

Review

<https://doi.org/10.7850/jkso.2017.22.3.135>  
pISSN : 1226-2978

## 우리나라 미세플라스틱의 발생잠재량 추정 - 1차 배출원 중심으로 -

이혜성 · 김용진\*

목포해양대학교 환경·생명공학과

# Estimation of Microplastics Emission Potential in South Korea - For Primary Source -

HYE-SUNG LEE AND YONG-JIN KIM\*

Department of Environmental &amp; Biotechnology Engineering, Mokpo National Maritime University, Mokpo 58628, Korea

\*Corresponding author: [yjkim@mmu.ac.kr](mailto:yjkim@mmu.ac.kr)

Editor Kyung Ae Park

Received 29 May 2017; Revised 17 July 2017; Accepted 18 July 2017

### ABSTRACT

미세플라스틱은 5 mm 미만의 플라스틱 조각으로서 의도적으로 제조한 1차 미세플라스틱과 물리·화학적 파쇄나 분해에 의해 만들어진 2차 미세플라스틱으로 나눌 수 있다. 본 연구에서는 인간의 활동으로 인해 미세해진 플라스틱을 발생시키는 배출원을 미세플라스틱의 1차 배출원으로 정의했다. 본 연구에서 미세플라스틱의 1차 배출원을 문헌을 이용하여 정리하고, 각 배출원에서의 발생잠재량을 추정하고자 하였다. 그 결과, 6만 3천~21만 6천 ton/year의 미세플라스틱이 환경으로 유입되는 것으로 나타났다. 그중 선박수송, 타이어분진, 세탁에 의한 배출이 큰 비중을 차지하였다.

Microplastics are fractions of plastics less than 5 mm in size and can be divided into artificially manufactured primary microplastics and physically or chemically decomposed secondary microplastics. In this study, the emission source of microplastics made by the human activities is defined as the primary source of microplastics. And the primary sources of microplastics were summarized by using the literature and the emission potential of each source was estimated. As a result, this study showed that 63,000 to 216,000 ton/year of microplastics were discharged into the environment. Among primary sources, transport, tyre dust, and laundry were the major primary sources.

**Keywords:** Microplastics, Source, Emission potential, Estimation

## 1. 서론

전 세계적으로 플라스틱의 생산량은 꾸준히 증가추세이며, 2015년을 기준으로 그 생산량은 약 3억 2천만 ton으로 추정된다(Plastics Europe, 2016). 해양으로 배출되는 플라스틱의 양 또한 생산량의 증가와 함께 증가할 것으로 사료되며, 해양쓰레기 중 플라스틱류가 60~80%로 매우 높은 비율을 보인다(Derraik, 2002). 이렇게 해양으로 유입된 플라스틱은 해양생물종에 악영향을 끼치고 있다. Laist (1997)는 플라스틱에 의한 생물종의 얽힘(entanglement)과 섭취(ingestion)에 대한 조사를 수행한 결과, 어류, 포유류, 조류 등 넓은 범위의 해양생물종이 플라스틱의 피해를 받고 있었다. 플라스틱의 다양한 악영향에도 불구하고 플라스틱의 수요가 증가하는 이유로는 다른 재료에 비하여 가볍고, 내구성이 좋으며, 강도가 강하고, 저가인 장점을 들고 있다(Laist, 1987). 따라서 현실적으로 플라스틱의 소비를 극단적으로 줄이는 데는 어려움이 있다.

플라스틱은 다양한 요인으로 '쪼개' 진다. 이렇게 쪼개진 플라스틱에 대한 관심이 국내·외적으로 크게 대두되고 있다(Song *et al.*, 2017). 이 중 5 mm 미만인 플라스틱을 일반적으로 미세플라스틱이라고 한다. 미세플라스틱을 다시 어떤 목

적으로 사용하기 위해 제조한 1차 미세플라스틱과 큰 플라스틱이 물리·화학적인 요인으로 파쇄나 분해가 된 2차 미세플라스틱으로 나눌 수 있다(Masura *et al.*, 2015). 1차 미세플라스틱의 예로는 세안제, 화장품, 플라스틱 블라스팅 물질(plastic blasting media) 등이 있으며, 2차 미세플라스틱은 생분해(bio-degradation), 광분해(photo-degradation), 열산화분해(thermo-oxidative degradation), 열분해(thermal degradation), 가수분해(hydrolysis) 등에 의해 잘게 파쇄되어 생성된다(Andrady, 2011). 이 중 광분해가 주요한 요인이며, 광분해는 주변의 온도, 산소농도의 영향으로 인해 해수에서보다 해변에서 심하게 일어난다(Andrady, 2011).

미세플라스틱이 해양생태계에서 주목을 받는 이유는 생물증폭(biomagnification)과 생물농축(bioaccumulation)의 우려 때문이다. Cole *et al.*(2013)은 동물플랑크톤이 1.7~30.6  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱을 먹이로 오인하여 섭취함에 의해 미세플라스틱의 생물농축 가능성을 제기하였다. 플라스틱에 첨가제로 함유되어 있는 프탈레이트(phthalate), 비스페놀 A (bisphenol A) 등은 내분비계 교란물질(일명, 환경호르몬)로써 유전독성, 성기능장애 등을 유발한다(Cole *et al.*, 2011). 따라서 비표면적이 큰 미세플라스틱에 소수성인 내분비계 교란물질의 흡착 가능성이 커지고, 섭취된 후 그 영향은 더욱 증가할 것으로 사료된다. 더구나 플라스틱은 난분해성 유기오염물질(POPs, persistent organic pollutants)의 흡착능이 크고(Bakir *et al.*, 2014a), 생체 내부기관에서의 탈착능이 바닷물에서보다 최대 30배가량 높아 생체로의 흡수·축적 가능성이 크다(Bakir *et al.*, 2014b). 또한 Ashton *et al.*, (2010)은 플라스틱 펠릿이 중금속도 흡착할 수 있음을 보고하였으며, 이에 미세플라스틱도 중금속을 흡착할 것으로 사료된다.

해양 미세플라스틱의 문제를 완화시키기 위해서는 법적인 조치가 필요하다. 대만, 캐나다, 호주, 유럽국가에서는 미세플라스틱에 대한 법적 조치를 준비하고 있으며, 미국은 2015년 12월, 위생제품에 사용되는 마이크로비즈(microbeads)의 생산 및 판매를 중지하는 법을 통과시켰다(그린피스, 2016). 우리나라에서도 법적인 조치를 마련하고 있다. 식품의약품안전처의 보고에 따르면, 2017년 7월부터 마이크로비즈가 함유된 화장품 등의 생산 및 수입이 금지되며, 2018년 7월부터는 판매가 전면 금지될 것이라 밝혔다(식품의약품안전처, 2016).

