lipid의 농도를 보여 예상과는 달리 지역주민에서의 혈중 다이옥신 농도가 오히려 높게 나타났다. Leem 등²⁵⁾의 연구나 Park 등²⁸⁾이 비교적 대규모의 근로자와 지역주민을 대상으로 한 연구에서

Table 1. Emissions from incinerators^{6,5)}

Category	Compound
Hydrocarbons	Dioxins
	Furans
	PAHs
	PCBs
	Volatile organic compounds
Gases compounds	NH ₃
	CO
	HCl
	NO _x
	SO _x
Heavy metals	Cadmium
	Nickel
	Mercury
	Arsenic
	Lead
	Chromium
	Cobalt
	Vanadium
	Copper
Dust	PM (PM ₁₀ , PM _{2.5})

도 이와 유사한 결과가 나타나 소각장 근로자의 경우 안전보호구 착용이나 교육 등의 이유로 인해 지역주민보다 오히려 유해물질에 대한 노출이 적을 가능성이 있다. 반면에, Fierens 등^{17,19)}이 벨기에의 소각장 주변 지역 주민들을 대상으로 시행한 연구에서는 PCDD/DF 농도가 40.0 pg I-TEQ/g lipid로 나타나 매우 높은 혈중 농도를 보였다. 또한 이들의 높은 다이옥신 농도가 소각장과 관련성이 있다고 보고하였다. Takata 등²⁹⁾과 Yamamoto 등³⁰⁾이 일본인을 대상으로 한 연구에서도 근로자들의 다이옥신 농도가 각각 84.8±30.2 pg I-TEQ/g lipid, 41.1 pg TEQ/g lipid를 보여 소각장 근로자의 높은 다이옥신 노출 가능성을 제기했으며, 특히 Yamamoto 등³⁰⁾의 연구에 따르면, 1997년 폐쇄된 일본의 소각장 근로자 16명의 혈중 PCDD/PCDF 농도는 같은 지역에 거주하는 농민에 비해 PCDD는 4.7배, PCDF는 21.2배 더 높은 것으로 확인되었다. 그 밖에 포르투갈^{15,21)}이나 이탈리아¹⁶⁾, 스페인^{23,24)}, 프랑스 등¹⁸⁾의 유럽국가와 대만 등^{14,20,34)}의 연구에서는 대략 20 pg TEQ/g lipid

Table 2. Summary of the results of epidemiological studies on level of pollutant from incinerator in human

Reference, year	Subject (Country) ^a	Pollutant	Specimens	Results	Association with incineration ^b
Chen et al. ⁽¹⁴⁾ 2006	1,034 GP (Taiwan)	Dioxins	Blood	13.1-18.9 pg I-TEQ/g lipid	M
Sampaio et al. ⁽¹⁵⁾ 2004	118 GP (Portugal)	Dioxins	Blood	Exposed (<3 km): 16.8±5.8, Referent (>5 km): 16.1±6.0 pg I-TEQ/g lipid	L
Felip et al. ⁽¹⁶⁾ 2008	74 GP (Italy)	Dioxins	Blood	Exposed (<3 km): 7.7-9.3 pg WHO-TEQ/g lipid	L
Fierens et al. ⁽¹⁷⁾ 2006	115 GP (Belgium)	Dioxins	Blood	40.0 pg I-TEQ/g lipid	M
Frery et al. ⁽¹⁸⁾ 2007	1,030 GP (France)	Dioxins	Blood	PCDD/F: 13.1-15.5 pg WHO-TEQ/g lipid, PCDD/F+PCB: 26.6-31.8 pg WHO-TEQ/g lipid	M
Fierens et al. ⁽¹⁹⁾ 2007	205 GP (Belgium)	Dioxins	Blood	PCDD/DF: 37.9 pg I-TEQ/g lipid, PCDD/D+PCB: 49.0 pg I-TEQ/g lipid	H
Hwang et al. ⁽²⁰⁾ 2007	1,658 GP (Taiwan)	Dioxins	Blood	18.7-19.0 pg WHO-TEQ/g lipid	L
Reis et al. ⁽²¹⁾ 2007	181 GP (Portugal)	Dioxins	Blood	9.5±3.9 pg I-TEQ/g lipid	L
Tajimi et al. ⁽²²⁾ 2005	240 mothers (Japan)	Dioxins	Breast milk	PCDD/DF: 14.9±6.0 pg I-TEQ/g lipid, PCDD/D+PCB: 25.6±9.7 pg I-TEQ/g lipid	L
Bocio et al. ⁽²³⁾ 2004	50 GP (Spain)	Dioxins	Adipose tissue, blood, breast milk	In adipose tissue: 9.2, in breast milk: 10.0 in blood: 16.0 pg I-TEQ/g lipid	-
Gonzalez et al. ⁽²⁴⁾ 2000	201 GP, 17 workers (Spain)	Dioxins	Blood	Exposed: 16.7, Referent control: 16.7, Worker: 15.7 pg I-TEQ/g lipid	L
Leem et al. ⁽²⁵⁾ 2003	26 GP, 42 workers (R. of Korea)	Dioxins	Blood	MSWI worker: 10.4, MSWI resident: 13.7 pg I-TEQ/g lipid, ISWI worker: 12.22, ISWI resident: 53.42 pg I-TEQ/g lipid	M
Lim et al. ⁽²⁶⁾ 2004	23 GP, 12 workers (R. of Korea)	Dioxins	Blood	Worker: 24.97±19.19, resident: 14.57±7.98 pg TEQ/g lipid	M
Moon et al. ⁽²⁷⁾ 2005	79 GP, 28 workers (R. of Korea)	Dioxins	Blood	Worker: 3.14, resident: 6.60 pg TEQ/g lipid	-
Park et al. ⁽²⁸⁾ 2014	539 GP, 954 workers (R. of Korea)	Dioxins	Blood	Worker: 8.52, resident (<3 km): 9.41, resident (>10 km): 9.12 pg I-TEQ/g lipid	L
Takata et al. ⁽²⁹⁾ 2003	96 workers (Japan)	Dioxins	Blood	Total dioxin: 84.8±30.2 pg I-TEQ/g lipid	M
Yamamoto et al. ⁽³⁰⁾ 2015	16 workers (Japan)	Dioxins	Blood	Total dioxin: 41.1 pg TEQ/g lipid	H

