

〈중설〉

Ultrafine Particle의 독성, 측정방법 및 관리

이수길¹ · 김성수^{2*}

¹호주 에들레이드대학 공중위생학과, ²부산가톨릭대학교 환경행정학과

Ultrafine Particle Toxicities, Current Measurement Techniques and Controls

Su-Gil Lee¹ · Seong-Soo Kim^{2*}

¹*Discipline of Public Health, University of Adelaide, Australia*

²*Department of Environmental Administration, Catholic University of Pusan*

This study is an overview of toxicities and measurement techniques of ultrafine particles (UFPs), and their exposure controls.

UFPs are ubiquitous in many working situations. Exposure to UFPs is possibly causing adverse health symptoms including cardio-respiratory disease to humans. In order to measure exposure levels of airborne UFPs, there are current available measurement guidelines, instruments and other techniques (i.e. contour mapping, control banding). However, these risk assessment techniques including measurement techniques, controls and guidelines are dependent on background levels, metrics (e.g. size, mass, number, surface area, composition), environmental conditions and controls.

There are no standardized measurement methods available and no generic and specific occupational exposure standards for UFPs. It is thought that there needs to be more effort to develop

Regulations and Exposure Standards for generic UFPs should be based on more exposure data, health surveys, toxicological data and epidemiological data. A carefully considered hierarchy of controls can also reduce the maximum amount of airborne UFPs being emitted from diverse sources in industries.

Key Words: ultrafine particles (UFPs), exposure, toxicities, measurement methods, controls

접수일: 2010년 3월 2일, 채택일: 2010년 8월 13일

* 교신저자: 김성수(부산 금정구 부곡3동 9, 부산가톨릭대학교 응용과학대학 환경행정학과,
Tel: 051-510-0620, Fax: 051-510-0626, E-mail: sskim@cup.ac.kr)

I. 서론

Ultrafine particles(UFPs)은 나노기술의 부산물이며, 이들은 산업현장의 다양한 공정 또는 작업처리과정에서 생성된다. 예를 들면 용접, 금속표면처리 그리고 레이저 혹은 플라즈마를 이용한 금속절단공정을 들 수 있다. UFPs은 기하학적 형태와 공기역학적 거동, 운동성, 투영면적 등에 따라 구분될 수 있으며, 그 입자들의 길이가 100 nm 또는 그 이하인 입자들로 정의된다(International Organization for Standardization, 2007). UFPs과는 달리 nanoparticles(NPs)은 입자의 차원이나 합성형태(synthesized nanoparticles - chemical process, physical process, mechanical process)에 따라 분류하는데, 적어도 한 차원의 크기가 100 nm 이하인 입자들을 의미한다. 그러나 생성과정의 특성에 대한 의도성과 비의도성에 따라 NPs과 UFPs의 정의를 달리 할 수 있다.

앞서 언급한 바와 같이, UFPs이 다양한 작업과정으로부터 생성되고 있으나, 아직도 산업현장에 종사하고 있는 작업자들의 건강과 관련된 특정 독성영향들이 잘 규명되어 있지 않는 실정이다. 이는 인체내의 독성과정을 규명하기 어렵고, 또 그 과정에 연루되어 있는 독성학 자료가 불충분하기 때문에, UFPs에 대한 규정화된 작업환경노출기준 (Occupational Exposure Standards)이 설정되어 있지 않기 때문일 것이다. 물론, 여기에는 실제 현장에서 측정된 유용한 자료들 역시 부족한 실정이다.

독성학에 적용하거나 건강상의 관련 독성증상들을 규명하기 위한 유용한 자료들이 부족한 근본적인 이유는, 1) 작업환경이나 작업공정들이 일관되어 있지 않고, 2) 다양한 장비들의 사용에 관한 기술부족, 그리고 3) 작업자들의 다양한 공정에 관한 임무수행 때문이다. UFPs의 매트릭스(크기, 표면적, 농도, 조성), 작업장의 관리시스템(환기시스템, 작업보호장구), UFPs집합체의 물리적 특성, 주위의 작업환경조건(온도, 습도, 풍속, 배경의UFP양) 그리고 겨울철 난방시설 등의 계절적 특성 역시 주요한 원인이 될 수 있을 것이다. 이러한 이유들로 인해, UFPs에 대한 측정의 일관성을 유지할 수 있는 측정방법이 정확히 규정되지 못하고 있다.

따라서, 본 논문은 산업현장에 종사하고 있는 산업위생 관리기사나 학계의 관련 전문가들의 UFPs에 관한 이해와 적절한 위험성 평가를 위해, UFPs의 기본적인 특성과 현재 소개되고 있는 노출측정방법 및 관리에 관한 전반적인 개요를 소개하고자 한다.

II. 문헌조사

문헌고찰을 위해 본 원고의 주요단어(Ultrafine particles, 노출-exposure, 측정-measurements, 관리-controls)를 이용하여 관련된 물리적인 특징, 독성학 정보, 현재 사용가능한 측정기기 및 관리방법 등에 대한 자료를 수집하였다. 전자 database(예, Medline, Pubmed, Scopus)와 정부기관의 주요 websites(예, ISO, AIOH, ASCC or NOHSC, NIOSH, HSL, HSE)도 조사하였다. 주요 필자들의 관련 저서 역시 조사되었으며, 최근 10년간의 자료를 주로 인용하였다.

III. UFPs의 특성과 독성영향

1. UFPs의 발생원

UFPs은 여러 산업현장의 비의도적인 작업공정(예, 용접, 제련 및 요리와 같은 열처리 과정, 디젤 · 가솔린 · 가스의 연소과정, 실내공기 측정/관리에 관련된 미세입자, 고속연삭이나 드릴과 같은 기계적 공정, 제조공정에서의 나노기술)으로부터 생성될 수 있는데(Morawska et al, 2004; International Organization for Standardization, 2007; Elihn and Berg, 2009; Lee et al, 2009a) 여기에는 다양한 mechanism(예, 핵융합, 가스와 입자 간의 반응, 증발, 응축)이 포함된다. 그리고, 자연적인 발생과정(예, 프린터, 팩스, 복사기, 요리과정, 담배, 자동차 매연, 굴뚝의 연기)도 UFPs의 발생원이 될 수 있다.

2. 노출 매트릭스와 공기역학적 거동

현재, 공기중에 부유된 입자(예, PM2.5, PM10, 호흡성 분진 입자)의 규정화된 노출관련기준은 입자의 질량에 의존하고 있다. 그러나, 인체의 호흡기관 내에 존재하고 있는 입자의 이동이나 생화학적인 반응은 크기, 모양, 표면적, 조성 등 다양한 물리적인 매트릭스와 관련이 있다(Oberdörster, 2000). 비록 현재 소개되고 있는 측정기기나 방법들이 다양한 물리적인 형태에서 일괄적으로 적용될 수는 없으나, UFPs의 공기중 노출은 입자의 수적인 농도(number concentration)와 표면적에 의해 결정된다. Heitbrink 등(2009)에 의하면, UFPs의 수는 표면적 농도와 밀접한 상관관계가 있을 수 있으나, 질량 농도와는 별개이다. 특히, 질량 농도는 UFPs측정에 대한 2차적인 매트릭스가 되고는 있으나, 입자크기 분포나 에어로졸 표면적에 관한 정보가 없이는 초미세입자를 충분히 이해할 수 없다.

많은 연구들이 이러한 매트릭스의 문제점들을 극복하고 이해하고자 하는 측면과 실제 현장의 데이터를 제공하려는 측면에서, 다양한 작업환경 조건과 실험실 조건에 따라 UFPs

을 측정하고 평가하고는 있으나(Dennekamp et al., 2001; Zimmer & Maynard, 2002; Brouwer et al., 2004; Ramachandran et al., 2005; Kaur et al., 2006; Peters et al., 2006; He et al., 2007; Lee et al., 2007; Thorpe, 2007; Zhao et al., 2007; Cheng et al., 2008; Seipenbusch et al., 2008; Andersson et al., 2009; Heitbrink et al., 2009; Lee et al., 2009a; Peters et al., 2009), 최근의 문헌들에 의하면(Brouwer et al., 2004; Peters et al., 2006; Heitbrink et al., 2009), 호흡성 UFPs의 표면적을 측정하는 것이 수직인 농도를 측정하고 평가하려는 노력보다 더욱 효율적임을 강조하고 있다. 예를 들면, 호흡성 UFPs의 입자 크기를 고려할 때, 입자의 표면적이 클수록 폐 내에서 더욱 강한 독성을 나타내게 되는데, UFPs의 유해성에 관해서, 폐포영역에서 가까운 곳에서 발생하는 염증반응은 다른 메트릭스보다 폐에 유입된 입자들의 표면적에 더 많은 연관성이 있음이 밝혀졌다(Tran et al., 2000; Faux et al., 2003).