현재 미세플라스틱 관련 연구는 환경 매체 중 미세플라스틱의 정량화와 정성화가 주를 이루고 있다. 그러나 환경 중 미세플라스틱의 문제를 저감시키기 위해서는 무엇보다 먼저 그 배출원에 대한 연구가 중요하다. 해외 몇 나라에서는 이미 배출원별 발생량에 대한 연구 사례(Sundt *et al.*, 2014; Magnusson *et al.*, 2016)가 보고되고 있지만, 우리나라 실정에 맞는 연구는 전무하다. Sundt *et al.*(2014)은 미세플라스틱의 1차 배출원과 2차 배출원으로 분류하여 발생량을 추정하였으며, Magnusson *et al.*(2016)은 배출원 별로 나누어 정리하였다. 세부항목은 유사하지만 Sundt *et al.*, (2014)은 단일 배출계수를 가지고 계산하였고, Magnusson *et al.*(2016)은 복수의 배출계수들의 최소·최댓값을 이용하여 범위 형식으로 나타낸 것이 많다. 본 연구는 외국의 선행연구를 바탕으로 정리하였기에 우리나라의 실제 발생량과는 차이가 있을 수 있다. 그럼에도 불구하고 본 연구는 미세플라스틱의 배출원별 대략적인 발생량을 추정하여 제시함으로써 환경 중 미세플라스틱의 저감 및 관리 방안의 기초자료로 활용할 수 있을 것으로 기대한다.

## 2. 연구방법

본 연구에서 미세플라스틱의 1차 배출원은 인간의 활동으로 미세해진 플라스틱을 환경으로 발생시키는 배출원으로 정의하였으며, 개인위생제품, 생산·수송 공정, 도로 사용처, 가정배출분진, 세탁 공정, 실외 분진, 인조 잔디, 음식물과 같은 폐기물 재활용시설 등에 대하여 조사하였다. 배출량을 추정하기 위해서는 인구수, 무역량, 제품사용량 등의 기초 통계자료가 필요하다. 그러나 추정에 필요한 우리나라 통계값이 없을 경우는 필요에 따라 선행연구(Sundt *et al.*, 2014;

Magnusson *et al.*, 2016)와 OECD (2009a, 2009b)의 자료를 인용하였다. 미세플라스틱의 발생량은 생산량 또는 이용량과 배출계수를 곱하여 추정하였다.

### 3. 결과 및 고찰

Table 1. Estimate of annual emission of microplastics by source

Mechanism	Source group	Estimate of annual microplastics (ton/year)		
		This study	Sundt <i>et al.</i> (2014)	Magnusson <i>et al.</i> (2016)
Designed	Personal care product discharge	370~410	40	70
	Commercial product discharge	>100	100	N.D.
Production spill	Transport discharge	110~105,000	250	10~240
	Production discharge	210~8,400	200	300
Abrasion	Vessel paint discharge	4,540~8,580	330	480
	Leisure boat paint discharge		400	220~1,100
	Structure protective coating discharge	830~6,660	50	90
	Structure decorative coating discharge		220	40~160
Wear and Tear	Structure decorative coating weathering		130	N.D.
Abrasion	Commercial laundry discharge	100~1,200	100	N.D.
Wear and Tear	Floating device weathering	0.2~16	N.D.	2~180
	Household dust discharge	3~4,080	450	1~20
	Household laundry discharge	1,010~11,480	600	200~2,220
	Building dust discharge	1,080~2,160	200	N.D.
	Tyre dust discharge	49,600~55,300	4,500	13,000
	Road marker discharge	85	320	500
	Abrasion of asphalt	4~5	N.D.	20
	Artificial turf discharge	3,200~5,400	N.D.	2,300~3,900
	Discharge by fishing gear weathering	485~4,850	N.D.	4~50
Waste shredding	Discharge by organic waste treatment	580	340	30
	Irregular discharge	>100	100	N.D.
	Discharge by paper recycling	360~1,080	60	N.D.
	Discharge by waste shredding	>10	10	N.D.
	Sum	>62,780~215,500	8,400	17,270~22,360

N.D.: Not Determined

Table 1은 미세플라스틱의 1차 배출원별 발생 잠재량을 추정·정리한 것이다. 최댓값으로 볼 때, 미세플라스틱의 1차 배출원 중 선박 수송에 의한 발생량이 가장 많았고 타이어분진, 가정세탁의 배출원 등이 뒤를 이었다. 노르웨이, 스웨덴과 최댓값으로 비교한 결과, 노르웨이(Sundt *et al.*, 2014)보다 25배정도 많았고 스웨덴(Magnusson *et al.*, 2016)보다 10배정도 많았다. 이러한 결과는 각 나라의 인구, 경제 및 도로상황 등이 주요한 원인이라 사료된다. 김 과 정(2016)의 연구에서는 우리나라 영해에 현존하는 표층의 미세플라스틱의 양이 약 4,200 ton이라고 제시하였다. 발생량과는 다소 값의 차이가 크

지만, 이러한 차이는 발생량이 모두 해양으로 직·간접 배출되지 않고 발생량 중 일부는 육상에 배출·처분된다는 점과 표층만을 대상으로 했다는 점을 들 수 있다. 또한 Eriksen *et al.*(2013)의 보고에 따르면, 남태평양 아열대 환류를 통해 플라스틱 쓰레기가 모여 쓰레기 수렴 지역(garbage patch)을 이루고 있음을 감안하면, 우리나라에서 배출되는 플라스틱 쓰레기 일부도 해류를 타고 북태평양으로 유입되었을 것으로 사료된다.

### 3.1 개인위생제품에서의 발생량

2015년 기준, 우리나라 인구 총 조사에 따르면 우리나라의 인구는 약 5천 1백만 명이다(통계청, 2017a). Gouin *et al.*(2011)은 하루 1인당 사용하는 위생제품 중 미세플라스틱의 양을 2.4 mg로 추정하였지만, 이 연구에서는 액체비누와 샤워젤만을 고려한 값으로 실제량을 과소평가하였을 것으로 사료된다. 이에 본 연구에서는 Magnusson *et al.*(2016)이 사용한 연간 1인당 7.2 g과 Sundt *et al.*(2014)의 연간 1인당 8 g의 배출계수를 이용하여 산정하였다. 이 계수들은 미세플라스틱이 함유된 개인위생제품의 연간 소비량과 인구를 바탕으로 계산되었다. 따라서 각 계산에 이용된 개인위생제품의 종류와 미세플라스틱의 함유량은 우리나라와는 다소 차이가 있을 수 있다. 식 (1)에 의해 연간 우리나라에서 배출되는 개인위생제품 중 미세플라스틱의 양을 추정하였다. 그 결과, 370~410 ton/year가 발생하는 것으로 나타났다. 개인위생제품 중 미세플라스틱은 대부분 폴리에틸렌(polyethylene) 수지 제품이다(Magnusson *et al.*, 2016). 이런 폴리에틸렌 수지는 페난쓰렌(phenanthrene)과 같은 유기오염물질의 흡착능이 매우 우수하여(Teuten *et al.*, 2007), 유기오염물질이 흡착된 폴리에틸렌 마이크로비즈는 생태계에 악영향을 줄 것으로 사료된다. 우리나라에서 2018년부터 마이크로비즈가 사용된 개인위생제품의 판매가 금지될 예정이지만(식품의약품안전처, 2016), 이미 판매된 제품의 사용에 의한 마이크로비즈의 배출은 막을 수 없다. Magnusson and Noren (2014)은 하수처리시설에서 300  $\mu\text{m}$  이상의 미세플라스틱이 99.9% 제거되는 것으로 보고하고 있지만, 하수 총량을 고려한다면 실제 배출되는 미세플라스틱의 양은 무시할 수 없는 큰 값이다.