Table 2. Continued

Reference, year	Subject (Country) ^a	Pollutant	Specimens	Results	Association with incineration ^b
Kumagai et al. ³¹⁾ 2000	50 workers (Japan)	Dioxins	Blood	Worker: 19.2, Control: 22.9 pg TEQ/g lipid	L
Kumagai et al. ³²⁾ 2002	40 workers (Japan)	Dioxins	Blood	Worker: 22.4, Control: 16.8 pg TEQ/g lipid	M
Kitamura et al. ³³⁾ 2000	94 workers (Japan)	Dioxins	Blood	39.7 pg I-TEQ/g lipid, range: 13.3-805.8 pg TEQ/g lipid	H
Hu et al. ³⁴⁾ 2004	133 workers (Taiwan)	Dioxins	Blood	15.3 pg WHO-TEQ/g lipid, range: 5.5에서 59.0 pg TEQ/g lipid	M
Begona et al. ³⁵⁾ 2010	202 GP (Spain)	Metals	Urine	UCr: 0.23-0.29 µg/g creatinine, UCd: 0.3 µg/g creatinine, UHg: 0.36-0.37 µg/g creatinine.	L
Xu et al. ³⁶⁾ 2019	176 Children (China)	Metals	Blood	BCr: 2.57 (referent: 0.79 µg/L), BCd: 1.83 (referent: 1.81 µg/L); BPb: 44.00 (referent: 32.31 µg/L)	H
Lee et al. ³⁷⁾ 2012	946 GP (R. of Korea)	Metals	Blood	BCd: 1.7 (referent: 1.5 µg/L), BPb: 43.1 (referent: 40.9 µg/L), BHg: 1.3 (referent: 1.5 µg/L)	L
Deng et al. ³⁸⁾ 2016	447 GP & workers (China)	Metals	Blood	BHg: Exposed resident: 0.81 Control resident: 0.70, Workers: 1.02 µg/L	H
Fierens et al. ¹⁹⁾ 2007	205 GP (Belgium)	Metals	Blood, Urine	BPb: 39.4-43.3 µg/L, UCd: 0.43-0.62 µg/g creatinine, UHg: 1.79-2.11 µg/g creatinine	-
Ranzi et al. ³⁹⁾ 2013	168 GP (Italy)	Metals	Blood, Urine	BCd: 0.5 (referent: 0.5 µg/L), BPb: 27 (24 µg/L), BHg: 4.5 (1.5 µg/L), SCu: 992 (924 µg/L) UNi: 8.68 (7.88 µg/L), UCu: 13 (14 µg/L), UPb 0.52 (0.40 µg/L), UCd: 0.22 (0.19 µg/L), UZn: 411 (395 µg/L), UMn: 0.69 (0.52 µg/L)	H
Gatti et al. ⁴⁰⁾ 2017	500 GP (Italy)	Metals	Urine	UCr: 0.17 (referent: 0.05-0.35 µg/L), UCd: 0.26 (0.1-1.0 µg/L), UHg: 0.72 (0.1-5.0 µg/L), UPb: 0.9 (0.01-2.0 µg/L), UNi: 2.0 (0.1-2.0 µg/L), UCu: 6.9 (4-15 µg/L), UAs: 28 (<100 µg/L), USn: 0.68 (<2.28 µg/L), UV: 0.30 (<0.2 µg/L)	L
Ranzi et al. ³⁹⁾ 2013	168 GP (Italy)	PAH	Blood	B-phenathrene: 9.5 (referent: 7.2 ng/L) B-anthracene: 0.8 (0.5 ng/L), B-pyrene: 1.6 (1.3 ng/L)	H
Ichiba et al. ⁴¹⁾ 2007	100 workers (Japan)	PAH	Urine	U1-OHP: 0.044 (referent:0.067 µg/g creatinine), U2-NAP: 10.0 (7.5 µg/g creatinine)	M
Ranzi et al. ³⁹⁾ 2013	168 GP (Italy)	VOC	Urine	UBenzene: 505 (referent: 347 ng/L), UToluene: 203 (233 ng/L), UEthylbenzene: 55 (61 ng/L), UXylene: 131 (126 ng/L)	L

^aGP: general population

^bL: low, M: medium, H: high

이내의 유사한 혈중 다이옥신 농도를 보였다.

신형소각장과 비교해서 구형소각장에 장기간 노출된 산모의 모유 속 다이옥신 농도가 통계적으로 유의하게 높았다는 보고도 있고²¹⁾, 우리나라의 산업폐기물 소각장 주변 주민의 혈중 다이옥신 농도가 생활쓰레기 소각장 근로자 및 주민들과 비교할 때 유의하게 높았다는 보고도 있었다.²⁵⁾ 이러한 연구결과는 소각장의 소각방식이나 설비상태, 그리고 어떤 물질을 소각하는지에 따라 다이옥신의 배출량과 노출량이 크게 달라질 수 있음을 의미한다.

또한 체내로 유입되는 다이옥신의 90% 가량은 식이를 통해 이루어진다.¹⁾ 같은 지역에 거주하는 지역 주민은 동일한 지역의 농산물을 섭취할 가능성이 높기 때문에 소각장으로부터의 다이옥신 노출은 음식을 통해 섭취된 다이옥신 노출량에 상쇄될 가능성도 있다. 다이옥신 노출을 평가할 때 식이습관에 대한 조사가 반드시 포함되어야 하는 이유이다.

소각장으로부터 배출되는 유해금속은 카드뮴, 크롬, 코발트, 구리, 납, 망간, 수은, 니켈, 비소, 바나듐 등이 알려져 있으나 주로 납, 카드뮴, 수은, 크롬에 대한 평가가 수행되었다. 유해금속에 대한 연구는 다이옥신 평가 연구에 비해 상대적으로 활발하게 진행되지는 않은 편이다. 본 연구에서는 총 7편의 중금속 관련 연구를 분석하였다.^{19,35-40)}

Deng 등³⁸⁾이 중국에서 소각장 근로자와 주변 지역 주민을 대상으로 혈중 수은 농도를 측정 한 연구에 의하면 식이 섭취 등의 교란변수를 통제 한 후에 소각장 지역주민의 평균농도는 0.81 µg/L, 근로자는 1.02 µg/L를 보여 대조군의 평균농도인 0.70 µg/L에 비해 통계적으로 유의하게 높은 것이 확인되었고, Xu 등³⁶⁾의 연구에서도 소각장 근처에 거주하는 어린이와 대조지역에 거주하는 어린이의 혈중 크롬 농도가 각각 2.57와 0.79 µg/L를 보였고, 혈중 납 농도는 각각 44.0과 32.3 µg/L로 보여 소각장 주변 어린이의 중금속 농도가 유의하게 높은 것으로 확인되었다. Ranzi 등³⁹⁾이 이탈리아의 소각장 주변에 거주하는 주민과 대조지역 주민의 중금속 농도를 비교한 연구에서 혈중납 (27 vs. 24 µg/L), 혈중 수은(4.5 vs. 1.5 µg/L), 혈청 구리(992 vs. 924 µg/L), 요중니켈 (8.68 vs. 7.88 µg/L), 요중아연(411 vs. 395 µg/L), 요중망간(0.96 vs. 0.52 µg/L)의 농도가 모두 조사지역 주민에서 대조지역 주민보다 높게 보고되었다. 이러

한 결과를 종합해보면, 소각장 주변의 지역주민과 근로자는 소각장으로부터 배출되는 유해중금속에 노출되고 있는 것으로 판단된다.

그 밖에 스페인,³⁵⁾ 이탈리아,⁴⁰⁾ 그리고 우리나라 지역주민을 대상으로 한 연구³⁷⁾에서는 혈중 유해금속의 농도가 대조지역 주민과 유사한 수준을 나타내 소각장과 연관성은 없는 것으로 확인되었다.

쓰레기 소각과정 중에는 benzo[a]pyrene을 포함한 다양한 종류의 다환방향족탄화수소류가 배출된다. Ranzi 등³⁹⁾은 이탈리아에서의 연구에서 혈중 phenanthrene, anthracene, pyrene 농도가 대조지역 주민에 비해 유의하게 높다고 보고하였으며, Ichiba 등⁴¹⁾이 일본인 근로자를 대상으로 수행한 구형소각장과 신형소각장에 대한 비교 연구에서 구형소각장에 근무하는 근로자들의 요중 PAH 대사체 농도가 신형소각장 근로자에 비해 유의하게 높은 것을 확인하였다.

요중 휘발성유기화합물의 내적노출 농도를 평가한 Ranzi 등³⁹⁾의 연구에서 일부 유기화합물의 농도가 대조군에 비해 높은 것으로 확인되었으나 소각장과 관련성은 높지 않은 것으로 확인되었다.