각기 다른 작업환경조건과 측정하는 기구들의 특성에 따라, UFPs은 일관되지 못한 물리적인 반응, 즉 응집성(Coagulation)을 나타낼 수 있으며, 이런 물리적인 응집성에 의해 측정결과와 과소 또는 과대평가가 이루어 질 수도 있다. UFPs의 표면적에 영향을 미치게 되는 입자의 응집성은 작업공정의 특성에 따른 입자의 공기역학적 거동(예, 확산, 재부유, 침적)과 작업장 내에서의 환경조건(예, 온도, 습도, 풍속)(Seipenbush et al., 2008), 발생원으로부터의 이동거리와 시간에 의해 달라질 수 있다(Brouwer et al., 2004; International Organization for Standardization, 2007; Baveye, 2008; Seipenbusch et al., 2008).

3. 노출경로와 건강에 미치는 영향

UFPs은 흡입, 후각신경구(olfactory bulb)와 뇌, 피부흡수 또는 경구를 통해 인체내로 유입될 수 있다. 이들 UFPs이 인체에 미치는 독성영향은 입자들의 물리적 특성 또는 메트릭스, 인체내부에서의 반응과정과 입자의 잠복기간에 따라 달라질 수 있을 것이다.

3.1 흡입

대부분의 공기중에 부유하고 있는 UFPs은 주로 흡입의 경로를 통해서 인체 내로 유입되며, 유입된 입자들은 확산을 통해 호흡기관 내로 분산된다. 즉, 호흡기관 내 독성영향은 입자들의 다양한 크기와 확산의 정도에 따라 결정된다(Oberdörster, 2001, 2002, 2004a). 동물실험 결과에 의하면(Dennekamp et al., 2001), 특히 $1\ \mu\text{m}$ 보다 작은 크기의 입자들이 심폐영역이나 깊은 폐포영역까지 쉽게 이동할 수 있기 때문

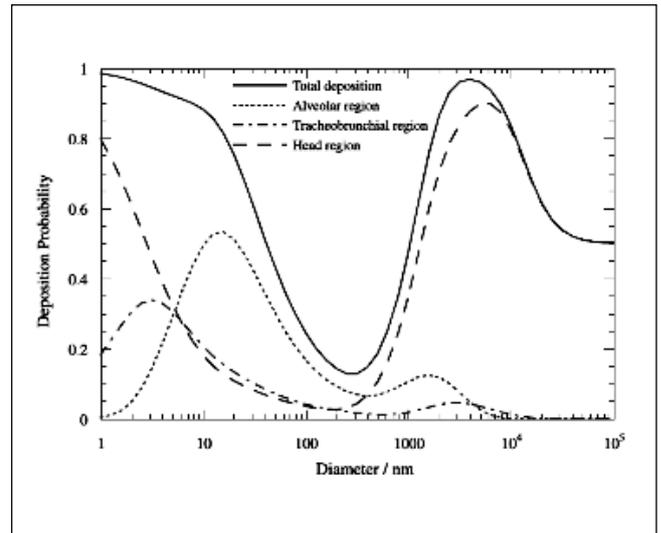


Figure 1. Prediction of total and regional deposition of particles in the airway according to particle size (Source: International Commission on Radiological Protection, 1994)

에 더욱 강한 독성을 나타낼 확률이 있음이 밝혀졌고, 흡입의 경로에 대한 측정과 평가를 중요시 하였다. International Commission on Radiological Protection(1994)의 입자확산 모델에 의하면(Figure 1), 약 90% 정도의 흡입된 입자들($\leq 100\ \text{nm}$)이 호흡기관내에 존재할 수 있고, 특히 크기가 $15\sim 20\ \text{nm}$ 사이에 있는 입자의 경우에는 약 50% 정도가 폐포영역에 존재할 수 있다. 입자의 크기가 $12\ \text{nm}$ 에서 $250\ \text{nm}$ 인 TiO_2 입자의 경우에는, 상피세포를 통해 내장기관의 세포로 쉽게 이동할 수 있다(Oberdörster et al., 1992). 폐포영역에서는 크기가 $12\ \text{nm}$ 에서 $20\ \text{nm}$ 인 입자는 $220\ \text{nm}$ 에서 $250\ \text{nm}$ 인 입자보다 폐포속을 이동할 수 있는 확률이 큰데, 이는 폐포의 상피세포를 통과하는 입자의 크기와 그 양을 이해하는데 중요한 정보가 된다(Ferin et al., 1992).

폐포영역을 통과한 UFPs은 혈관이나 심장으로 이동할 수 있지만, 호흡기관의 어느 한 영역에서 고농도로 존재하는 입자가 모두 이동 가능한 것은 아니며, 상피세포의 표면적 차이에 따라 이동하는 양이 달라질 수 있다. 물론 이동 가능한 입자의 크기와 그 양에 따른 독성영향이 고려되어야 하지만, 입자들이 호흡기관을 통해서 다시 밖으로 배출되거나 호흡기관내에서 잠복하는 비율에 따른 독성정보는 아직 부족한 실정이다.

생체와 시험관 내의 많은 독성학 연구결과들은 흡입된 나노크기 입자들의 양과 호흡기질환이나 심장혈관질환에 연루된 지배적인 독성영향(예, 진폐증·규폐증-폐암, ST-segment depression)과의 상관관계를 밝히고 있다(Maynard and Kuempe, 2005; Baveye, 2008). 비록 이들 연구결과가 다양한

산업현장에 종사하고 있는 작업자들의 직접적 독성영향을 규명하기는 어려우나, 공기중에 부유하고 있는 UFPs 크기의 입자나 섬유조직입자(예, 석탄광산, 호흡성 결정실리카, 산화티탄, 탄화텅스텐, 코발트, 용접흄, 디젤 배기흄)에 의해 일어날 수 있는 독성영향(예, 폐섬유증에 의한 사망률 증가, 규폐증, 금속흡 열, 폐암과 조직의 염증)을 강조하고 있다(Maynard and Kuempel, 2005). UFPs이 대부분 간접적인 경로인 폐를 통하여 인체내의 다른 기관(예, 혈관, 신장)이나 뇌에 도달 할 수도 있는데, 이런 간접적인 경로를 통해 유입된 입자상물질은 혈액 응고를 유도할 수 있고, 이미 형성된 혈관내 혈전을 더 발달된 단계로 형성시키거나 불완전하게 할 수도 있다(Seaton et al., 1995; Suwa et al., 2002).

3.2 후각신경구와 뇌

후각신경구(olfactory bulb)는 코와 뇌의 중간에 위치하고 있다. Harford 등(2007)에 의하면, 1941년 이후 후각신경구와 UFPs(예, 금속과 금속산화물 나노입자, 탄소기반의 초미세 입자, 소아마비 바이러스 입자)의 노출에 관한 연구가 이루어졌다. 그 연구들 중, 쥐를 이용한 동물실험에서, 용접흄 입자로부터 용해성 금속이 매우 빨리 소실되며, Mn의 수용성 염이 비수용성 염보다도 뇌에 도달할 가능성이 더 크다는 것을 밝혀내었다(Donaldson, 2004). 후각신경구 내에서 Ultrafine 13C particles이 후각신경계를 따라 뇌로 전달 가능하며, 공기중에 존재하는 13C particles이 중추신경계나 비인두영역(nasopharyngeal)의 후각점막을 통해서도 뇌로 전달될 수 있음이 쥐를 통한 실험에서 밝혀졌다(Oberdörster et al., 2004b).

그러나 호흡기관인 코를 통하여 유입된 UFPs이 중추신경계나 후각신경계에 미치는 독성영향이 잘 알려져 있지 않기 때문에 지속적인 연구가 요구된다.