$$\text{Personal care product discharge} = 5.1 \times 10^7 \text{ capita} \times 7.2 \sim 8 \text{ g/year} \cdot \text{capita} \text{ (discharge factor)} \quad (1)$$

### 3.2 상업/공업 제품에서의 발생량

상업 또는 공업 분야에서 블라스팅 매체(blasting media, 연마제), 공업용 손 세정제(abrasive hand cleaner soap), 시추 유체(drilling fluid) 등에 1차 미세플라스틱이 사용되고 있으며, 그 일부가 환경으로 유출되는 시나리오를 고려할 수 있다. Sundt *et al.*(2014)은 정확한 조사 결과가 없기에 100 ton/year 이상이 배출되는 것으로 추정하였다. 우리나라도 마찬가지로 정확한 조사 결과가 없으나, 자동차, 버스, 선박 등의 표면처리에 사용되고 있는 것으로 보인다(웰인더스트리, 2017). 우리나라의 세계 선박 시장 점유율과 선박 수 등을 고려하면, Sundt 등이 제시한 양 이상이 배출된다고 추정하여도 무리는 없을 것으로 보인다.

Commercial product discharge → estimate by Sundt *et al.*(2014)

### 3.3 무역수송 공정에서의 발생량

2016년 출항일 기준, 우리나라 수출입 무역통계에 따르면, 플라스틱, 고무제품의 수입·수출량의 합은 약 2천 1백만 ton에 이른다(관세청, 2017). OECD (2009a)는 수입·수출량 중 유실비율(배출계수)이 0.5%, Magnusson *et al.*(2016)은

0.0005~0.01%라고 보고하였다. Cole and Sherrington (2016)은 0.001~0.01%의 배출계수를 이용하여 생산과 수송 공정에서의 플라스틱 펠릿 손실량을 산정하였다. 상술한 OECD의 배출계수는 Magnusson *et al.*이나 Cole and Sherrington의 배출계수 보다 월등히 큰 값으로, 13 종류의 발생원을 대상으로 조사한 자료를 근거로 하고 있다. 또 Magnusson *et al.*은 Lassen *et al.*(2015)이 사용한 단일 배출계수 0.0013%의 약 절반에 해당하는 0.0005%을 하한 값으로, 0.0013%의 약 10배인 0.01%를 상한 값으로 제시하면서 안전 구간을 적용하였다. 따라서 배출계수는 0.0005~0.5%의 범위에 있으며, 이 값들을 이용하여 손실에 의한 배출량을 식 (2)에 의해 추정하였다. 그 결과, 110~105,000 ton/year의 플라스틱이 유실되는 것으로 나타났으며, 최댓값으로 볼 때 가장 높은 비중을 차지하였다. 펠릿마다 단위 개체당 무게는 다르지만, 대략적으로 펠릿 1 kg은 50,000개이다(Cole and Sherrington, 2016). 따라서 약 52억 5천 만~52조 5천 억 particles/year의 펠릿의 유실된다고 할 수 있다. Sundt *et al.*(2014)은 0.5%의 배출계수를 이용하여 약 2천 5백 ton/year의 추정치를 만들었으나, 분명한 근거 없이 현장에서의 적절한 조치로 추정치의 10%인 250 ton/year를 유실량으로 보고하고 있다. 하지만 본 연구에서는 Sundt *et al.*(2014)과 같은 보정을 실시하지 않았다. Magnusson *et al.*(2016)은 0.0005~0.01%의 배출계수를 이용하여 12~235 ton/year가 유실된다고 추정하였다. 본 연구에서의 추정 값이 선행연구들 보다 월등히 높은 것은 배출계수의 차이뿐만 아니라 우리나라 연간 플라스틱의 수입·수출량이 노르웨이(Sundt *et al.*, 2014)와 스웨덴(Magnusson *et al.*, 2016)보다 9~40배 정도 많았기 때문이다. 또한 우리나라의 경우 대외무역 의존도가 높아 원자재들은 100% 해상 운송으로 이루어지고 있기 때문에(한국선주협회, 2017) 유실된 플라스틱은 해양으로의 유입가능성이 크다.

$$\text{Transport discharge} = 2.1 \times 10^7 \text{ ton/year} \times 0.0005 \sim 0.5\% \text{ (discharge factor)} \quad (2)$$

### 3.4 플라스틱제조 공정에서의 발생량

**Table 2.** Production volume of high molecular compounds in South Korea (KOSTAT, 2017b)

	High molecular compounds	Production volume (ton/year)
Manufacture of synthetic rubber and plastic materials	Synthetic rubber	1,572,500
	High density polyethylene	2,096,000
	Low density polyethylene	2,755,000
	Polystyrene	1,047,000
	Acrylonitrile butadiene styrene resin	1,957,300
	Polypropylene	4,408,900
	Epoxy resin	460,900
	Unsaturated polyester resin	136,900
	Linear polyester resin	2,446,700
	Phenolic resin	129,400
	Polyurethane	216,600
	Engineering plastics resin	1,687,000
Manufacture of chemical fiber	Silicone resin	171,100
	Polyamide fiber	316,900
	Polyester fiber	1,333,500
	Sum	20,735,700

우리나라 플라스틱 제조량을 Table 2에 나타내었다(통계청, 2017b). Sundt *et al.*(2014)은 지난 10년간 노르웨이 폴리스티렌(polystyrene) 생산 공장의 실측 수치를 이용하여 0.4 g/kg (0.04%)의 유실비율(배출계수)를 산정하였다. 전술한 바와 같이 Cole and Sherrington (2016)은 0.001~0.01%의 배출계수를 이용하여 생산과 수송 공정에서의 플라스틱 펠릿 손실량을 산정하였다. 이에 본 연구에서는 0.001~0.04%의 배출계수를 적용하였다. Sundt *et al.*(2014)의 연구에서는 폴리스티렌 생산 시설에서의 배출계수를 사용하였지만, 본 연구에서는 다른 고분자화합물에 대해서도 동일하게 적용하였다. 따라서 식 (3)에 의해 연간 생산 시설에서 손실에 의해 발생하는 플라스틱의 양을 추정하였다. 그 결과 210~8,400 ton/year, 100억~4천 2백억 particles/year가 발생하는 것으로 나타났다. 선행 연구들(Sundt *et al.*, 2014; Magnusson *et al.*, 2016)과 최대치로 비교했을 때 약 30~40배 높은 결과이다.

$$\text{Production discharge} = 2.1 \times 10^7 \text{ ton/year} \times 0.001 \sim 0.04\% \text{ (discharge factor)} \quad (3)$$