2. 소각장에 의한 건강영향

본 연구에서는 소각장과 건강영향과의 관련성을 평가한 27편의 역학 연구 논문을 요약하여 Table 3에 기술하였다.^{9-12,42-64)}

2.1. 발암성

소각장에서 배출되는 유해물질 중에는 발암성물질이 다수 포함되어 있어서 소각장 근로자 또는 주변 거주 주민들에 대한 건강영향연구 중 상당수가 발암성에 관한 것이었다. 1990년대 연구를 통해서 매우 다양한 종류의 암발생 또는 암사망이 소각장과 관련된 것으로 보고되었으나 2000년 이후에는 암과 관련된 역학연구의 수가 상대적으로 대폭 감소되었다.

소각장과 암발생의 관련성에 대해서는 연구마다 관련된 암종의 종류가 다양하고 대부분의 연구에서 바이어스나 교란변수 통제 등이 충분히 이루어지지 않았다는 이유 등으로 논란의 대상이 되기도 한다. 또한 대부분의 경우가 구형소각장과 관련성에 대한 것이어서 최근의 신형소각장에 그대로 적용하기엔 다소 무리가 있다. 그럼에도 불구하고 비호지킨 림프종(Non-Hodgkin lymphoma, NHL)^{9,10)}과 연부조

Table 3. Summary of the results of epidemiological studies on the health effects of the incinerator

Reference, year	Study type ^a	Subject (Country) ^b	Health effects	Environmental factor	Results	Association with incineration ^c
Floret et al. ⁹⁾ 2003	CCS	222 (case)+ 2,220 (control) (France)	Non-Hodgkin's Lymphoma	Dioxin	Incidence: OR: 2.3 (95% CI: 1.4-3.8)	H
Viel et al. ¹⁰⁾ 2008	CSS	2,270 block group (France)	Non-Hodgkin's Lymphoma	Dioxin	Incidence: RR: 1.12 (95% CI: 1.00-1.25) in both sex, RR: 1.18 (95% CI: 1.01-1.37) in female	H
Zamboni et al. ¹¹⁾ 2007	CCS	205 (case)+ 615 (control) (Italy)	Sarcoma	Dioxin	All sarcoma: OR: 3.3 (95% CI: 1.24-8.67) Soft tissue sarcoma: OR: 3.27 (95% CI: 1.35-7.93)	H
Comba et al. ¹²⁾ 2003	CCS	37 (case)+ 171 (control) (Italy)	Soft tissue sarcoma	Distance from incinerator (2 km)	OR: 31.4 (95% CI: 2.6-176.1)	L
Parodi et al. ⁴²⁾ 2004	CSS	Italy	Lung cancer	2 Incinerator region vs. Urban	Lung cancer mortality: RR: 1.03 and 0.77 in male, RR: 1.54 and 2.14 in female	M
Fukuda et al. ⁴³⁾ 2003	CSS	590 GP (Japan)	Lung cancer	Incinerator region vs. non-incinerator region	Lung cancer mortality: RR: 0.94 in male, RR: 0.96 in female	M
Federico et al. ⁴⁴⁾ 2010	ES	Italy	Leukemia, all cancer death	Distance from incinerator (<2 km)	Leukemia death SIR: 1.28 (95% CI: 1.03-1.57) All cancer death SIR: 10.06 (95% CI: 1.04-1.09)	L
Ranzi et al. ⁴⁵⁾ 2011	CSS	31,347 GP (Italy)	Cancer mortality	Distance from incinerator (<3.5 km)	All cancer death RR: 1.47 (95% CI: 1.09-1.99) Stomach cancer death RR: 2.51 (95% CI: 1.27-4.971.99) The other cancer death were not significant.	M
Knox et al. ⁴⁶⁾ 2000	CSS	Great Britain	Child cancer	Distance from incinerator (<5 km)	Incidence RR: 2.0	M
Charbotel et al. ⁴⁷⁾ 2005	CSS	160 workers (France)	Lung function (FEV1, FVC)	Incinerator workers' lung functions has identified some lung impairments among workers exposed to incinerator air pollutants compared to non-exposed workers.		M
Hazucha et al. ⁴⁸⁾ 2002	CSS	1,616 GP (France)	Lung function (FEV1, FVC)	No difference between population living near incinerator and referent population.		L
Lin et al. ⁴⁹⁾ 2006	CSS	6,697 GP (Taiwan)	Reproductive disorder	Dioxin	Low birth weight OR: 1.07 Preterm delivery OR: 1.22	M
Candela et al. ⁵⁰⁾ 2013	CSS	21,517 pregnant women (Italy)	Reproductive disorder	PM10	Preterm delivery OR: 1.30 (1.08-1.57), very preterm delivery OR: 2.19 (1.24-3.58)	H

Table 3. Continued

Reference, year	Study type ^a	Subject (Country) ^b	Health effects	Environmental factor	Results	Association with incinerator ^c
Santoro et al. ⁽⁵¹⁾ 2016	CSS	2,401 pregnant women (Italy)	Reproductive disorder	PM10	Preterm delivery OR: 1.61 (0.88-2.94), very preterm delivery OR: 2.18 (1.05-4.53)	H
Cordier et al. ⁽⁵²⁾ 2004	RCS	2,772 community (France)	Reproductive disorder	Distance from incinerator	Malformation RR: 1.09 (0.97-1.11), facial cleft: 1.32 (1.06-1.59), renal dysplasia: 1.58 (1.10-2.20)	H
Dummer et al. ⁽⁵³⁾ 2003	CSS	244,757 birth (England)	Reproductive disorder	Distance from incinerator	Spina bifida OR: 1.17 (1.07-1.28), heart defect: 1.12 (1.03-1.22)	M
Candela et al. ⁽⁵⁴⁾ 2015	CSS	11,875 pregnant women (Italy)	Reproductive disorder	PM10	Miscarriage OR: 1.29 (95% CI: 0.97-1.72) in all, OR: 1.44 (95% CI: 1.06-1.96) in women without previous miscarriage	M
Reis et al. ⁽⁵⁵⁾ 2007	CSS	181 GP (Portugal)	Reproductive disorder	Dioxin	Parity is not associated with incineration	L
Tango et al. ⁽⁵⁶⁾ 2004	CSS	225,215 birth (Japan)	Reproductive disorder	Distance from incinerator	Infant death was associated with distance from incinerator (p=0.023) and infant deaths with all congenital malformations combined (p=0.047), where a "peak" is detected around 1-2 km.	M
Vinceti et al. ⁽⁵⁷⁾ 2008	PCS	3,796.64 person-year (Italy)	Reproductive disorder	Dioxin	Birth defect RR: 0.64 (95% CI: 0.20-1.55), abortion RR: 1.00 (0.65-1.48) for GP	L
Lung et al. ⁽⁵⁸⁾ 2020	PCS	19,516 children (Taiwan)	Development	Distance from incinerator (<3 km)	Birth defect RR: 2.26 (0.57-6.14), abortion RR: 1.04 (0.38-2.30) for workers	L
Galise et al. ⁽⁵⁹⁾ 2012	RCS	15,065 GP (Italy)	Mortality, Hospital administration (HA)	PM10	Living within 3km of an incinerator had a negative effect on children's 6-month development, however the effect dissipated after 18 months.	L
Kim et al. ⁽⁶⁰⁾ 2011	CSS	10,192,710 GP (R. of Korea)	Disease burden, DALY	PM10, NO ₂ , SO ₂ , CO	All cause mortality - RR: 1.006 (1.004-1.008) Cardiovascular death - RR: 1.009 (1.005-1.013) Respiratory death - RR: 1.013 (1.005-1.020) Cardiovascular HA - RR: 1.003 (1.000-1.006) Respiratory HA - RR: 1.006 (1.002-1.011)	L