3.3 피부흡수

피부는 해부학적으로 표피와 진피로 나누어지는데, 표피 내부에 존재하는 각질층(stratum coeum)은 신체의 해부학적 위치에 따라 각기 다른 두께를 가지고 있으며, 화학물질의 흡수 정도 역시 그 두께에 따라 달라진다(Ness, 1994). 예를 들면, 남자의 음낭을 둘러싸고 있는 피부를 통해서 유기화학물질이 인체내로 유입된다면 다리나 아랫배 부위를 통한 인체내의 유입보다도 약 50배가량 많은 양이 흡수될 수 있다(Bowman and Maibach, 2000). 그러나, 피부를 통한 살충제(malathion) 흡수에 관한 연구에 의하면, 피부를 통한 흡수의 심각성은 각기 다른 해부학적인 위치에 관련되며, 각질층과는 무관하다(Poet & McDougal, 2002). 만성 베릴륨병(chronic

beryllium disease)은 베릴륨의 피부흡수를 통해서 일어날 수도 있으며(Tinkle et al., 2003), 자외선 차단제에 함유되어 있는 나노 크기의 TiO₂ 입자들도 뇌에 영향을 미칠 수도 있다(Long et al., 2006). 피부의 흡수과정을 통해, 자외선 차단제에 함유되어 있는 다른 물질들(예, benzophenone-3, octylmethoxycinnamate와 3-(4-methylbenzylidene) camphor)도 소변이나 혈전시료로부터 검출되었다(Janjua et al., 2004). 나노크기 TiO₂ 입자들의 응집성($\geq 100\text{nm}$)과 표면적에 관련된 염증반응도 보고되고 있으나(Oberdörster et al., 1994; Lison et al., 1997; Tran et al., 2000; Maynard, 2002), 20nm보다 큰 TiO₂ 입자들의 경우에는 사람의 피부를 통한 흡수가 검출되지 않았다(Lademann et al., 1999; Mavon et al., 2007). 발광나노입자와 생분자가 결합된 양자점(quantum dots)에 관한 연구에서(Ryman-Rasmussen et al., 2007), 표피와 진피를 통한 흡수 또한 검출되지 않았다. 그러나 피부를 통한 물질의 흡수과정을 고려해 볼 때, 그 흡수 속도는 물질의 물리적 형태(예, 액체, 고체) 또는 화학적인 상태(예, 수용성, 지용성, 이온화, 부식성, pH)에 따라 달라질 수 있다.

비록 나노크기 입자들이 피부를 통해 인체내에서 독성영향을 일으킬 가능성이 있음을 몇몇 문헌에서 찾아 볼 수 있으나, 현재까지는 이들 나노크기의 입자들이 피부를 통해 인체내로 흡수된다는 증빙자료가 충분하지 못하다. 그러므로, 이에 관련된 정보를 제공하기 위해, 피부의 여러 조건(예, 수분, 연령, 부위, 인종, 외상)과 피부보호제(예, 화장품, UV차단제, 보습제)의 사용에 따른 흡수량과 독성정도에 관한 연관성을 규명해야 할 것이다.

3.4 경구섭취

경구에 의한 UFPs의 인체 유입은 흡입과정을 포함한 섭취 또는 삼킴의 과정으로 나타낼 수 있다. 예를 들어, 납성분이 함유된 페인트를 제거하는 과정에서 오염된 손으로 입을 만지거나 음식을 섭취하면서 납이 인체에 유입될 수 있으며, 납성분이 혈액속에서 검출되기도 하였다(Sen et al., 2002). 그러나, 납뿐만 아니라 다른 UFPs의 경구섭취와 관련된 독성과 그들의 인체내 잠복기간에 대한 연구가 더욱 요구된다.

IV. UFPs의 노출 측정방법

1. 개인 및 환경 모니터링

현재 구입 가능한 측정기기들은 산업현장이나 일반 작업 환경에서 UFPs를 검출하고 측정할 수 있으므로 그 사용 빈도

가 잦다. 그러나 다양한 작업환경에서 근무하는 작업자의 건강상의 유해성을 평가하고 독성영향을 예측하는데 있어, 측정기기들의 무게와 사용의 불편함 때문에 개개인의 노출농도를 측정하기에는 적합하지 못하다(Brouwer et al., 2004; Harford et al., 2007). 대안적인 방법으로 작업자 인근의 평가자료로부터 작업자들의 노출정도를 해석하기 위해, 기존의 호흡성 또는 흡입성 분진에 대한 측정기기(예, PM_{2.5} & PM₁₀, IOM-50% cutpoint at 10 μ m, cyclone-50% cutpoint at 4 μ m, video, aerosol mapping)와 UFPs 측정기기와의 공동측정법이 제안되었다(Dennekamp et al., 2001; Brouwer et al., 2004; Ramachandran et al., 2005; Thorpe, 2007). 이러한 공동측정법으로부터 개인이나 작업장 내의 노출범위를 측정할 수는 있으나, 거리에 따른 UFPs의 수, 질량 그리고 크기가 달라질 수 있고, 작업자들의 빈번한 이동, 작업시간, 작업행동과 보호구 착용여부, 그리고 UFPs의 발생률과 환기시스템에 의한 UFPs의 움직임 때문에 그 결과를 작업자들의 입장에서 해석하기에는 부족한 면이 있다.

2. 노출 측정

현재 UFPs의 측정에 대한 규정이 설정되어 있지는 않지만, International Organization for Standardization(2007)에서 NPs의 측정을 위한 가이드로 Technical Report (ISO/TR 27628: 2007)를 제시하였다. 이 리포트는 측정에 필요한 몇몇의 전제조건을 제시하고 있는데, 그 조건은 1) 기존의 공기중에 부유하고 있는 UFPs의 농도(background measurement), 2) 한 작업공정으로부터 균일하게 발생하는 UFPs, 3) UFPs이 발생 가능한 다른 작업공정(예, 실내활동, re-suspended tasks)이나 환경조건(예, 운송수단, 요리)에 의한 영향 배제, 4) 공기중에 부유된 균일 크기의 UFPs과 측정기기의 측정 매트릭스(size)와의 신뢰성이다. 여기서 첫 번째 조건(background measurement)은 대상작업 외 주위의 다른 UFPs 발생원이나 작업공정에 영향을 받지 않는 기존의 UFPs 농도를 의미한다.

UFPs의 측정은 실제 조건하에서의 측정이 중요한데, 이는 측정 과정에서 접할 수 있는, 1) 독성영향과 밀접한 관련이 있는 다양한 입자 크기와, 2) 많은 작업장 변수(예, 발산공정 또는 발생점, 환기, 공기의 흐름, 작업활동, 작업자의 작업태도 및 작업위치)에 따라 측정결과가 매번 달라질 수 있기 때문이다(Brouwer et al., 2004; International Organization for Standardization, 2007; Harford et al., 2007). 대부분 단기간 측정하고 있지만 이러한 다양한 변수 때문에, 장기간에 걸친 여러번의 측정으로부터 자세한 정보를 얻을 수 있다(Lee et al., 2009a). 장기간의 다수의 측정을 수행함에 있어 측정 시간, 계절, 기후조건 그리고 측정예산을 충분히 고려해야 한다. 그

러나, UFPs의 노출에 따른 인체의 건강상 유해정도, 직업노출기준(예, Occupational Exposure Standards, TWA 혹은 STEL) 그리고 위험도 측정을 위한 가이드라인이 아직도 규정화되어 있지 않다.

2.1 측정기기

International Organization for Standardization(2007)에 의하면, UFPs를 측정하기 위한 다양한 장비를 UFPs의 매트릭스(예, 수적인 농도, 질량, 크기, 표면적)에 따라 분류하였으며, Morawska와 공동저자들은(2009) 각 기기의 특성에 대하여 장단점을 소개하였다 그러나, 소개된 각 측정기기의 크기와 무게로 인한 취급의 불편함 때문에 그 장비들을 개인별 노출평가에 적용하기에는 한계가 있어, 실제 현장에서의 적용이 미흡하므로 다른 기기들과의 상호 비교에 관한 정보가 부족한 실정이다.