### 3.5 선박 도료에서의 발생량

**Table 3.** Proportion of paint by use in South Korea (KIWOOM, 2013)

Fields	Proportion(%)
Structure	24
Road sign	7
Floor·waterproof	7
Vessel	18
Industry	18
Vehicle	14
Heavy duty coating	4
Electric·electronic	3
Carpentry	3
Plastic	2
Sum	100

우리나라 페인트의 연간 사용량은 10억 L로 추정되며, 중합체의 함유율은 25.5%이다(키움증권, 2013). Table 3에 우리나라 도료의 수요처별 비율을 나타내었다. 또한 도료의 비중은 0.9~1.7이다((주)케이씨씨, 2017). OECD (2009b)는 선박의 도료 작업 중 해양과 토양에 유출되는 도료의 비율(배출계수)은 11%로 추정하였다. 이 계수는 페인트산업 분야의 전문가의 의견을 받아 개발된 값으로, 코팅 제품의 사용기간 동안 해양으로 배출되는 양, 페인팅 작업 도중 배출되는 양, 칩 식에 의해 배출되는 양, 유지보수 및 블라스팅에 의한 배출량이 포함되어 있다. 식 (4)에 의해 연간 선박의 도료 작업 중 배출되는 중합체의 양을 추정하였다. 그 결과, 4,540~8,580 ton/year가 배출되는 것으로 나타났다. 노르웨이의 Sundt *et al.* (2014)은 선박 페인트 사용량과 동일한 배출계수, 페인트 중 폴리머바인더 함량 25%를 이용하여 165 ton/year라는 배출량을 산정하였으나, 과학적 판단 없이 과소평가되었다는 이유로 구한 값의 두 배인 330 ton/year가 타당하다고 판단하여 최종적으로 제시하였다. 선행연구(Sundt *et al.*, 2014; Magnusson *et al.*, 2016)와 비교했을 때 약 15~20배 높은 결과를 보였다. 토양과 해양으로 유출된 도료에는 발암성 물질을 포함하고 있는 에폭시(epoxy)와 폴리우레탄(polyurethane) 등

이 들어 있어(Thienen and Spec, 2008) 생물증폭, 생물농축에 의한 생태계에 대한 악영향이 우려되고 있다. 특히 우리나라는 전술하였던 국가들의 면적에 비하여 발생량이 많기 때문에 환경적인 악영향이 더욱 우려된다.

$$\begin{aligned} \text{Vessel paint discharge} &= 10^9 \text{ L/year} \times 0.9 \sim 1.7 \text{ kg/L} \times 0.18 \text{ (paint ratio for vessel)} \\ &\times 0.255 \text{ (polymer binder ratio)} \times 0.11 \text{ (discharge factor)} \end{aligned} \quad (4)$$

### 3.6 건축물 도료(보호용과 장식용)에서의 발생량

Table 3에 제시한 바와 같이, 우리나라 건축물에 사용되는 도료의 양은 전체 사용량의 24%이다. Sundt *et al.*(2014)이나 Magnusson *et al.*(2016)은 도료를 보호용과 장식용으로 나누어 배출량을 제시하고 있다. 특히 Magnusson *et al.*(2016)은 보호용 도료의 배출계수로써 선박에서 토양과 수계로 6.4%, 장식용 도료의 배출계수로써 OECD와 Sundt *et al.*과 같은 1.5~5%를 이용하여 배출량을 산정하고 있다. 그러나 본 연구의 조사에서는 보호용 또는 장식용 도료로 구분할 수 없었다. 따라서 본 연구에서는 보호용과 장식용으로 구분하지 않고, 총 도료에서의 발생량을 상술한 배출계수를 이용하여 구하였다. 그 결과, 830~6,660 ton/year가 배출되는 것으로 추정되었다. 이 값은 용도를 구분하지 못한 이유로 값의 폭이 넓기 때문에, 향후에 도료의 용도별 사용량을 적용하면 추정값의 폭을 줄일 수 있을 것이다.

$$\begin{aligned} \text{Structure discharge} &= 10^9 \text{ L/year} \times 0.9 \sim 1.7 \text{ kg/L} \times 0.24 \text{ (paint ratio for construction)} \\ &\times 0.255 \text{ (polymer binder ratio)} \times 0.015 \sim 0.064 \text{ (discharge factor)} \end{aligned} \quad (5)$$

### 3.7 건축물 도료(장식용)의 풍화에 의한 발생량

풍화에 의한 건축물에서 장식용 도료 발생량은 우리나라 건축물에 사용되는 도료를 보호용과 장식용으로 구분할 수 없기 때문에 추정하기에 한계가 있었다. 한편, Sundt *et al.*(2014)은 장식용 도료 사용량, 중합체 함유율, 선박 도료의 풍화율(3%)을 이용하여 130 ton/year가 유출된다고 보고하였다. 우리나라의 건축물 도료(보호용과 장식용)에서의 사용량을 고려하면, 건축물 도료(장식용)의 풍화에서 유출되는 중합체의 양이 적지 않을 것으로 사료되며, 이 양은 식 (5)에 포함되어 추정하였다.

### 3.8 해상 부유물의 풍화에 의한 발생량

Magnusson *et al.*(2016)은 해상 부유물의 풍화에 의한 플라스틱 발생량을 추정하기 위해 레저보트(881,000척), 어선(1,354척)의 수와 부유물 보유량(1~10 kg/boat), 풍화율(5~20%), 사용기간(10~20년)의 계수를 적용하였다. 우리나라 레저선박은 2015년 기준 15,172척으로 추정되고(해양수산부, 2016), 어선은 2015년 기준 67,226척이다(수산정보포털, 2017). 추정에 필요한 다른 인자는 Magnusson *et al.*(2016)이 사용한 계수를 사용하였다. 따라서 식 (6)에 의해 구한 해상 부유물의 풍화에 의한 미세플라스틱의 발생량은 0.2~16 ton/year로 추정되었다. 스웨덴의 레저보트는 어선의 수보다 650배 이상 많았고, 우리나라는 어선의 수가 레저보트의 수보다 4배 이상 많았다. 그리고 총 선박의 수는 스웨덴이 10배 이상 많았다. 이러한 결과로 스웨덴(Magnusson *et al.*, 2016)과 비교하였을 때, 발생량 또한 스웨덴이 10배 이상 많았다.

$$\text{Floating device weathering} = (15,172 + 67,226) \text{ boat} \times 1 \sim 10 \text{ kg/boat} \times 0.05 \sim 0.2 \text{ (weathering)} \div 10 \sim 20 \text{ years} \quad (6)$$

### 3.9 가정 내 분진에 의한 발생량

우리나라 거주지역의 면적은 약 17억 m<sup>2</sup>이다(세움터, 2017). 본 연구에서는 Magnusson *et al.*(2016)이 제시한 1년 동안 단위면적(m<sup>2</sup>)에 쌓이는 분진의 양을 1~8 g, 쌓인 분진 중 미세플라스틱의 양을 0.5~1.5%, 습윤 청소(물걸레로 닦는 것)로 제거되는 분진의 양을 40%라고 보고하고 있다. 이렇게 제거된 40%의 먼지는 오염된 걸레를 손세탁하는 과정에서 하수로 유입될 것이다. 그리고 Sundt *et al.*(2014)의 연구에서는 2 g/m<sup>2</sup>·year 또는 0.08 kg/capita·year라는 미세플라스틱의 배출계수를 적용하고, 공기를 통하여 가정 밖으로 빠져나간 수십 ton의 먼지량도 더하여 총 발생량으로 제시하였다.