Table 3. Continued

Reference, year	Study type ^a	Subject (Country) ^b	Health effects	Environmental factor	Results	Association with incineration ^c
Nakayama et al. ⁽⁶¹⁾ 2006	CSS	80 workers (Japan)	Mental health		No difference on stress between incineration worker and office workers.	L
Hours et al. ⁽⁶²⁾ 2003	CSS	196 workers (France)	Others		Skin symptom OR: 4.85 (2.04-11.51), cough OR: 6.58 (2.18-19.85)	M
Miyake et al. ⁽⁶³⁾ 2005	CSS	450,807 children (Japan)	Others	Distance from incinerator	Wheezing OR: 1.08 (1.01-1.15), Headache OR: 1.05 (1.00-1.11), Stomach ache OR: 1.06 (1.01-1.11), and Fatigue OR: 1.12 (1.08-1.17)	L
Leem et al. ⁽²⁵⁾ 2003	CSS	42 worker, 26 GP (R. of Korea)	Others		Oxidative stress: worker < incinerator residence	L
Yoshida et al. ⁽⁶⁴⁾ 2003	CSS	81 workers (Japan)	Others		Urinary 8-OH-dG increased in incinerator worker (P<0.05). Estradiol: positive correlation with dioxin level.	M
Chen et al. ⁽¹⁴⁾ 2006	CSS	1,034 GP (Taiwan)	Others	Distance from incinerator (<5 km)	Blood glucose, gamma GT level: positive correlation with dioxin level. Hypertension OR: 5.58 (95% CI 1.63-19.62)	L

^aCSS: Cross-sectional study, CCS: Case-control study, RCS: Retrospective cohort study, PCS: Prospective cohort study, ES: Ecological study

^bGP: general population

^cL: low, M: medium, H: high

직암(Soft tissue sarcoma)^{11,12)}은 비교적 오래전부터 많은 연구를 통해 소각장과의 관련성이 제기되어 왔다.

혈액암의 일종인 비호지킨림프종은 림프절에 생기는 악성종양으로 다이옥신 노출과 매우 밀접한 관련이 있음이 알려져 왔다. Floret 등⁹⁾은 1970년대 소각장 지역주민의 다이옥신 노출과 NHL 발생에 대한 환자대조군 연구에서 다이옥신에 0.4 fg/m³ 이상 노출되는 경우, 비호지킨림프종의 발생이 2.3배 높아진다고 보고하였고, Viel 등¹⁰⁾의 연구에서도 소각장 지역주민의 비호지킨림프종 발생이 남녀 전체 대상인 경우는 대조군에 비해 1.12배, 여성의 경우에는 1.18배 높았다는 연구 결과가 보고되었다.

연부조직암은 뼈 이외의 근육, 지방, 관절, 섬유조직 등에서 발생하는 종양으로 쓰레기 소각과의 관련성이 오래전부터 알려져 왔다. Zambon 등¹¹⁾은 다이옥신에 6 fg/m³ 이상 노출되는 경우, 연부조직암의 발생위험은 3.3배 높아진다고 보고하였고 이탈리아의 Mantua 지역을 대상으로 한 Comba 등¹¹⁾의 연구에서는 소각장 반경 2 km 이내의 주민들이 타지역 주민에 비해 연부조직암 발생이 무려 31.4배 높다고 보고되었으나 암발생자 수가 5명에 불과해 산출된 상대위험도의 값이 다소 과대평가되었을 가능성이 높다.

Parodi 등⁴²⁾은 2개 소각장 지역 주민들과 도시지역 주민을 대상으로 암사망률을 비교한 연구에서 대부분의 암종이 두 지역간에 차이를 보이지 않았으나 여자들의 폐암 사망이 두 지역 모두 도시지역에 비해 높다고 보고하였다(각각 RR=1.54, 2.14). 그러나 Fukuda 등⁴³⁾이 일본의 소각장 주변 주민들을 대상으로 한 연구에서는 폐암을 포함한 모든 암발생이 다이옥신 농도와 관련성이 없다고 보고하였다.

Federico 등⁴⁴⁾은 소각장 주변 지역 주민들 대상의 연구에서 모든 암 사망이 소각장과 관련이 있다고 보고했으나 이들 암종으로 인한 사망의 비교위험도는 1.06 (95% CI: 1.04-1.09)으로 소폭 증가한 수준이었다. 다만, 백혈병으로 인한 사망은 소각장 지역 주민들이 타지역 주민들에 비해 1.28배 많이 발생하는 것으로 보고하였다. Ranzi 등⁴⁵⁾의 연구에서는 소각장 주변 지역 주민의 모든 암사망이 대조지역에 비해 1.47배 높다고 보고되었으며 위암사망도 2.51배 많이 발생하는 것으로 조사되었다. 그러나 이를 제외한 다른 암사망은 통계적으로 유의한 차이를 보이지 않았다. Knox 등⁴⁶⁾이 어린이를 대상으로 수행한

역학연구 결과, 소각장 반경 5 km 이내에 거주하는 어린이들의 소아암 발생이 타지역에 비해 2.0배 높다는 것이 보고되었다.

최근에 보고된 소각장과 암발생과의 관련성은 일관적이지 못하고 다소 혼합된 양상을 보이지만 암이라는 질환의 심각성을 고려할 때 암과 관련된 건강 영향은 지속적으로 주목할 필요가 있다.

2.2. 호흡기계 질환

소각시설에서 배출되는 유해물질의 주된 노출 경로가 호흡기인 관계로 소각장과 호흡기계 질환과의 관련성에 관한 연구가 많이 진행되었으나 2000년대 이전의 연구결과와는 달리 유의한 관련성이 확인된 최근 연구는 그리 많지 않다. Charbotel 등⁴⁷⁾은 160 명의 소각장 근로자들을 대상으로 폐기능을 조사한 연구에서 소각장 노출 근로자들의 폐기능이 비노출 근로자에 비해 통계적으로 유의하게 저하되었음을 보고하였으나 Hazucha 등⁴⁷⁾이 일반인구집단을 대상으로 시행한 연구에서는 폐기능 저하와 소각장과의 관련성이 확인되지 않았다고 보고하였다.

2.3. 생식기계 이상

다이옥신은 여러 단계에 걸쳐 태아의 발달을 방해함으로써 유산이나 기형아를 유발하는 것으로 알려진 대표적인 최기형성물질 중 하나이다. 2000년 이후 소각장과 생식기계 이상과의 관련성을 보고한 9 편의 논문⁴⁷⁻⁵⁷⁾ 중 소각장과의 관련성이 보통 등급 이상인 연구는 모두 7편으로 다양한 종류의 생식기계 이상이 보고되었다. 임신 37주 이내의 출산을 조산으로 정의하는데 이탈리아에서 2001년부터 2010년 사이에 태어난 소각장 주변의 21,517명의 산모를 대상으로 수행된 연구에서 소각장으로 인한 조산의 위험성이 1.30배였다고 보고되었으며,⁵⁰⁾ 임신 28주에서 32주 사이의 출산인 극조산위험도는 소각장 주변 거주로 인해 2.19배 증가하는 것으로 보고되었다. 이탈리아에서 수행된 다른 연구에서도 조산의 위험성은 1.30배, 극조산위험도는 2.18배 높다는 유사한 연구결과가 보고되었다.⁵¹⁾ 대만의 일반 인구집단을 대상으로 연구한 Lin 등⁴⁹⁾의 연구에서도 다이옥신 고농도 집단군의 조산위험도가 저농도 집단에 비해 1.22배 높다고 보고하여 소각장에서의 유해물질 노출이 조산아 출산과 관련성이 있을 개연성이 높은

것으로 판단된다.