먼저, 입자들의 수적인 농도를 측정하기 위해, Condensation Particle Counters(CPCs)와 TSI의 P-Trak들이 흔히 이용되고 있다. 이들은 장비 내에서 물, 부탄올, 이소프로판올 같은 응축제를 분사시켜 UFPs을 크게 만든 다음 입자들의 수를 측정하게 된다. 몇몇의 연구결과에 의하면(Biswas et al., 2005; Hering et al., 2005; Lida et al., 2008; Mordas et al., 2008), 물을 응축제로 이용한 CPCs(WCPCs)와 부탄올을 응축제로 이용한 CPCs(BCPCs)를 서로 비교하였는데, 10~50 nm크기의 입자(예, (NH₄)₂SO₄, NH₄NO₃, glutaric acid, adipic acid)와 80 nm크기의 oleic acid입자 그리고 50 nm크기의 NaCl입자에 대해서, WCPCs가 BCPCs보다 다양하고 폭넓은 반응 결과를 나타내었다. 그러나 입자의 크기가 5 nm와 3 nm인 입자를 대상으로 한 실외환경조건에서는 BCPCs가 WCPCs보다 더욱 민감한 반응을 보였다. 이 연구 결과들은, 나노크기의 입자를 측정할 수 있는 장비의 효율성은 공기중에 부유된 입자의 크기와 수용성의 정도에 따라 차이가 날 수 있음을 암시한다. 그러나, 소개된 두 장비의 특별한 차이점은 사실상 밝혀지지 않고 있기 때문에, 물리적으로 다른 형태와 구조를 가진 입자에 대한 장비의 효율성에 관한 비교 연구가 지속적으로 요구되고 있다.

실시간 농도에 대한 CPC(TSI 3077)와 P-Trak(TSI 8525)의 비교측정 실험이 크기가 100 nm이하인 입자를 대상으로 이루어졌다(Matson et al., 2004). 두 장비는 이소프로판올을 응축제로 사용하였고, 장비들 사이의 신뢰성 있는 연관관계도 밝혔다. 이 두 장비는 물리적인 입자들 자체의 응축으로 인하여 입자수가 급격히 변화하는 경우, 1분간의 측정시간 간격이 적절함을 보고하였으며, 실내와 실외의 환경조건에도 적합하다고 보고하였다.

입자를 크기에 따라 분류하기 위한 장비로는 Differential Mobility Particle Sizer(DMPS), Scanning Mobility Particle Sizer(SMPS), Fast Mobility Particle Sizer(FMPS-TSI) 그리고 Electrical Low Pressure Impactor(ELPI-Dekati Ltd, Tampere, Finland)를 들 수 있다. 여기서, DMPS와 SMPS는 전자기장을 응용한 Differential Mobility Analyser(DMA)를 이용해서 입자의 크기를 선별하고, Condensation Particle Counter(CPC)를 이용해서 선별된 입자의 수를 측정하고 기록하게 된다. 특히 DMPS는 입자의 크기를 분산시키기 위해 전자기장을 이용한 전압을 이용하지만, SMPS는 시간에 따라 가중되는 전압을 이용하고 있다. CPC는 3~23 nm범위의 입자를 측정할 수 있지만, DMPS와 SMPS의 측정범위는 3 nm~1.0 μm 이다. FMPS는 Unipolar Ion Generator를 이용해서 입자들을 측정하게 되는데, 1초 이내에 모든 입자들의 크기를 분류할 수 있다. 그러나, FMPS는 Electrometer Signal에서 발생하는 바탕선 흔들림(equipment's background noise)으로 인해, 1초 간격으로 측정할 수 있는 입자들 중 크기가 6 nm보다 작은 입자에 대해서는 SMPS와 DMPS보다 민감도가 아주 약하다(Morawska et al., 2009). ELPI는 FMPS와 아주 유사하지만, 입자의 크기를 분류함에 있어 관성을 이용하고 있다. 균일하지 못한 크기의 입자에 대해서는 정확한 측정이 어렵지만, 30 nm이상의 입자에 대해서는 수적인 농도, 질량 그리고 입자의 크기분류에 적절하다(Hilamo et al., 2002).

입자의 표면적은 건강에 대한 유해성이나 인체에 미칠 수 있는 영향을 이해하고 예측하는데 주요한 매트릭스가 된다. 표면적을 측정하는 데에는, BET(Brunauer, Emmett and Teller), Epiphaniometer(EPI) 그리고 Diffusion Charger(DC)가 주로 이용되고 있다. 이 장비들의 기본원리는 이미 공기중에 부유된 입자의 표면에 장비로부터 발생된 원자나 분자를 부착시켜, 그 부착된 양으로 입자의 표면적을 측정하게 된다. BET방법은 폐의 염증반응을 예측하기에는 적합하나, 많은 시간과 비용이 투자되어야 하는 단점이 있다(Oberdörster et al., 2000b; Heitbrink et al., 2009). EPI방법은 표면적측정에 아주 유용한 방법이지만, 그 측정시간이 30분에 한정되어 있어 차량연소과정에서 발생하는 입자의 측정에는 적합하지 못하다(Gägeler et al., 1989). 비록 EPI방법이 짧은 시간동안의 측정에 한정되어 있지만, 민감도가 뛰어난 100 ng/m³ 보다도 훨씬 낮은 입자의 공기중 농도를 측정하는 대부분의 작업상황에 잘 적용될 수 있을 것이다. DC방법은 EPI방법보다도 적용방법이 간단하지만, 검출한계치(대략 1.0 $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$)가 EPI검출한계치(대략 0.003 $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$)보다도 민감하지 못한 단점이 있다(Konstandopoulos et al., 2004). 입자의 표면적을 측정하는 데에는 Scanning Electron Microscopy(SEM)와 Transmission Electron Microscopy(TEM)를 이용할 수도 있다. SEM은 높은 에너지의

전자를 이용해서 입자의 표면을 스캔하여 그 형태를 분석하며, TEM은 입자의 이미지를 추적하여 입자의 구조를 분석한다. 비록 TEM의 민감도가 SEM보다 월등히 뛰어나지만(Morawska et al., 2009), SEM을 이용하면 단일 입자나 여러 입자의 3차원적인 표면형상을 재현할 수 있는 장점이 있다.

이렇듯, UFPs의 특징적인 매트릭스에 대한 장비들의 특징이 기술되고 소개되고는 있으나, 실제 UFPs의 매트릭스에 대한 측정기기들 간의 상호연관 데이터가 아직도 부족한 실정이다. 그리고 현재 알려진 각 측정기기로부터 얻어진 데이터와 인체의 건강상 유해정보 간의 연관관계 역시 명확하게 규명되지 못하고 있다. 그러나 여러 측정기기를 이용하여 UFPs를 다양한 매트릭스(예, 질량, 수, 표면적)에 따른 관련 독성 자료를 제공하기 위해, 각 장비들의 원리 및 특징을 잘 이해하고, 입자들의 응집성, 발생원으로 부터의 측정거리와 측정시간, 입자들의 크기에 따른 측정한계치를 충분히 고려해야 할 것이다. 그리고 여러 장비들을 이용한 다방면의 접근법을 이용한다면, UFPs 매트릭스 간의 상관관계 역시 밝힐 수 있을 것이다.

2.2 등고선지도법 (Contour mapping)

등고선지도법은 현장의 다양한 지점들에서 얻어진 데이터를 기초로 작성되며, 이미 몇몇의 연구들에 의해 이 방법이 소개되고 적용되었다(Peters et al., 2006; Heitbrink et al., 2007; Evans et al., 2008; Heitbrink et al., 2009; Liu et al., 2009). 이 기술을 이용하면 공기중에 부유한 UFPs의 농도분포를 시각적으로 신속히 인지할 수 있으며, UFPs의 발생원과 작업환경 관리시스템(환기장치)의 효율성을 쉽게 평가할 수 있다. 그러나, UFPs의 농도분포도로부터 통계적인 결과를 구축하기 위해서는 장기간에 걸친 자료의 확보와 측정에 필요한 시간 및 비용이 소요되는 단점이 있다.