따라서 식 (7a~c)에 의해 연간 거주지 분진에 의한 미세플라스틱 발생량을 추정하였다. Magnusson *et al.*(2016)이 제시한 인자를 이용한 경우에는 약 3.4~82 ton의 미세플라스틱 분진이 하수로 유입되는 것으로 계산되었다(식 (7a)). 그리고 Sundt *et al.*(2014)의 인자를 이용한 경우에는 3,400~4,080 ton/year가 발생하는 것으로 계산되었다(식 (7b~c)). 본 연구에서는 공기를 통한 발생량은 배제하였다. 이상의 결과에서 보면, Sundt *et al.*(2014)의 인자를 이용할 경우에 가정 내 분진에 의한 미세플라스틱의 발생량이 월등히 높은 것으로 나타났다. 실내 분진 발생량의 경우, 우리나라 실정에 부합하게 거주자의 거주시간, 거주지의 특징(거주 면적, 카펫, 이불, 의류배치 등) 등을 고려할 필요가 있다.

$$\begin{aligned} \text{Household dust discharge} &= 1.7 \times 10^9 \text{ m}^2 \times 1 \sim 8 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year} \times 0.4 \text{ (removed amount)} \\ &\times 0.005 \sim 0.015 \text{ (microplastics ratio)} \end{aligned} \quad (7a)$$

$$\text{Household dust discharge} = 1.7 \times 10^9 \text{ m}^2 \times 2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year} \quad (7b)$$

$$\text{Household dust discharge} = 5.1 \times 10^7 \text{ capita} \times 0.08 \text{ kg/capita} \cdot \text{year} \quad (7c)$$

### 3.10 가정 내 세탁에 의한 발생량

Magnusson *et al.*(2016)은 가정 세탁물에서 30~50%가 합성섬유라고 설정하였고, 연간 1인당 세탁량은 220~300 kg 이라 가정하였다. 또한 1 kg의 세탁물에서 300~1,500 mg의 섬유가 배출된다고 보고하였다. 식 (8)에 의해 연간 세탁물에서 배출되는 합성섬유의 양을 추정하였다. 그 결과, 1,010~11,480 ton/year의 미세플라스틱 발생량을 추정하였다. 본 연구와 스웨덴(Magnusson *et al.*, 2016)의 경우에는 연간 1인당 66~450 g의 합성섬유를 배출한다고 가정하였고, 노르웨이(Sundt *et al.*, 2014)의 경우에는 연간 1인당 약 120 g의 합성섬유가 배출된다고 가정하였다. 우리나라 가정에서 배출되는 미세플라스틱 중 가장 많은 배출량을 보인 것은 세탁이었고, 가정 분진과 개인위생제품이 뒤를 이었다.

$$\begin{aligned} \text{Household laundry discharge} &= 5.1 \times 10^7 \text{ capita} \times 220 \sim 300 \text{ kg/year} \cdot \text{capita} \times 300 \sim 1500 \text{ mg/kg} \\ &\times 0.3 \sim 0.5 \text{ (synthetic fiber ratio)} \end{aligned} \quad (8)$$

### 3.11 상업적 세탁시설에서의 발생량

Sundt *et al.*(2014)은 가정과 상업적 세탁시설에서의 세탁량이 9:1의 관계를 가지고 있다고 보고하고 있다. 따라서 식 (9)에 의해 연간 상업적 세탁시설에서 배출되는 합성섬유의 양을 추정하였다. Sundt *et al.*(2014)은 상업적 세탁시설에서 배출되는 합성섬유 중 약 9%가 유기용매와 함께 폐기된다고 하였다. 따라서 하수로 유실되는 양을 보정하면 식 (10)과 같이



되며, 100~1,200 ton/year가 발생되는 것으로 산정되었다.

$$A \text{ ton/year (synthetic fiber emission from household)} : B \text{ ton/year (synthetic fiber emission from commercial laundry facilities)} = 9:1 \quad (9)$$

$$\text{Commercial laundry discharge} = B \text{ ton/year (synthetic fiber emission by commercial laundry facilities)} \times 0.91 \text{ (discharge factor)} \quad (10)$$

### 3.12 상업용 건물 내 분진에 의한 발생량

Sundt *et al.*(2014)은 공공시설과 상업용 건물 내에 연간 1~2 g/m<sup>2</sup>의 미세플라스틱 분진이 발생된다고 보고하였다. 우리나라의 경우, 상업용 건물(7억 6천만 m<sup>2</sup>)과 문화교육 및 사회용 건물(3억 2천만 m<sup>2</sup>)의 면적은 약 10억 8천만 m<sup>2</sup>이다(세움터, 2017). 따라서 Sundt *et al.*(2014)의 배출계수를 이용하여 식 (11)에 의해 상업용 건물 내 분진에 의한 발생량을 추정하였다. 그 결과, 연간 1,080~2,160 ton/year의 미세플라스틱이 발생되는 것으로 추정되었다. Sundt *et al.*(2014)은 레이저토너에 많이 함유되어 있는 중합체가 상업용 건물 내 분진에 가중된다고 보고하였다. 국내의 경우, 3.9절에서 전술한 바와 같이 국내 상업용 건물에서의 근무시간, 근무면적 등을 고려하면 결과값은 달라질 것으로 사료된다.

$$\text{Building dust discharge} = (10.8 \times 10^8) \text{ m}^2 \times 1\sim 2 \text{ g/m}^2 \text{ (discharge factor)} \quad (11)$$

### 3.12 타이어 분진에 의한 발생량

2012년 기준 우리나라 승용차, 승합차, 화물차의 연간 주행거리는 각각 약 1,900억, 230억, 600억 km이다(교통안전공단, 2013). Sundt *et al.*(2014)의 보고에 의하면, 승용차 타이어의 주행거리 km 당 0.033 g, 화물차 타이어의 주행거리 km 당 0.178 g이 마모되고 중합체의 함유율은 60%이다. 또한 그들은 타이어의 수를 4개로 가정하였다. Magnusson *et al.*(2016)은 승용차 타이어의 주행거리 km 당 0.05 g, 버스 타이어의 주행거리 km 당 0.7 g의 고무 중합체가 마모된다고 보고하였다. 따라서 식 (12)에 의해 연간 도로에서 발생하는 중합체의 양을 추정한 결과, 타이어 마모에 의한 분진 발생량은 49,600~55,300 ton/year로, 각종 배출원 중 최댓값으로 볼 때 두 번째로 높은 비중을 차지하였다. 본 연구에서 타이어의 개수를 4개로 가정하였기 때문에 실질적인 배출량은 추정값보다 클 것으로 사료된다. 또한 정확한 추정치를 위해서는 도로 상황, 지면의 온도, 차량의 무게 등의 고려도 필요하다. 스웨덴(Magnusson *et al.*, 2016)과 노르웨이(Sundt *et al.*, 2014)의 결과에서는 우리나라와 다르게 가장 높은 비중을 차지한 것이 타이어 마모에 의한 발생량이었다. 타이어 마모에 의한 분진 중 함유되어 있는 SBR (styrene butadiene rubber)은 밀도가 0.935 g/cm<sup>3</sup>로 해양에 유출될 시 해양표면에 부유할 것이다(Goyanes *et al.*, 2008; 이 등, 1999).