병원 입퇴원 기록과 대기확산모델링 자료를 이용하여 분석한 한 연구 결과에 따르면 기존의 유산 경험이 없는 산모들의 유산 관련 입원율이 소각장 유해물질의 노출이 높은 군에서 1.29배 정도 높은 것으로 확인되었다. 특히, 기존에 유산을 경험하지 않았던 여성에서는 유해물질 노출에 의한 유산관련 병원입원율이 1.44배 높은 것으로 보고되었다.⁶⁵⁾ 그러나 이 연구는 병원자료와 모델링 자료를 이용하여 수행되었기 때문에 수술을 하지 않은 유산은 분석에 포함되지 않았고 노출군에 대한 분류도 제한점이 있어서 노출과 건강영향의 관련성이 과소평가되었을 가능성도 크다.

소각장과 선천성기형과의 관련성에 대해서도 다양한 질환이 보고되었다. 프랑스에서 1988~1997년 사이의 출산자료를 이용한 후향적코호트 연구 결과에 따르면, 소각장 근처 아이들의 구순구개열 발생이 1.32배, 신장계 손상은 1.58배 높은 것으로 확인되었다. 선천성 요도폐쇄의 발생이 소각장 오염물에 대한 노출 농도에 따라 양반응관계를 보인다는 결과도 보고되었다. 또한, 전체 기형아 출산에 대한 위험비도 1.09로 보고되었다.³²⁾ 영국에서 1956~1993년까지의 24만 여명의 자료를 분석한 결과에서는 소각장 근처 대상자의 치명적 심장기형 위험도가 1.12배, 이분척추증 손상이 1.17배 높다고 보고되었으나, 신형 소각장의 경우는 영향이 없다고 보고되었다.⁵³⁾ Tango 등⁵⁶⁾이 일본에서 1997~1998년 사이에 소각장 주변에서 태어난 아이들을 대상으로 소각장 주변 토양의 다이옥신 농도를 측정하고 선천성기형과의 관련성을 분석한 결과, 다이옥신 농도가 높을수록 선천성기형으로 인한 사망률이 높음을 확인하였다. 선천성기형으로 인한 사망은 소각장으로부터 1-2 km 주변이 가장 높다고 보고하였다. 한편, Reis 등⁵⁵⁾이 포르투갈 지역주민을 대상으로 한 연구와 Vinceti 등⁵⁷⁾이 이탈리아에서 수행한 연구결과에서는 생식기계 이상과 소각장 사이에 유의한 관련성이 없는 것으로 확인되었다.

조산과 유산, 선천성기형 등의 건강 영향은 그 결과가 매우 심각한 것들이므로 폐기물 소각시설의 위험성을 보다 완화하기 위한 심중한 고려와 계획이 필요하다.

2.4. 기타 질환

위에서 기술한 건강영향 외에 사망률, 질병부담, 심장질환, 대사질환, 피부질환, 정신질환, 발육지연 등이 소각장과 관련성에 대해 보고되었으나 대부분의 경우에서 유의하지 않거나 관련성이 없었다.

Galise 등⁵⁹⁾은 소각장 지역 주민의 PM₁₀ 노출이 1 µg/m³ 증가함에 따라 전체 사망률은 0.6%, 심혈관질환 사망률은 0.9%, 그리고 호흡기 질환 사망률은 1.3% 증가하는 것으로 보고했으며, 이들 질환으로 인한 병원입원률도 0.3-0.6% 정도 증가한다고 보고하였다. 우리나라에서 Kim 등⁶⁰⁾이 소각장 근처 주민들을 대상으로 질병부담(수명 감소 등)에 대해 평가한 결과 소각장의 호흡기계 질환에 대한 질병부담은 전체의 0.2%, 심혈관질환에 대해서는 0.1%를 차지하여 소각장에 의한 질병부담의 증가가 미미한 수준이라고 보고하였다.

Nakayama 등⁶¹⁾은 일본의 소각로 근로자들의 정신적 스트레스가 사무직 직원과 차이가 없음을 보고하였고, Hours 등⁶²⁾의 연구에서는 소각장 유해물질 노출이 알러지성 피부질환과 양반응관계를 보인다는 연구 결과가 보고되었다(직업적인 중간노출: HR=4.85, 고노출: 5.03). 또한 동일 연구에서 근로자들의 기침 호소율이 6.58배 높다는 결과도 보고되었다. 일본에서 초등학생들을 대상으로 한 연구에서는 소각장과 학교와의 거리가 알레르기성 피부질환, 각종 호흡기 증상의 발현과 관련 없다고 보고되었다.⁶³⁾ 다이옥신 노출이 피부질환 발생을 오히려 낮춰준다는 연구결과도 있었다.¹⁴⁾

Chen 등¹⁴⁾이 소각장 주변 주민들의 혈중 다이옥신 농도와 각종 건강지표와의 관련성을 분석한 결과, 다이옥신 농도와 고혈압 발생간에 통계적으로 유의한 관련성(OR: 5.58)이 있었고, 대사증후군 및 내분비질환과 관련하여 혈당, BUN, 요산 등과 유의한 관련성이 있었으나 당뇨 및 통풍과는 경계상 유의성이 있다는 결과가 보고되었다.

대만의 한 연구에서는 소각장 주변의 6~36개월 사이의 아이들에게 경증도에서 중증도의 발달지연이 발생하였다는 연구 결과가 있었다.⁵⁸⁾ 소각장 근로자의 근무년수가 산화적스트레스에 의한 유전자 손상 지표인 8-OHdG 농도와 유의한 관련성을 보였다는 연구 결과도 있었으나 질병 위험도와와의 관련성은 확

인되지 않았다.^{2,5,64)}

소각장과 기타 질환에 대한 결과를 종합해 보면, 소각로 근로자나 일반인구 집단의 경우, 다양한 질환과의 관련성이 보고되었으나 연구결과의 일관성이 부족해 보이고 관련성이 없다는 연구들도 적지않게 보고되어 확실한 결론을 내릴 수 없었다. 이 부분에 대한 추가적인 연구가 필요해 보인다.

3. 소각장 건강영향조사 연구의 제한점과 대책

폐기물 소각장의 건강영향에 대한 연구는 배출되는 유해물질이 매우 다양하고 그로 인해 발생하는 질병의 종류도 매우 다양하기 때문에 인과관계를 규명하기가 쉽지 않다. 연구 대상자들의 유해물질에 대한 노출 수준을 정확하게 평가하기 어렵다는 것이 가장 큰 제한점이다. 특히, 대상자들의 과거 노출수준을 평가하기 어렵기 때문에 많은 연구에서 소각장과 거주지와의 거리, 해당 지역에서의 거주 기간 등이 과거 노출에 대한 대체 평가지표로 많이 이용되는데 이 경우, 소각로의 자체 정보, 즉, 소각로의 형태나 유해물질 배출방지 시스템의 구비 여부, 소각로의 소각용량 등이 고려되지 않아 실제 노출 수준과 큰 차이를 보일 수 있다. 또한, 소각장 이외의 유해물질 노출원, 예를 들어 공장, 교통량 등에 대해서 충분한 통제를 하지 못한 부분도 노출평가가 제대로 이루어지지 않는 원인 중 하나이다.