2.3 Control banding (CB)

영국의 Health and Safety Executive(HSE, 2005)는 1988년에 Control of Substances Hazardous to Health Regulations(COSHH)을 제정하고, 산업체에 대한 COSHH Essentials Control Guidance Sheets를 만들어 각 작업현장 내의 유해물질들을 관리하고, 작업과정 중 호흡기관을 통한 인체내의 유해물질 유입을 통제해서 잠재적인 작업자의 건강상의 장해나 독성영향을 방지하고자 하였다. 여기에는 환기시스템 관리, 안전관리 시스템, 작업공정, 노출경로와 사용하는 유해물질의 물성들을 조사해서 등급을 나누었다. 그러나 III장 3.3절에서 이미 언급되었듯이, UFPs에 속하는 유기성/휘발성 물질들, 나

노입자의 크기를 가진 금속(예, Be, Ti) 등이 피부를 통하여 인체내로 유입될 가능성이 크며, 그로 인한 잠재적인 독성영향을 배제할 수 없다.

UFPs에 대하여 표준화된 평가모델은 설정되어 있지 않지만, 최근에 작업장 내의 COSHH Essentials Control Banding(CB)을 바탕으로, 다양한 작업장에서 발생하는 UFPs이 피부와 호흡기관을 통해 인체내로의 유입을 최소화하기 위해, UFPs에 대한 CB이 소개되었다(Paik et al., 2008; Zalk et al., 2009). UFPs에 적용되는 CB은 나노크기의 입자를 포함하고 있는 물질들에 대한 실제로 측정된 노출자료 없이 작업자들의 UFPs에 대한 잠재적인 노출가능성을 사전에 관리하기 위한 간접적인 위험성 평가기법으로, 작업장 내에서의 잠재적인 위험의 발생가능성을 예측하거나, 각 공정이나 작업장 전체의 관리시스템 정도를 평가하는데 사용된다. 이러한 평가를 위해서는 작업장이나 각 공정에서 사용되는 물질의 정보(예, 구조, 형태, 물성, 독성, 사용량), 작업빈도, 작업자의 작업태도, 안전관리 시스템, 작업공정 그리고 노출경로(호흡기 및 피부) 등의 다양한 요소들을 독성학 및 Epidemiological 자료를 참조로 하여 잠재적인 독성영향에 따른 Risk Level Matrix에 적용하게 된다. 이 CB은 작업공정상의 잠재적 위험성 평가를 통해 나노입자를 생성할 수 있는 장비나 장치의 재배치나 작업환경을 개선할 수 있는 적절한 공학적 관리방법 등을 제시한다.

이러한 간접적인 접근법은 실제 작업장에서 UFPs에 대한 위험성을 평가하기 위한 많은 시간을 절약할 수 있지만, 다양한 작업의 위험성평가 요소들과 작업환경 조건, 그리고 사용되는 재료의 다양성과 물성의 변화를 고려하여 인체에 대한 건강상 유해성 정보를 제공할 수 있는 평가모델이 개발되어야 하며, 폭넓은 산업체들을 대상으로 한 많은 평가자료가 필요하다. 특히 피부에 대한 노출과정을 이해하기 위해서는 European Predictive Operator Exposure Model(EUROPOEM), Dermal Exposure Assessment Method(DREAM), Pesticide Handlers Exposure Database(PHED) 그리고 Estimation and Assessment of Substance Exposure(EASE) 등의 평가모델들이 유용할 것이다(PHED, 1992; NOHSC, 1997; Vermeulen et al., 2002; Van-Wendel-De-Joode et al., 2003; Tickner et al., 2005). 여기서, EASE모델은 유해물질이 작업장 내에서 균일하게 분포한다는 가정을 전제로 하고 있으나, 다른 모델에 비해서 다양한 물질과 공정에 적용할 수 있으며, 호흡기관의 노출뿐만 아니라 피부를 통한 노출 과정 및 노출양도 고려하고 있다.

V. UFPs의 관리

다양한 작업환경조건으로부터 발생가능한 UFPs의 노출 정도와 잠재적인 인체내 독성영향이 적절한 위험성 평가기법을 통해 충분히 이해되어야 함에도 불구하고 아직 적절한 위험성 평가방법이 규정화 되어 있지 않은 것은 서두에서 이미 언급하였다. 그러나 이러한 상황 하에서도 공학적인 관리, 여과, 개인보호장비 등을 적용하여 UFPs을 우선적으로 관리하려는 노력은 계속되고 있다.

1. 공학적인 관리

공학적인 관리방법을 적용하는 것은 작업장 내의 특정한 작업공정 중에서 발생할 수 있는 UFPs을 관리하는데 효율적이지만, 관리시스템의 내부결함으로 인한 UFPs의 유출은 작업장 내의 전체적인 오염을 유발시킨다. 그러나 이러한 공학적인 관리방법은 우선적으로 제안되는 방안이며, 오염원 밀폐, 국소환기장치(Local Exhaust Ventilation; LEV) 그리고 전체 환기시스템이 해당된다(Harford et al., 2007). 전체 환기시스템은 일반적으로 작업장으로 확산된 UFPs을 관리할 수 있지만, 밀폐, 국소환기장치, 흡후드와 같은 관리방법은 자루에 넣기, 혼합, 평량 등의 재료를 다루는 과정에서 발생할 수 있는 UFPs을 직접 제거하거나 다른 작업장으로의 확산을 방지하는데 유용하다. 특히 나노기술을 이용한 의약품의 제조 공정이나 병원내에서의 의약치료제 제조과정에서도 공기중에서 gas나 mist와 같이 이동성이 큰 나노크기의 aerosols에 대한 위험성이 고려되기 때문에(ACGIH, 2001; NIOSH, 2006), Biological Safety Cabinet (Class II or III)나 Conventional Fume Hoods의 사용이 제안되고 있다. 그러나 laminar flow cabinet은 cabinet안에서 잠정적으로 오염된 UFPs aerosols를 작업자의 방향으로 이동시켜 작업자에 대한 잠재적인 위험성을 증가시킬 수 있기 때문에 그 사용이 적절하지 못할 것이다. 비록 사업장의 특성에 따라 적절한 환기장치가 설치되어있지만, 발생 가능한 UFPs을 최대한으로 포착하여 후드속으로 유입하기 위해서는 후드의 입구위치선정에 신중을 기해야 할 것이며, 설정된 포착속도(capture velocity)를 최대한으로 유지하기 위한 관리도 충분히 고려해야 할 것이다.

2. 여과 (filter)

필터는 환기장치나 호흡기 보호장구에 적용되는데, 필터에서 입자 관리는 큰 입자의 경우 충돌과 차단력이 지배적이지만 입자크기가 감소하여 확산력이 중요하게 되기 시작하면 효율은 떨어진다. 필터에서 Most Penetrating Particle Size(MPPS)로 알려진 입자크기에서 최저효율을 나타내며, 대부분의 필터효율 시험은 MPPS와 동등한 질량중량값 직경을

가진 에어로졸을 사용하여 수행한다(Mark, 2004). 그러나 필터재료의 핀홀이나 필터 하우징의 밀폐에 문제가 있으면 NPs이 쉽게 투과할 수 있으므로 신중을 기해야 할 것이다.

일반 가정이나 사무실 건물에는 HVAC(Heating, Ventilating and Air Conditioning)를 설치하고 있는데, 여기에는 다양한 종류의 필터를 이용해서 공기의 흐름에 따른 입자들을 제거하게 된다. 그러나 필터를 설치한 후에 필터의 효율에 대한 정보가 부족하기 때문에, 필터의 효율 측정이 설정된 규정에 따라 이루어져야 하나(예, 호주의 Australian Standard; AS 1324-Airfilters for use in General Ventilation and Airconditioning; Application, Performance and Construction, 미국의 ASHRAE Standard 52.2-2007-Method of Testing General Ventilation Air-Cleaning Devices for Removal Efficiency by Partical Size(ANSI approved)) 우리나라에는 아직 이에 대한 규정이 없는 실정이다.

공기중에 부유하고 있는 UFPs를 제어하기 위해, NIOSH(2006 & 2009)에서는 앞서 소개한 환기시스템과 High Efficiency Particulate Air(HEPA) 필터사용을 적극적으로 추천하고 있다. 그러나 HEPA 필터는 직경 $0.3 \mu\text{m}$ 이상 크기의 입자들에 대하여 99.97%의 제거효율을 나타내지만, 100 nm보다 작은 크기의 입자에 대해서는 실제 HEPA 필터의 효율성에 대한 정보가 부족하기 때문에 지속적인 연구가 요구된다. 현재 시중에서 구입이 가능한 필터 중, HEPA 필터 대신에 직경이 120 nm 이상의 입자들을 제거하는데 99.9995%의 효율을 얻을 수 있는 Ultra-Low particulate Air(ULPA) 필터를 이용하면, UFPs에 대해 HEPA 필터보다 높은 효율을 얻을 가능성은 있으나, 여전히 직경이 100nm 이하인 입자들에 대한 필터의 효율 정보가 부족한 실정이다.