$$\begin{aligned} \text{Tyre dust discharge} &= \{1.9 \times 10^{11} \text{ km/year} \times (0.05\sim 0.08) \text{ g/km}\} + (2.3 \times 10^{10} \text{ km/year} \times 0.7 \text{ g/km}) \\ &+ (6 \times 10^{10} \text{ km/year} \times 0.4 \text{ g/km}) \quad (12) \\ &(\text{배출계수 } 0.08 = 0.033 \text{ g/km} \times 0.6 \times 4 \text{ tyre}, \text{ 배출계수 } 0.4 = 0.178 \text{ g/km} \times 0.6 \times 4 \text{ tyre}) \end{aligned}$$

### 3.14 도로 도로에서의 발생량

우리나라 도로의 총 길이는 2015년 기준 약 107,527 km (포장률 92.1%)이다(e-나라지표, 2017b). Magnusson *et al.*(2016)에 의하면 스웨덴의 총 도로 길이는 579,567 km이고, 노르웨이 도로 길이의 1.58배이다. 그 결과 스웨덴에서 배출량은 노르웨이의 배출량(320 ton/year)보다 1.58배 많은 값(500 ton/year)을 보였다. 우리나라의 경우도 같은 조건에서 스웨덴의 도로 길이가 5.39배 긴 것을 가정하면 식 (13)과 같이 나타낼 수 있다. 그 결과, 우리나라 도로에서는 85 ton/year의 도로가 풍화 등에 의해 유실되는 것으로 추정되었다. 본 추정값은 도로의 길이만을 이용한 결과값으로, 향후에는 도로에 쓰이는 중합체의 함유율, 풍화· 침식에 영향을 미치는 인자(예: 온도 등), 도로 통행량 등의 인자도 고려해야 할 것으로 사료된다.

$$\text{Road marker discharge} = (500 \text{ ton/year}) \div \{579,567 \text{ km} / (107,527 \times 0.921) \text{ km}\} \quad (13)$$

### 3.15 아스팔트에서의 발생량

우리나라 아스팔트 수요량은 2005년 기준 169만 4천 ton이다(권과 조, 2006). 이 중 95%는 도로포장용으로 사용되고 있다(권과 조, 2006). Magnusson *et al.*(2016)에 의하면 스웨덴의 아스팔트 사용량은 5백만~7백만 ton이며, 마모량은 110,000 ton/year(마모율 0.018)이다. 또한 아스팔트에서 역청(bitumen) 함유율(무게)은 5~6%이고, 아스팔트의 개질을 위해 역청의 5% (나머지 95%는 아스팔트 기타 구성분)에 폴리머 5%의 비율로 혼합한다(Magnusson *et al.*, 2016). 따라서 추정식은 식 (14)와 같이 나타낼 수 있으며, 4~5 ton/year의 폴리머가 배출되는 것으로 산정되었다. 향후 좀 더 정확한 값을 산출하기 위해서는 국내 실정에 맞는 마모율, 폴리머의 함유율을 고려할 필요가 있다.

$$\begin{aligned} \text{Abrasion of asphalt} &= 1.7 \times 10^6 \text{ ton/year} \times 0.018 \text{ (abrasion ratio)} \times 0.05 \sim 0.06 \text{ (bitumen ratio)} \\ &\times 0.05 \text{ (modified bitumen)} \times 0.05 \text{ (polymer ratio)} \end{aligned} \quad (14)$$

### 3.16 인조 잔디에서의 발생량

우리나라 인조잔디의 면적은 약 850만 m<sup>2</sup>이다(국립환경과학원, 2011). Magnusson *et al.*(2016)은 연간 m<sup>2</sup> 당 0.38~0.63 kg의 고무 알갱이가 유실된다고 보고하고 있다. 식 (15)에 의해 산정한 연간 인조잔디에서 유실되는 중합체의 양은 3,200~5,400 ton/year로 추정되었다. 하지만 실내 또는 실외 등 설치 장소, 교체 주기 등에 따라 고무알갱이의 유실 양이 다를 수 있음을 감안하여야 할 것이다. 인조잔디에 사용되는 물질 중 가장 일반적인 것은 SBR 과립이며 우수에 의해 하수로 유입될 가능성이 크다(Magnusson *et al.*, 2016). 특히 우리나라의 장마와 태풍을 고려한다면 하절기에 많은 양의 고무 알갱이가 해양 및 토양에 유입될 것이다. 다른 배출원에서의 발생량에 비해 많은 양은 아니지만, 선행연구들과 비교했을 때 적은 양이 아니었다.

$$\text{Artificial turf discharge} = 8.5 \times 10^6 \text{ m}^2 \times 0.38 \sim 0.63 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{year} \text{ (discharge factor)} \quad (15)$$

### 3.17 버려진 어구의 풍화에 의한 발생량

우리나라의 경우, 양식장에 쓰이는 스티로폼의 생산량이 약 200만개에 달하며, 교체 시 90% 정도의 스티로폼 부자를 회수하지 않고 투기한다(홍 등, 2014). 우리나라에서 버려지는 어구(44,080 ton/year)와 스티로폼 부자(4,380 ton/year)는 48,460 ton/year이다(Jang *et al.*, 2014). Sundt *et al.*(2014)은 어구에서의 미세플라스틱 발생량을 무시하였으나, Magnusson *et al.*(2016)은 버려진 어구의 풍화율이 1~10%라고 보고하고 있다. 스웨덴(Magnusson *et al.*, 2016)의 경우, 양식업의 규모가 작기 때문에 스티로폼 부자에 대한 풍화량은 무시되었다. Magnusson *et al.*(2016)은 버려지는 스티로폼 어구에서 발생하는 미세플라스틱이 매우 중요하다고 기술하고 있으나, 풍화에 의한 무게 감소율 등의 조사 결과는 제시하고 있지 않다. 따라서 상술한 풍화율을 모든 어구에 적용하여 식 (16)에 의해 미세플라스틱 발생량을 산정하였다. 그 결과, 버려진 어구에서 485~4,850 ton/year가 풍화에 의해 미세플라스틱으로 배출되는 것으로 추정되었다.

$$\text{Discharge by fishing gear weathering} = 48,460 \text{ ton/year} \times 0.01 \sim 0.1 \text{ (weathering)} \quad (16)$$