연구 대상자의 식습관이나 생활습관 등도 노출수준 평가에서 중요한 교란변수로 작용할 가능성이 있다. 유해물질의 노출은 호흡기보다 식이를 통한 경구섭취의 비중이 상대적으로 더 큰 것으로 알려져 있기 때문이다. 만약, 소각장 주변 지역의 농산물이 유해물질에 오염되었고 거리에 따라 구분한 노출지역과 대조지역 주민이 같은 지역에서 생산된 먹거리를 섭취한다면, 이로 인해서 노출지역과 대조지역 주민의 유해물질 노출수준이 비슷해질 가능성도 있다. 또한, 소각장의 유해물질이 굴뚝으로부터 배출되어 지표면에 도달하는 거리는 굴뚝의 높이나 바람의 방향, 속도 등에 따라 달라질 수도 있다. 이처럼 다양한 원인에 의해 발생된 노출평가의 부정확성은 노출군과 대조군에 대한 오분류(selection bias)를 유발할 가능성이 있어서 결과적으로 유해물질과 건강 영향

과의 관련성이 과소평가될 가능성이 높다.

소각장과 암발생과의 관련성에 대한 연구에서 유의한 관련성을 보인 암의 종류는 연구마다 매우 다양하게 나타난다. 이는 소각장과 발암성과의 관련이 일관성 없이 모호하다는 것을 의미하기도 하지만, 다른 한편으론 소각장으로부터 발생하는 다이옥신, PAH, 중금속 등이 암발생의 공통 기전인 세포 손상 에 관여할 가능성도 배제할 수 없다.

소각장의 형식과 사양은 매우 다양하지만 많은 연구에서 이 부분에 대한 고려가 생략되어 있다. 소각장의 형태는 과거 몇 년간 많은 변화를 이루어왔고 그 결과 오염물질의 배출도 획기적으로 감소되었다. 일부 연구자들은 소각장의 건강영향을 규명한 대부분의 연구가 구형소각장의 영향을 다룬 것이고 신형 소각장과 관련된 연구에서는 상대적으로 유해한 건강영향이 나타나지 않았으므로 신형소각장이 안전하다고 주장하기도 한다. 물론, 상대적인 비교에서 신형소각장이 보다 안전할 수는 있겠으나 그렇다고 신형소각장이 인간의 건강에 영향을 주지 않는다고 단언할 수는 없다. 왜냐하면 소각장에 의한 대부분의 건강영향은 장기간의 축적에 의해 나타나기 때문에 점차적으로 개선되어 온 최신 형태의 소각장 영향을 현재 시점에서 평가하는 것은 시기상조이기 때문이다.

앞서 기술한 기존 연구의 한계점을 극복하기 위하여 향후 소각장의 건강 영향에 대한 연구에서는 다양한 해결방안이 고려되어야 한다. 소각시설의 폐기물에 대한 정보(폐기물의 종류 및 소각량), 소각장의 특징(굴뚝 높이, 배출물 제어장치 등), 바람의 방향 등을 노출지역 선정 시 고려해야 하고 대상자들의 노출 평가시에도 흡입, 경구, 피부 등의 3가지 노출 경로를 모두 고려하기 위해서 식이섭취 조사가 반드시 필요하다. 소각장 이외 노출원에 대한 교란을 통제하기 위해서 주변 지역의 공장이나 교통량 등도 조사되어야 하고 중금속 등과 같이 비교적 인체 반감기가 긴 물질에 대해서는 생물학적지표를 이용한 노출 평가가 함께 이루어지는 것이 좋다. 지역주민을 대상으로 한 단면연구 형태의 조사와 더불어 건강보험공단자료나 암등록자료 등을 이용한 후향적코호트 연구도 병행하는 것이 장기간의 건강영향을 평가하는데 도움이 될 수 있다.

IV. 결 론

본 연구에서는 해당 논문을 소각장 근로자와 일반 인구집단으로 구분하여 분석해보고자 하였으나 연구 대상자와 상관없이 연구의 결과가 매우 다양하게 나타나 유해물질 노출수준과 건강영향을 대상자별로 구분하여 평가하기는 어려웠다. 소각장으로부터의 유해물질 노출에 대한 연구중 다이옥신 노출은 연구마다 대상자가 달라 매우 다양한 농도로 보고된 측면이 있으나 전반적으로 소각장에 의해 인체노출이 증가하는 것을 확인할 수 있었고, 중금속 중에서는 카드뮴, 납, 크롬, 수은 등의 노출이 소각장과의 관련 가능성이 있는 것으로 판단된다. 그 밖에 분석한 논문의 수가 제한적이긴 하나 소각장을 통한 다환방향족탄화수소의 노출 가능성도 확인할 수 있었다. 지금까지 소각장 근로자와 주변 주민들을 대상으로 수행된 연구 결과들을 종합해보면, 소각장은 연부조직암, 비호지킨림프종 등의 악성종양과 생식기계 이상과의 관련성이 주로 보고된 반면, 호흡기계 질환을 비롯한 그밖의 다양한 질환에 대해서는 그 관련성을 주장할만한 충분한 증거는 부족한 것으로 판단된다. 신형소각로의 경우 구형 소각로에 비해 유해물질의 노출이나 건강영향이 상대적으로 적은 것은 분명해보이나 그렇다고 건강영향에 대해 무해하다고 주장할 수도 없다. 왜냐하면 지금까지 수행된 많은 연구가 환경역학연구가 갖는 방법상의 한계로 인해 바이어스나 교란변수의 통제가 충분히 이루어지지 않았다는 점과 신형소각로 설치 후의 건강영향을 평가할 수 있는 충분한 시간이 경과되지 않았다는 점 등을 감안해볼 때 소각로 노출이 건강영향과 무관하다는 결론을 내릴 충분한 증거도 없기 때문이다.

폐기물 에너지 전환(Waste-to-energy) 옵션을 포함해서 폐기물 소각은 현재 우리 정부가 고민해야 할 중요한 대안 중 하나로 남아 있지만 건설에 들어가는 재정적 부담 뿐 아니라 건강영향과 관련된 지역 주민과의 피할 수 없는 갈등은 큰 부담으로 작용할 것이다. 주민들이 소각장 설치에 대한 반대사를 표현하는 가장 주된 이유는 건강영향에 대한 우려와 불안감 때문이다. 따라서 소각정책을 추진하는 정부와 지자체는 이를 완화시키기 위한 다양한 방안을 강구해야만 한다. 우선, 소각장의 설치 장소는 사람

의 거주지역과 최대한 멀리 떨어진 지역으로 선정하는 것이 좋다. 가능하면 농산물 재배지와도 멀리 떨어지는 것이 바람직하다. 만약, 불가피하게 주민 거주지역에 설치해야 하는 경우라면 시설의 설치에 대해서는 설치 이전부터 지역사회와 운영에 이르기까지 투명하게 소통하고 합의하는 것이 필수적이다. 지자체와 주민대표 전문가가 포함된 감시단을 구성하여 소각장 운영 뿐 아니라 유해물질 배출현황과 건강영향 평가 등을 지속적으로 감시할 수 있는 모니터링 프로그램을 추진하는 것이 주민들의 불안감을 해소시키는 좋은 방안이 될 수 있다. 신형소각장의 유해건강효과에 대한 평가의 시간이 충분하지 않기 때문에 소각장 주변의 건강영향에 대한 모니터링이 지속적으로 이루어져야 하고 소각로 설치를 허가하는 조건으로 제3자로 하여금 설치 전 코호트를 구축하여 소각장 운영에 따른 시계열적 건강 변화 관찰을 의무화하는 것도 주민과의 갈등을 해결하는 좋은 방안이 될 수 있다.

감사의 글

이 논문은 충북대학교 국립대학육성사업(2019) 지원을 받아 작성되었음.