3. 개인보호장비(Personal Protective Equipment, PPE)

공기정화용 마스크와 공기공급용 마스크와 같은 호흡기 보호장구는 공기중에 부유하고 있는 입자들의 인체 유입을 막거나 최대한으로 줄일 수 있다. 특히 다양한 종류의 필터를 이용해서 실리카 같은 유해성 먼지 입자, 증기 또는 가스상의 물질(예, 연소가스, 유기물, 무기물, 산성물질)을 제거할 수 있다. 호흡기 보호장구의 사용은 공학적인 관리 다음의 선택이 될 수 있고, 공기중에 부유하고 있는 입자들의 크기와 분산의 정도 그리고 가능한 위험성의 정도를 예측하여 작업자들 개개인에 적합한 호흡기 보호장구를 선정해야 한다(Harford et al., 2007). 비록 적절한 보호장구의 선정이 잘 이루어졌더라도, 빈번한 작업자들의 움직임으로 인해 개인의 호흡기 보호장구 착용상태가 적절하지 못하면 UFPs를 포함한 어떠한 입자라도 보호장구와 피부사이를

통해 호흡기로 유입될 수 있다. 따라서 Respiratory Fit Test를 통해서 개개인에 알맞는 호흡기 보호장구를 선택함과 동시에 적절한 착용법의 중요성을 인식시켜야 할 것이며, UFPs에 관한 호흡기 보호장구의 효율에 대한 정보의 공급이 요구된다(HSE, 2004a; HSL, 2004; Harford et al, 2007).

피부에 대한 직접적인 접촉이나 경구를 통한 인체 내의 유입경로를 막기 위해, 보호의(Protective Clothing)나 보호장갑(Protective Gloves)의 선정 역시 중요하다(Peters, 2004). 대부분 단일 유해물질에 대한 보호의나 보호장갑의 성능을 평가하기 위해, 물질의 투과시간(Breakthrough Times; BTs)이나 투과율(Permeation Rates; PRs)을 측정하고 있다(Lee and Obendorf, 2005; Lee and Lee, 2006; Lee et al., 2009b). 그러나 작업자에게 노출된 물질이 단일물질이 아니라 복합물질이나 용제가 섞여진 혼합물이고, 보호장구의 기본적인 특성(예, 두께, 재료, 구조), 제품의 다양성, 물리적인 특성(예, 유연성, 물리적 응력, 용도, 습도, 온도)과 작업자의 작업태도 등의 조건에 따라 다른 결과가 초래될 수 있다(Lee et al., 2009b). 그러나 UFPs에 대한 보호의나 보호장갑의 성능평가 자료가 부족하며, 사용하는 물질이나 작업장 내의 다양한 변수조건을 고려하여, 피부에 대한 UFPs의 노출을 막을 수 있는 적절한 보호구의 선택이 이루어 질 수 있도록 많은 연구가 이루어져야 할 것이다.

VI. 결론

본 논문은 산업보건·위생분야에서 관심이 모아지고 있는 UFPs에 대한 총괄적인 개요와 그에 대한 위험성을 평가하기 위한 다양한 노출측정기술과 관리 방법들을 간략히 소개하였다. 다양한 산업장 내의 공정들로부터 생성되는 UFPs($\leq 100 \text{ nm}$)은 여러 노출경로를 통해서 작업자들의 인체 내로 유입될 수 있다. 그러나 공기중에서 불균일하게 존재하는 UFPs의 특성과 주위의 환경조건 그리고 다른 작업공정의 방해로 인해 정확한 측정결과를 얻기 어렵다. 이는 작업장 내의 환경조건, 이동거리와 이동시간에 따라 달라지는 UFPs의 응집 성질 때문에 유해성이나 독성에 대해 과대 또는 과소평가의 결과를 초래할 수 있다. UFPs를 측정함에 있어 작업자 개개인의 노출데이터는 인체 내의 유해성과 독성영향을 이해하는데 아주 중요한 자료가 될 수 있지만, 현재 이용 가능한 측정기기들과 여러 평가모델들의 불완전 그리고 비교분석 데이터의 부족으로 인하여 정확한 노출정보를 얻기 어렵다. 그러나 많은 연구결과가 UFPs의 수적인 농도와 표면

적 측정결과를 통해 인체내의 유해성이나 독성영향을 예측하려 하고 있다.

NPs의 인체 내의 유입을 관리하고 예방하기 위해 필터장치를 포함한 환기시스템이나 밀폐를 이용한 공학적인 관리 방법, 호흡기 보호장구와 보호의나 보호장갑과 같은 개입보호장구들을 포함한 다양한 관리방법들이 우선적으로 제시되고 있으나 UFPs의 특성을 충분히 이해하고, 각종 측정기기 그리고 평가모델들을 이용해서 UFPs의 측정데이터를 비교하고 검토하려는 노력이 계속되어야 할 것이다. 규정화된 위험성평가기준의 설정과 함께, 독성영향평가에 따른 인체 내의 유해성정보를 바탕으로 한 UFPs의 노출을 관리할 수 있는 작업환경기준과 관련규정이 요구되고 있다.

REFERENCES

- ACGIH, 2001, Industrial Ventilation: A manual of Recommended Practice. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Ohio. USA.
- Andersson L, Bryngelsson IL, Ohlson CG, Nayström P, Lilja BG, Westberg H. Quartz and dust exposure in Sweden iron foundries. *J Occup Environ Hyg.* 2009; 6: 9-18
- Baveye P. Aggregation and toxicology of titanium dioxide nanoparticles. *Environ Health Perspec.* 2008; 116 (4): A 152
- Biswas S, Fine P, Geller MD, Hering SV, Sioutas C. Performance evaluation of a recently developed Water-Based Condensation Particle Counter. *Aerosol Sci Technol.* 2005; 39: 419-427
- Bowman A, Maibach HI. Percutaneous absorption of organic solvents. *Int J Occup Environ Health.* 2000; 6: 93-95
- Brüske-Hohlfeld I, Peters A, Wichmann HE. 2004. Epidemiology of Nanoparticles. *Compte-rendu du First International Symposium on Occupational Health Implications of Nanomaterials.* 12 to 14 October 2004. Buxton, Great-Britain. Health and Safety Laboratory (HSL). Oct 2004; 53-58
- Brouwer DH, Gijssbers JHJ, Lurvink MWM. Personal exposure to ultrafine particles in the workplace: Exploring sampling techniques and strategies. *Ann Occup Hyg.* 2004; 48(5): 439-453
- Cheng YH, Chao YC, Wu CH, Tsai CJ, Uang SN, Shih TS. Measurements of ultrafine particle concentrations and size distribution in an iron foundry. *J Hazardous Materials.* 2008; 158: 124-130
- Dennekamp M, Howarth S, Dick CA, Cherrie JW, Donaldson K, Seaton A. Ultrafine particles and nitrogen oxides generated by gas and electric cooking. *Occup Environ Med.* 2001; 58: 511-516
- Donaldson K. 2004. The Toxicology of Airborne Nanoparticles. *Proceedings of the First International Symposium on Occupational Health Implications of Nanomaterials.* Health and Safety Laboratory (HSL). October 2004; 12-14
- Evans DE, Heitbrink WA, Slavin TJ, Peters TM. Ultrafine and respirable particles in an automotive grey iron foundry. *Ann Occup Hyg.* 2008; 52(1): 9-21
- Elihn K, Berg P. Ultrafine particle characteristics in seven industrial plants. *Ann Occup Hyg.* 2009; 53(5): 475-484.
- Faux SP, Tran CL, Miller BG, Jones AD, Monteiller C, Donaldson K. In vitro Determinants of Particulate Toxicity: The Dose Metric for Poorly Soluble Dusts. *HSE Research Report.* 2003; 154
- Ferin JGO, Penney DP. Pulmonary retention of ultrafine and fine particles in Rats. *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology.* 1992; 6: 535-542
- Gäggeler HW, Baltensperger U, Emmenegger M, Jost DT, Schmidt-Ott A, Haller P, Hofmann M. The epiphaniometer, a new device for continuous aerosol monitoring. *J Aerosol Sci.* 1989; 20: 557-564
- Harford A., Edwards J, Priestly B, Wright P. Current OHS best practices for the Australian Nanotechnology Industry: A position paper by the NanoSafe Australia Network. *Journal of Occupational Health and Safety-Aust NZ.* 2007; 23(4): 315-331
- He C, Morawska L, Taplin L. Particle emission characteristics of office printers. *Environ Sci Technol.* 2007; 41: 6039-6045
- Heitbrink WA, Evans DE, Peters TM, Slavin TJ. The characterization and mapping of very fine particles in an engine machining and assembly