### 3.18 유기성 폐기물 처리 공정에서의 발생량

우리나라 음식물 자원화 시설로의 음식물쓰레기 반입량은 약 410만 ton/year이며, 이 중 160만 ton/year가 퇴비화 시설에 투입된다(환경부, 2013). Sundt *et al.*(2014)은 토양에 뿌려지는 비료와 토양개량제 중 불순물의 50%가 플라스틱이라는 가정 하에 0.12%라는 플라스틱 함유율을 제시하였다. Magnusson *et al.*(2016)은 토양에 뿌리지는 액비 건조량 중 2 mm 이상의 플라스틱함유율이 0.05%라고 제시하였다. 그러나 우리나라의 경우 혐기성 소화 시설로 반입되는 음식물 쓰레기의 양은 매우 미미하기에(3.5%) (환경부, 2013), 퇴비화만을 대상으로 조사하였다. 퇴비화 공정에서 생산되는 퇴비의 양은 투입 원료의 30%로 가정하고, 식 (17)에 의해 연간 토양에 적용되는 비료와 토양개량제 중 중합제의 양을 추정한 결과, 약 580 ton/year가 발생하는 것으로 나타났다. 이 값을 추정하기 위해 음식물쓰레기와 생산된 퇴비의 고형물 함량과 퇴비 발효과정에서 고형물은 감소되지 않는다고 가정하였다. 좀 더 정확한 값을 구하기 위해서는 투입 원료 당 생산되는 퇴비 양 즉, 실제 퇴비화율을 반영하여야 할 것이다. 우리나라 음식물 자원화 시설은 85% 이상이 사료화, 퇴비화 목적이다(환경부, 2013). 이 중 사료화율이 가장 크다(환경부, 2013). 따라서 사료에 의한 플라스틱 또한 문제가 될 것으로 사료된다.

$$\text{Discharge by organic waste treatment} = 1.6 \times 10^6 \text{ ton/year} \times 0.30 \text{ (composting ratio)} \times 0.0012 \text{ (polymer ratio)} \quad (17)$$

### 3.19 부정기적인 보수·해체작업 등에 의한 직접유출량

Sundt *et al.*(2014)은 교량, 시추선박, 발전소의 예시를 들면서 연간 10건의 도로보수작업으로 인한 직접유출량이 100 ton/year 이상이라고 제시하였다. 우리나라의 경우, 약 31,000개의 교량이 있으며, 그 길이는 3,077 km에 이르고, 발전기는 15,128대이다(e-나라지표, 2017a). 또한 건물해체 방법 중 하나인 발파해체에 의한 직접유출 등 다양한 경로에 의해 직접유출이 일어난다. 이러한 직접유출량을 산정하기는 어렵지만, 최소한 Sundt *et al.*(2014)의 추정량 이상은 발생할 것으로 사료된다.

Irregular discharge → estimate by Sundt *et al.*(2014)

### 3.20 폐지 재활용에 의한 발생량

Sundt *et al.*(2014)에 의하면 종이 중에서도 인쇄된 종이, 코팅된 종이, 방수 종이 등 다양한 종이에 함유되어 있는 중합체가 재활용 시설의 유출수에 상당량 포함되어 있다. 네덜란드의 종이 재활용시설 유출수 중 미세플라스틱의 농도는 최대 30 mg/L로 상당히 높은 값을 보였다(Sundt *et al.*, 2014). 우리나라 종이 재활용 시설은 2014년 기준 210개소이며, 약 120만 ton이 재활용되고 있다(통계청, 2017c). 그리고 원료 1 ton당 10~30 ton의 공정수를 사용하면(임 등, 2011), 그만큼의 폐수가 발생한다고 간주하는 것이 타당하다(산업자원부 산업환경과, 2003). 따라서 식 (18)에 의해 폐지 재활용에 의한 미세플라스틱 발생량을 추정하였다. 그 결과, 360~1,080 ton/year가 배출되는 것으로 나타났다. 여기에 사용한 미세플라스틱 농도는 네덜란드의 경우로, 향후에 국내의 재활용시설의 수 처리 시설 및 공법별 미세플라스틱 농도를 조사할 필요가 있다.

$$\text{Paper recycling} = 1.2 \times 10^6 \text{ ton/year} \times 10\sim 30 \text{ ton/ton (process water)} \times 1 \text{ L/kg (water density)} \times 30 \text{ mg/L (concentration)} \quad (18)$$

### 3.21 대형폐기물 파쇄 공정에서의 발생량

Sundt *et al.*(2014)은 폐전기·전자제품, 폐자동차를 파쇄하는 과정에서 솜털형태의 플라스틱 분진이 많이 발생한다고 보고하고 있다. 시설마다 분진 발생량은 차이가 있지만 대기와 폐수로 배출되는 양을 10 ton/year로 추정했다(Sundt *et al.*, 2014). 우리나라의 경우, 전기·전자제품 및 자동차의 자원순환에 관한 법률이 제정되어 있어 물질회수 등의 재활용을 위한 노력을 하고 있다. 2016년 기준 우리나라 전역 13개소에서 파쇄 재활용업을 담당하고 있다(한국환경공단, 2016). 현재까지 이러한 시설에서 발생하는 미세플라스틱 관련 연구는 찾아볼 수 없어 실제 발생하는 플라스틱 분진의 양을 추정하기는 불가능하다. 따라서 인구수와 차량수 등을 노르웨이(Sundt *et al.*, 2014)와 비교하면, Sundt 등이 제시한 양 이상의 미세플라스틱이 배출된다고 추정하여도 무리는 없을 것으로 보인다.

Bulk waste shredding → estimate by Sundt *et al.*(2014)

## 4. 결론

현재 미세플라스틱 관련 연구는 환경 매체 중 미세플라스틱의 정량 정성화에 초점이 맞추어져 있다. 그러나 환경 중 미세플라스틱을 관리하고 저감시키기 위해서는 배출원에 대한 연구가 중요하다. 본 연구는 외국의 선행연구를 바탕으로 우리나라의 미세플라스틱 발생잠재량을 정리하였기에 과소·과대평가 될 가능성이 있다. 그럼에도 불구하고 본 연구는 미세플라스틱의 배출원별 대략적인 발생잠재량을 추정하여 제시함으로써 환경 중 미세플라스틱의 저감 및 관리 방안의 기초자료로 활용할 수 있을 것으로 기대한다.

- (1) 우리나라 미세플라스틱의 발생잠재량은 6만 3천~21만 6천 ton/year로 추정된다. 노르웨이, 스웨덴보다 각각 25배, 10배 정도 많았다. 이러한 결과는 인구, 경제 및 도로상황으로 인한 것으로 사료된다.
- (2) 최댓값으로 가장 높은 비중을 차지한 것은 선박수송 분야이었고 타이어분진, 가정세탁이 뒤를 이었다. 선박수송의 경우, 최대·최솟값의 차이가 매우 크기 때문에 심도 있는 연구가 필요하다고 사료된다.