References

1. Porta D, Milani S, Lazzarino AI, Perucci CA, Forastiere F. Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environ Health*. 2009; 8: 60.
2. Moy P, Krishnan N, Ulloa P, Cohen S, Brandt-Rauf PW. Options for management of municipal solid waste in New York City: A preliminary comparison of health risks and policy implications. *J Environ Manage*. 2008; 87(1): 73-79.
3. Titto E, Savino A. Environmental and health risks related to waste incineration. *Waste Manag Res*. 2019; 37(10): 976-986.
4. Perrot JF, Subiantoro A. Municipal Waste Management Strategy Review and waste-to-Energy Potentials in New Zealand. *Sustainability*. 2018; 10: 3114.
5. Neuwahl F, Cusano G, Benavides JG, Holbrook S. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration. JRC Science Hub;

2019. p.1-15.
6. Evaluation of waste treatment business and waste treatment facility installation and operation. Ministry of Environment; 2018. p. 17-23.
 7. Committee on Health Effects of Waste Incineration. Waste Incineration and Public Health. The National academies press; 2000. p. 17-32.
 8. Hu SW, Shy CM. Health effects of waste incineration: A review of epidemiologic studies. *J Air Waste Manag Assoc.* 2011; 51: 1100-1109.
 9. Floret N, Mauny F, Challier B, Arveux P, Cahn JY, Viel JF. Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology.* 2003; 14(4): 392-398.
 10. Viel JF, Daniau C, Gorla S, Fabre P, de Crouy-Chanel P, Sauleau EA, et al. Risk for non-Hodgkin's lymphoma in the vicinity of French municipal solid waste incinerators. *Environ Health.* 2008; 7: 51.
 11. Zambon P, Ricci P, Bovo E, Casula A, Gattolin M, Fiore AR, et al. Sarcoma risk and dioxin emissions from incinerators and industrial plants: A population-based case-control study (Italy). *Environ Health.* 2007; 6: 19.
 12. Comba P, Ascoli V, Belli S, Benedetti M, Gatti L, Ricci P, et al. Risk of soft tissue sarcomas and residence in the neighbourhood of an incinerator of industrial wastes. *Occup Environ Med.* 2003; 60(9): 680-683.
 13. Mukerjee D. Health impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins: a critical review. *J Air Waste Manag Assoc.* 1998; 48(2): 157-165.
 14. Chen HL, Su HJ, Guo YL, Liao PC, Hung CF, Lee CC. Biochemistry examinations and health disorder evaluation of Taiwanese living near incinerators and with low serum PCDD/Fs levels. *Sci Total Environ.* 2006; 366(2-3): 538-548.
 15. Sampaio C, Murk A, Reis MF, Miguel JP. Possible additional exposure to dioxin and dioxin-like compounds from waste incineration. Biomonitoring using human milk and animal samples. *Organohalogen Compd.* 2004; 66: 2773-2778.
 16. Felip E, Abballe A, Casalino F, Domenico A, Domenici P, Iacovella N, et al. Serum levels of PCDDs, PCDFs and PCBs in non-occupationally exposed population groups living near two incineration plants in Tuscany, Italy. *Chemosphere.* 2008; 72(1): 25-33.
 17. Fierens S, Eppe G, Focant JF, Heilier JF, Pauw E, Bernard A. Five year follow-up to dioxin and PCB body burden of residents living in the vicinity of a MSWI in Wallonia, Belgium. *Organohalogen Compd.* 2006; 68: 468-471.
 18. Frery N, Zeghnoun A, Sarter H, Volatier JL, Falq G, Pascal M, et al. Exposure factors influencing serum dioxin concentrations in the French dioxin and incinerators study. *Organohalogen Compd.* 2007; 69: 280/1-280/4.
 19. Fierens S, Mairesse H, Heilier JF, Focant JF, Eppe G, De Pauw E, et al. Impact of iron and steel industry and waste incinerators on human exposure to dioxins, PCBs, and heavy metals: results of a cross-sectional study in Belgium. *J Toxicol Environ Health A.* 2007; 70: 222-226.
 20. Huang HY, Jeng TY, Lin YC, Ma YC, Kuo CP, Sung FC. Serum dioxin levels in residents living in the vicinity of municipal waste incinerators in Taiwan. *Inhal Toxicol.* 2007; 19(5): 399-403.
 21. Reis MF, Sampaio C, Aguiar P, Mauricio Melim J, Pereira Miguel J, Papke O. Biomonitoring of PCDD/Fs in populations living near Portuguese solid waste incinerators: Levels in human milk. *Chemosphere.* 2007; 67(9): S231-237.
 22. Tajimi M, Uehara R, Watanabe M, Oki I, Ojima T, Nakamura Y. Correlation coefficients between the dioxin levels in mother's milk and the distances to the nearest waste incinerator which was the largest source of dioxins from each mother's place of residence in Tokyo, Japan. *Chemosphere.* 2005; 61(9): 1256-1262.
 23. Bocio A, Domingo JL, Garcia F, Schuhmacher M, Llobet JM. Monitoring dioxins and furans in subjects living in the vicinity of a hazardous waste incinerator after 4 years of operation. *Organohalogen Compd.* 2004; 66: 2507-2512.
 24. González CA, Kogevinas M, Gadea E, Huici A, Bosch A, Bleda MJ, et al. Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid-waste incinerator before and after two years of operation. *Arch Environ Health.* 2000; 55: 259-267.
 25. Leem JH, Hong YC, Lee KH, Kwon HJ, Chang YS, Jang JY. Health survey on workers and residents near the municipal waste and industrial waste incinerators in Korea. *Ind Health.* 2003; 41(3): 181-188.
 26. Lim Y, Yang J, Kim Y, Chang Y, Shin D. Assessment of human health risk of dioxin in Korea. *Environ Monit Assess.* 2004; 92(1-3): 211-228.
 27. Moon CS, Chang YS, Kim BH, Shin D, Ikeda M. Evaluation of serum dioxin congeners among residents near continuously burning municipal solid waste incinerators in Korea. *Int Arch Occup Envi-*