- facility. *J Occup Environ Hyg.* 2007; 4:341–351
- Heitbrink WA, Evans DE, Ku BK, Maynard AD, Slavin TJ, Peters TM. Relationships among particle number, surface area, and respirable mass concentrations in automotive engine manufacturing. *J Occup Environ Hyg.* 2009; 6: 19–31
- Hering SV, Stolzenburg MR, Quant FR, Oberreit DR, Keady PB. A laminar-flow, Water-based Condensation Particle Counter (WCPC). *Aerosol Sci Technol.* 2005; 39: 659–672
- Hillamo R, Makela T, Kerminen VM. Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) in Atmospheric Aerosol Studies. Finnish Meteorological Institute. Helsinki Finland. 2002
- HSE. 2004a. Nanoparticles: An Occupational Hygiene Review. London: Health and Safety Executive (HSE). UK. URL: www.hse.gov.au/resaerch/rrhtm/rr274.htm
- HSE. 2004b. Primary regulator of health and safety in British industry; Royal Society / Royal Academy of Engineering report 'Nanoscience and nanotechnologies'. Health and Safety Executive (HSE). UK. URL: www.nanotec.org.uk/final_report.htm
- HSE. 2005. Control of Substances Hazardous to Health. 5th edition. Approved Code of Practice and Guidance (L5). HSE Books. ISBN 9780717629817
- HSL. 2005. Nanomaterials—A risk to health at work? Proceedings of the First International Symposium on Occupational Health Implications of Nanomaterials. 12–14 October 2004. Health and Safety Laboratory (HSL). Edited by the Health and Safety Executive (HSE) in the UK and the US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH).
- International Commission on Radiological Protection. 1994. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection Publication 66**. Oxford. Pergamon: Elsevier Science Ltd.
- International Organization for Standardization. 2007. Workplace Atmospheres—Ultrafine, Nanoparticles and Nano-structured Aerosols—Inhalation Exposure Characterization and Assessment. Technical Report. International Organization for Standardization (ISO/TR 27628: 2007 (E)), Switzerland.
- Janjua NR, Mogensen B, Andersson AM, Petersen JH, Henriksen M, Skakkebaek NE, Wulf CH. Systemic absorption of the sunscreens benzophenone-3, octyl-Methoxycinnamate, and 3-(4-Methyl-Benzylidene) camphor after whole-body topical application and reproductive hormone levels in humans. *Journal of Investigative Dermatology.* 2004; 123: 57–61
- Jortner J, Rao CNR. Nanostructured advanced materials; Perspectives and directions. *Pure and Applied Chemistry.* 2002; 74: 1491–1506
- Kaur A, Clark RDR, Walsh PT, Arnold SJ, Colville RN, Nieuwenhuijsen MJ. Exposure visualization of ultrafine particle counts in a transport microenvironment. *Atmos Environ.* 2006; 40: 386–398
- Konstandopoulos AG, Zarvalis D, Papaioannou E, Vlachos ND, Boretto G, Pidria MF, Faraldi P, Piacenza O, Prenninger P, Cartus T, Schreier H, Brandstatter W, Wassermayr C, Lepperhof G, Scholz V, Luers B, Schnitzler J, Claussen M, Wollmann A, Maly M, Tsotridis G, Vaglieco BM, Merola SS, Webster D, Bergeal D, Gorsmann C, Oberdörster H, Fino D, Russo N, Saracco G, Specchia V, Moral N, D'anna A, D'alessio A, Zahoransky R, Laile E, Schmidt S, Ranalli M. 2004. The diesel exhaust aftertreatment (DEXA) cluster, a systematic approach to diesel particulate emission control in Europe. SAE Tech Paper No 2004-01-0694 (SP-1861).
- Lademann J, Weigmann H, Rickmeyer C, Barthelmes H, Schaefer H, Mueller G, Sterry W. Penetration of titanium dioxide microparticles in a sunscreen formulation into the horny layer and the follicular orifice. *Skin Pharmacology and Applied Skin Physiology.* 1999; 12: 247–256
- Lee K, Mukund R. Filter Collection in 'Aerosol measurement and principles, techniques and applications', New York: John Wiley & Sons. 2001. p.197–228
- Lee S, Obendorf SK. Statistical model of pesticides penetration through woven work clothing

- fabrics. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2005; 49: 266–273
- Lee SG, Lee NW. A development on assessment method of PVC gloves used in pest control program. *J Korean Society of Safety*. 2006; 21(3): 53–58
- Lee MH, McClellan WJ, Cnadela J, Andrews D, Biswas P. Reduction of nanoparticle exposure to welding aerosols by modification of the ventilation system in a workplace. *J Nanoparticle Research* 2007; 9: 127–136.
- Lee S, Liu X, Deemer A, Sanderson B, Pisaniello D. 2009a. Ultrafine Particle Emissions and Exposure Measurements in South Australian Workplaces—A Pilot Study. AIOH 27th Annual Conference .5–9 December 2009 .Canberra. ACT. Australia.
- Lee SG, Pisaniello D, Tkaczuk M, Edwards J. Chemical gloves performance: A case study on malathion use in Mediterranean fruit fly control. *J Occup Health Safety—Aust NZ*. 2009b; 25(2): 129–135.
- Lida K, Stolzenburg MR, McMurry P, Smith JN, Quant FR, Oberreit DR, Keady PB, Eiguren–Fernandez A, Lewis GS, Kreisberg NM, Hering SV. An ultrafine, Water–Based Condensation Particle Counter and its evaluation under field conditions. *Aerosol Sci Technol*. 2008; 42: 862–871
- Lison D, Lardot C, Huaux F, Zanetti G, Fubini B. Influence of particle surface area on the toxicity of insoluble manganese dioxide dust. *Archives of Toxicology*. 1997; 71(12): 725–729
- Liu X, Lee S, Pisaniello D, Jankewicz G, Sanderson B. 2009. Measurement of Fine and Ultrafine Particle Exposure in an Iron Foundry in South Australia. AIOH 27th Annual Conference. 5–9 December 2009. Canberra. ACT. Australia.
- Long T, Saleh N, Tilton R, Lowry GV, Veronesi B. Titanium dioxide (P25) produces oxidative stress in immortalized brain microglia (BV2): Implication of nanoparticle neurotoxicity. *Environ Sci Technol*. 2006; 40 (14): 4346–4352
- Mark D, 2004. Control of Nanoparticles, Proceedings of the First International Symposium on Occupational Health Implications of Nanomaterials. 12–14 October 2004. Health and Safety Laboratory (HSL).
- Matson U, Ekberg LE, Afshari A. Measurement of ultrafine particles, A comparison of two handheld condensation particle counters. *Aerosol Science and Technology*. 2004; 38: 487–495
- Mavon A, Miquel C, Lejeune O, Payre B, Moretto P. In vitro percutaneous absorption and in vivo stratum corneum distribution of an organic and a mineral sunscreen. *Skin Pharmacol Physiol*. 2007; 20(1): 10–20
- Maynard AD. Experimental determination of ultrafine TiO₂ de–agglomeration in surrogate pulmonary surfactant – preliminary results. *Ann Occup Hyg*. 2002; 46: 197–202
- Maynard AD, Kuempel ED. Airborne nanostructured particles and occupational health. *J Nanoparticle Res*. 2005; 7(28): 587–614
- Morawska L, Moore MR, Ristovski Z. 2004. Health Impacts on Ultrafine Particles. Environment Standards Branch. Department of the Environment and Heritage. Commonwealth of Australia. Canberra. ACT. Australia. ISBN 0642550557.
- Morawska L, Wang H, Ristovski Z, Jayaratne ER, Cheung HC, Ling X, He C. JEM Spotlight: Environmental monitoring of airborne nanoparticles. *J Environ Moni*. 2009; 11: 1758–1773
- Mordas G, Manninen HE, Petaja T, Aalto PP, Hameri K, Kulmala M. On Operation of the Ultra–Fine Water–Based CPC TSI 3786 and comparison with other TSI Models (TSI 3776, TSI 3772, TSI 3025, TSI 3010, TSI 3007). *Aerosol Sci Technol*. 2008; 42: 152–158
- Nanoforum. 2004. The European strategy for nanotechnology, The Commission Communication ‘ Towards a European Strategy for nanotechnology’ . URL: www.cordis.lu/nanotechnology/src/communication/htm
- Ness S A. 1994. Surface and Dermal Monitoring for Toxic Exposures. New York, Van Nostrand Reinhold. An International Thomson Publishing Company
- NOHSC. 1997. Predictive Exposure Modelling: Assessment of Respiratory and Dermal Exposures