- ron Health*. 2005; 78(3): 205-210.
28. Park H, Park E, Chang YS. Ten-year time trend of dioxins in human serum obtained from metropolitan populations in Seoul, Korea. *Sci Total Environ*. 2014; 470-471: 1338-1345.
 29. Takata T. Survey on the health effects of chronic exposure to dioxins and its accumulation on workers of a municipal solid waste incinerator, rural part of Osaka Prefecture, and the results of extended survey afterwards. *Ind Health*. 2003; 41: 189-196.
 30. Yamamoto K, Kudo M, Arito H, Ogawa Y, Takata T. Isomer pattern and elimination of dioxins in workers exposed at a municipal waste incineration plant. *Ind Health*. 2015; 53(5): 454-464.
 31. Kumagai S, Koda S, Miyakita T, Yamaguchi H, Katagi K, Yasuda N. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in the serum samples of workers at continuously burning municipal waste incinerators in Japan. *Occup Environ Med*. 2000; 57: 204-210.
 32. Kumagai S, Koda S, Miyakita T, Ueno M. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in serum samples of workers at intermittently burning municipal waste incinerators in Japan. *Occup Environ Med*. 2002; 59: 362-368.
 33. Kitamura K, Kikuchi Y, Watanabe S, Waechter G, Sakurai H, Takada T. Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCB (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *J Epidemiol*. 2000; 10: 262-270.
 34. Hu SW, ChangChien GP, Chan CC. PCDD/Fs levels in indoor environments and blood of workers of three municipal waste incinerators in Taiwan. *Chemosphere*. 2004; 55(4): 611-620.
 35. Begona ZM, Aurrekoetxea JJ, Ibarluzea JM, Arenaza MJ, Rodriguez C, Saenz JR. Heavy metal levels (Pb, Cd, Cr and Hg) in the adult general population near an urban solid waste incinerator. *Science of the Total Environ*. 2010; 408: 4468-4474.
 36. Xu P, Chen Z, Chen Y, Feng L, Wu L, Xu D, et al. Body burdens of heavy metals associated with epigenetic damage in children living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere*. 2019; 229: 160-168.
 37. Lee CS, Lim YW, Kim HK, Yang JY, Shin DC. Exposure to heavy metals in blood and risk perception of the population living in the vicinity of municipal waste incinerators in Korea. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2012; 19(5): 1629-1639.
 38. Deng C, Xie H, Ye X, Zhang H, Liu M, Tong Y, et al. Mercury risk assessment combining internal and external exposure methods for a population living near a municipal solid waste incinerator. *Environ Pollut*. 2016; 219: 1060-1068.
 39. Ranzi A, Fustinoni S, Erspamer L, Campo L, Gatti MG, Bechtold P, et al. Biomonitoring of the general population living near a modern solid waste incinerator: a pilot study in Modena, Italy. *Environ Int*. 2013; 61: 88-97.
 40. Gatti MG, Bechtold P, Campo L, Barbieri G, Quattrini G, Ranzi A, et al. Human biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons and metals in the general population residing near the municipal solid waste incinerator of Modena, Italy. *Chemosphere*. 2017; 186: 546-557.
 41. Ichiba M, Ogawa Y, Mohri I, Kondoh T, Horita M, Matsumoto A, et al. Analysis of urinary metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons in incineration workers. *J Occup Health*. 2007; 49(2): 159-164.
 42. Parodi S, Baldi R, Benco C, Franchini M, Garrone E, Vercelli M, et al. Lung cancer mortality in a district of La Spezia (Italy) exposed to air pollution from industrial plants. *Tumori*. 2004; 90(2): 181-185.
 43. Fukuda Y, Nakamura K, Takano T. Dioxins released from incineration plants and mortality from major diseases: An analysis of statistical data by municipalities. *J Med Dent Sci*. 2003; 50(4): 249-255.
 44. Federico M, Pirani M, Rashid I, Caranci N, Cirilli C. Cancer incidence in people with residential exposure to a municipal waste incinerator: An ecological study in Modena (Italy), 1991-2005. *Waste Manag*. 2010; 30: 1362-1370.
 45. Ranzi A, Fano V, Erspamer L, Lauriola P, Perucci CA, Forastiere F. Mortality and morbidity among people living close to incinerators: A cohort study based on dispersion modelling for exposure assessment. *Environ Health*. 2011; 10: 22.
 46. Knox EG. Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites. *Int J Epidemiol*. 2000; 29: 391-397.
 47. Charbotel B, Hours M, Perdrix A, Anzivino-Viricel L, Bergeret A. Respiratory function among waste incinerator workers. *Int Arch Occup Environ Health*. 2005; 78(1): 65-70.
 48. Hazucha MJ, Rhodes V, Boehlecke BA, Southwick K, Degnan D, Shy CM. Characterization of spirometric function in residents of three comparison communities and of three communities located near waste incinerators in North Carolina. *Arch Environ*

- Health*. 2002; 57(2): 103-112.
49. Lin CM, Li CY, Mao IF. Birth outcomes of infants born in areas with elevated ambient exposure to incinerator generated PCDD/Fs. *Environ Int*. 2006; 32(5): 624-629.
 50. Candela S, Ranzi A, Bonvicini L, Baldacchini F, Marzaroli P, Evangelista A, et al. Air pollution from incinerators and reproductive outcomes: A multisite study. *Epidemiology*. 2013; 24(6): 863-370.
 51. Santoro M, Minichilli F, Linzalone N, Coi A, Maurello MT, Sallèse D, et al. Adverse reproductive outcomes associated with exposure to a municipal solid waste incinerator. *Ann Ist Super Sanita*. 2016; 52(4): 576-581.
 52. Cordier S, Chevrier C, Robert-Gnansia E, Lorente C, Brula P, Hours M. Risk of congenital anomalies in the vicinity of municipal solid waste incinerators. *Occup Environ Med*. 2004; 61(1): 8-15.
 53. Dummer TJ, Dickinson HO, Parker L. Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956-93. *J Epidemiol Public Health*. 2003; 57(6): 456-461.
 54. Candela S, Bonvicini L, Ranzi A, Baldacchini F, Broccoli S, Cordioli M, et al. Exposure to emissions from municipal solid waste incinerators and miscarriages: A multisite study of the MONITER project. *Environ Int*. 2015; 78: 51-60.
 55. Reis MF, Sampaio C, Brantes A, Aniceto P, Melim M, Cardoso L, et al. Human exposure to heavy metals in the vicinity of Portuguese solid waste incinerators-part 3: Biomonitoring of Pb in blood of children under the age of 6 years. *Int J Hyg Environ Health*. 2007; 210(3-4): 455-459.
 56. Tango T, Fujita T, Tanihata T, Minowa M, Doi Y, Kato N, et al. Risk of adverse reproductive outcomes associated with proximity to municipal solid waste incinerators with high dioxin emission levels in Japan. *J Epidemiol*. 2004; 14(3): 83-93.
 57. Vinceti M, Malagoli C, Teggi S, Fabbi S, Goldoni C, De Girolamo G, et al. Adverse pregnancy outcomes in a population exposed to the emissions of a municipal waste incinerator. *Sci Total Environ*. 2008; 407(1): 116-121.
 58. Lung FW, Chiang TL, Lin SJ, Shu BC. Incinerator pollution and child development in the Taiwan birth cohort study. *Int J Environ Res Public Health*. 2013; 10(6): 2241-2257.
 59. Galise I, Serinelli M, Bisceglia L, Assennato G. Health impact assessment of pollution from incinerator in Modugno (Bari). *Epidemiol Prev*. 2012; 36(1): 27-33.
 60. Kim YM, Kim JW, Lee HJ. Burden of disease attributable to air pollutants from municipal solid waste incinerators in Seoul, Korea: A source-specific approach for environmental burden of disease. *Sci Total Environ*. 2011; 409(11): 2019-2028.
 61. Nakayama O, Ohkuma K. Mental health status of municipal solid waste incinerator workers compared with local government office workers. *Ind Health*. 2006; 44(4): 613-618.
 62. Hours M, Anzivino-Viricel L, Maitre A, Perdrix A, Perrodin Y, Charbotel B, et al. Morbidity among municipal waste incinerator workers: A cross-sectional study. *Int Arch Occup Environ Health*. 2003; 76(6): 467-472.
 63. Miyake Y, Yura A, Misaki H, Ikeda Y, Usui T, Iki M, et al. Relationship between distance of schools from the nearest municipal waste incineration plant and child health in Japan. *Eur J Epidemiol*. 2005; 20(12): 1023-1029.
 64. Yoshida R, Ogawa Y, Mori I, Nakata A, Wang R, Ueno S, et al. Associations between oxidative stress levels and total duration of engagement in jobs with exposure to fly ash among workers at municipal solid waste incinerators. *Mutagenesis*. 2003; 18(6): 533-537.
 65. Sharma R, Sharma M, Sharma R, Sharma V. The impact of incinerators on human health and environment. *Rev Environ Health*. 2013; 28(1): 67-72.
- <저자정보>**
- 최영숙(역학조사관), 버를마(대학원생), 채희윤(전임의), 엄상용(교수), 김용대(교수), 김 현(교수)