- to Ethyl Parathion and Methyl Parathion in Airblast Application in Orchards. National Occupational Health and Safety Commission. Worksafe Australia, AGPS Canberra. URL: www.apvma.gov.au/chemrev/downloads/parathionmethylLohs.pdf
- NIOSH. 2006. Approaches to Safe Nanotechnology: An Information Exchange with NIOSH. National Institute for Occupational Safety and Health. Centres for Disease Control and Prevention, Department of Health and Human Services.
- NIOSH. 2008a. NIOSH Nanotechnology Field Research Effort, National Institute for Occupational Safety and Health. URL: www.cdc.gov/niosh/docs/2008-121/,
- NIOSH. 2009. Approaches to Safe Nanotechnology; Managing the Health and Safety Concerns Associated with Engineered Nanomaterials. Department of Health and Human Services. National Institute for Occupational Safety and Health. DHHS(NIOSH) Publication No. 2009-125.
- Oberdörster G, Ferin R, Gelein J, Soderholm SC, Finkelstein J. Role of the alveolar macrophage in lung injury—studies with ultrafine particles. *Environ Health Perspect*. 1992; 97: 193–199
- Oberdörster G, Ferin J, Lehnert BE. Correlation Between Particle-Size, in-vivo Particle Persistence, and Lung Injury. *Environmental Health Perspectives*. 1994; 102(S5): 173–179
- Oberdörster G. 2000. Toxicology of ultrafine particles: in vivo studies. *Phil Trans Roy Soc London. Series A* 358: 2719–2740
- Oberdörster G, Finkelstein JN, Johnston C, Gelein R, Cox C, Baggs R, Elder ACP. 2000. Acute Pulmonary Effects of Ultrafine Particles in Rats and Mice. *Health Effects Institute Report #96*.
- Oberdörster G. Pulmonary Effects of inhaled ultrafine particles. *International Archives of Occupational and Environmental Health*. 2001; 74 (1): 1–8.
- Oberdörster G, Sharp Z, Atudorei V, Elder A, Gelein R, Lunts, A, Kreyling W, Cox C. Extrapulmonary translocation of ultrafine carbon particles following whole body inhalation exposure of rats. *Journal of Toxicology and Environmental Health A*. 2002; 65(20): 1531–1543
- Oberdörster G. 2004a. Inhaled Nano-sized Particles: Potential Effects and Mechanisms. *Proceedings of the First International Symposium on Occupational Health Implications of Nanomaterials*. 12–14 October 2004. Health and Safety Laboratory (HSL).
- Oberdörster G, Sharp Z, Atudorei V, Elder A, Gelein R, Kreyling W, Cox C. Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. *Inhalation Toxicology*. 2004b; 16: 437–445.
- Ostiguy C, lapointe G, Meñard L. 2008. Health Effects of Nanoparticles. Report R-589. Second Edition, IRRST-Communication Division. Québec. Canada. URL: www.irsst.qc.ca
- Paik SY, Zalk DM, Swuste P. Application of a pilot control banding tool for risk level assessment and control of nanoparticle exposures. *Ann Occup Hyg*. 2008; 52 (6): 419–428
- Peters G. 2004. Risk Evaluation & Control: Current Perspective. *Proceedings of the First International Symposium on Occupational Health Implications of Nanomaterials*. 12–14 October 2004. Health and Safety Laboratory (HSL).
- Peters TM, Heitbrink WA, Evans DE, Slavin TJ, Maynard AD. The mapping of fine and ultrafine particle concentrations in an engine machining and assembly facility. *Am Occup Hyg*. 2006; 50(3): 249–257
- Peters TM, Elzey S, Johnson R, Park H, Grassian VH, Maher T, O' Shaughnessy P. Airborne monitoring to distinguish engineered nanomaterials from incidental particles for environmental health and safety. *J Occup Environ Hyg*. 2009; 6: 73–81
- PHED. 1992. Pesticide Handlers Exposure Database. version 1.1. U.S. EPA. Health and Welfare Canada, National Agricultural Chemicals Association. Versar Inc. Springfield.
- Poet TS, McDougal JN. 2002. Skin absorption and human risk assessment. *Chemico-Biological Interactions* 140: 19–34.
- Ramachandran G, Paulsen D, Watts W, Kittelson D. Mass, surface area and number metrics in diesel occupational exposure assessment. *J Environ Monit*. 2005; 7: 728–735
- Ryman-Rasmussen JP, Riviere JE, Monterio-Riviere

- NA. Surface coatings determine cytotoxicity and irritation potential of quantum dot nanoparticles in epidermal keratinocytes. *J Invest Dermatol.* 2007; 127: 143–153
- Seaton A, MacNee W, Donaldson K, Godden D. Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet.* 1995; 345: 176–178.
- Seipenbusch M, Binder A, Kasper G. Temporal evolution of nanoparticle aerosols in workplace exposure. *Ann Occup Hyg.* 2008; 52(8): 707–716
- Sen D, Wolfson H, Dilworth M. Lead exposure in scaffolders during refurbishment construction activity—an observational study. *Occupational Medicine.* 2002; 52: 49–54
- Suwa T, Hogg JC, Quinlan KB, Ohgami A, Vincent R, van Eeden SF. Particulate air pollution induces progression of atherosclerosis. *Am Coll Cardiol.* 2002; 39: 943–945
- Tammet H, Mirme A, Tamm E. Electrical aerosol spectrometer of Tartu University. *Atmos Res.* 2002; 62: 315–324
- Thorpe A. Assessment of personal direct-reading dust monitors for the measurements of airborne inhalable dust. *Ann Occup Hyg.* 2007; 51(1): 97–112
- Tickner J, Friar J, Creely KS, Cherrie JW, Pryde DE, Kingston J. The development of the EASE model. *Ann Occup Hyg.* 2005; 49 (2): 103–110
- Tinkle SS, Antonini JM, Rich BA, Robert JR, Salmen R, DePree K, Adkin EJ. Skin as a route of exposure and sensitization in chronic beryllium disease. *Environ Health Perspect.* 2003; 111(9): 1202–1208
- Tran CL, Buchanan D, Cullen RT, Searl A, Jones AD, Donaldson K. Inhalation of poorly soluble particles II. Influence of particle surface area on inflammation and clearance. *Inhalation Toxicology.* 2000; 12: 1113–1126
- Van-Wendel-De-Joode B, Brouwer DH, Vermeulen R, Van Hemmen JJ, Heederik D, Kromhout H. DREAM; A method for semi-quantitative dermal exposure assessment. *Ann Occup Hyg.* 2003; 47 (1): 71–87
- Vermeulen R, Stewart P, Kromhout H. Dermal exposure assessment in occupational epidemiologic research. *Scand J Work Environ Health.* 2002; 28:371–385
- Zalk DM, Paik SY, Swuste P. Evaluating the control banding nanotool: a qualitative risk assessment method for controlling nanoparticle exposures. *J Nanopart Res.* 2009; 11: 1685–1704.
- Zhao Y, Hu M, Slanina S, Zhang Y. Chemical compositions of fine particulate organic matter emitted from chinese cooking. *Environ Sci Technol.* 2007; 41: 99–105
- Zimmer AT, Maynard A.D. Investigation of the aerosols produced by a high-speed, hand-held grinder using various substrates. *Annals of Occupational Hygiene.* 2002; 46(8): 663–672