- (3) 타이어분진에 함유되어 있는 SBR의 발생량은 노르웨이, 스웨덴에서 가장 높은 비중을 차지하였고 이는 많은 자동차와 연간 주행거리에서 기인한 것으로 보인다.
- (4) 가정 생활하수로 배출되는 미세플라스틱 중 가장 높은 비중을 차지한 것은 가정세탁이었고, 가정 분진과 개인위생제 품이 뒤를 이었다.
- (5) 현재 토양 중 미세플라스틱에 관한 연구는 미미한 실정이며, 앞으로 해양 미세플라스틱뿐만 아니라 토양 미세플라스틱에 대한 연구도 중요할 것으로 사료된다. 또한 우리나라의 좁은 국토 면적과 미세플라스틱의 많은 발생량을 고려하면, 미세플라스틱의 배출원 관리 및 발생량 낮춤에 노력해야 할 것이다.
- (6) 향후에는 우리나라 실정에 부합하는 배출원별 배출계수를 장기적 안목에서 개발함으로써 맞춤형 또는 실효성 있는 낮춤이 이루어질 것으로 사료된다.

## 사 사

이 논문은 2016년도 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업임(No. NRF-2016R1-D1A1B03932968).

## 참고문헌(References)

- (주)케이씨씨, 2017. 사업분야, 제품소개, 도로, <http://www.kccworld.co.kr/product/about/proudctAbout1.asp?target=1>.
- 관세청, 2017. 수출입무역통계, 품목별 수출입실적, <https://unipass.customs.go.kr:38030/ets/>.
- 교통안전공단, 2013. 2012년도 자동차 주행거리 실태분석 연구.
- 국립환경과학원, 2011. 폐기 인조잔디 최적처리방법 연구.
- 권오현, 조왕래, 2006. 국내 아스팔트의 생산 및 시장현황, 도로, **8(3)**: 30-35.
- 그린피스, 2016. 마이크로비즈에 대한 그린피스 공식 입장, <http://www.greenpeace.org/korea/multimedia/publications/2016/Oceans/greenpeace-official-position-on-microbeads-201606/>.
- 김용진, 정승미, 2016. 해양쓰레기 현존량에 대한 고찰, 한국폐기물자원순환학회지, **33(6)**: 598-605.
- 산업자원부 산업환경과, 2003. 환경친화적 산업구조구축을 위한 비전과 발전전략-제지산업-.
- 세움터, 2017. 공개자료실, [통계] 2016년 건축물 현황 보도자료, <http://www.eais.go.kr/>.
- 수산정보포털, 2017. 어선정보, 등록어선통계, [http://www.fips.go.kr/jsp/fe/fb/fb\\_info.jsp?menuDepth=010101](http://www.fips.go.kr/jsp/fe/fb/fb_info.jsp?menuDepth=010101).
- 식품의약품안전처, 2016, 내년 7월부터 화장품에 미세플라스틱 넣을 수 없다, <http://www.mfds.go.kr/index.do?mid=675&pageNo=16&seq=33645&sitecode=1&cmd=v>.
- 웰인더스트리, 2017. 플라스틱 미디어, [http://www.sandblast.co.kr/Plastic\\_Blasting\\_Media.htm](http://www.sandblast.co.kr/Plastic_Blasting_Media.htm).
- 이화우, 이대수, 김병철, 홍석표, 1999. 고분자량 스티렌-부타디엔 고무와 저분자량 스티렌-부타디엔 고무 혼합물의 가황과 기계적 물성, *Elastomers and Composites*, **34(2)**: 121-127.
- 임미희, 이종규, 남성영, 안지환, 2011. 제지산업의 지속가능한 처리공정을 위한 제지슬러지 재활용 기술, 세라미스트, **14(2)**: 7-14.
- 키움증권(KIWOOM), 2013. 산업분석, 페인트산업: 단언컨대 가장 완벽한 물질입니다, <https://www2.kiwoom.com/nkw.templateFrameSet.do?m=m0604020000>.
- 통계청(KOSTAT), 2017a. 국가통계포털, 총인구조사(2015), [http://kosis.kr/statisticsList/statisticsList\\_01List.jsp?vwcd=MT\\_ZTITLE&parentId=A](http://kosis.kr/statisticsList/statisticsList_01List.jsp?vwcd=MT_ZTITLE&parentId=A).

- 통계청(KOSTAT), 2017b. 국가통계포털, 품목별 광공업 생산·출하·재고·내수·수출량, [http://kosis.kr/statisticsList/statisticsList\\_01List.jsp?vwcd=MT\\_ZTITLE&parentId=G#SubCont](http://kosis.kr/statisticsList/statisticsList_01List.jsp?vwcd=MT_ZTITLE&parentId=G#SubCont).
- 통계청(KOSTAT), 2017c. 국가통계포털, 일반폐기물 재활용 전체현황, [http://kosis.kr/statisticsList/statisticsList\\_01List.jsp?vwcd=MT\\_ZTITLE&parentId=E#SubCont](http://kosis.kr/statisticsList/statisticsList_01List.jsp?vwcd=MT_ZTITLE&parentId=E#SubCont).
- 한국선주협회, 2017. 해운산업의 중요성, <http://www.shipowners.or.kr/about/industry.php>.
- 한국환경공단, 2016. (2016-06 기준) 폐자동차재활용업(파쇄재활용업, 파쇄잔재물재활용업) 및 폐가스류처리업 등록 현황, [http://www.keco.or.kr/kr/customer/gov30/advanceInformation/view.do?FIRST\\_CD=2377&SECOND\\_CD=2711&IDX=800](http://www.keco.or.kr/kr/customer/gov30/advanceInformation/view.do?FIRST_CD=2377&SECOND_CD=2711&IDX=800).
- 해양수산부, 2016. 부서별 사전 공표, 레저선박 등 해양레저 관련 통계자료, <http://www.mof.go.kr/article/view.do?articleKey=14509&boardKey=2&menuKey=504&currentPageNo=1#none>.
- 홍수연, 이찬원, 홍선욱, 이종명, 장용창, 2014. 양식장 스티로폼 부자쓰레기로 인한 통영 해변의 오염평가, 한국해양환경·에너지학회지, **17**(2): 104-115.
- 환경부, 2013. 제4차(2011~2012) 전국폐기물통계조사.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, **62**: 1596-1605.
- Ashton, K., L. Holmes and A. Turner, 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, **60**: 2050-2055.
- Bakir, A., S.J. Rowland and R.C. Thompson, 2014a. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **140**: 14-21.
- Bakir, A., S.J. Rowland and R.C. Thompson, 2014b. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions, *Environmental Pollution*, **185**: 16-23.
- Cole, G. and C. Sherrington, 2016. Study to quantify pellet emissions in the UK, *Eunomia*.
- Cole, M., P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Moger and T.S. Galloway, 2013. Microplastic ingestion by zooplankton, *Environmental Science & Technology*, **47**: 6646-6655.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband and T.S. Galloway, 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment : A review, *Marine Pollution Bulletin*, **62**: 2588-2597.
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris : A review, *Marine Pollution Bulletin*, **44**: 842-852.
- e-나라지표, 2017a, 도로교량 및 터널 현황, [http://www.index.go.kr/potal/main/EachDtlPageDetail.do?idx\\_cd=1213](http://www.index.go.kr/potal/main/EachDtlPageDetail.do?idx_cd=1213).
- e-나라지표, 2017b, 도로현황, [http://www.index.go.kr/potal/main/EachDtlPageDetail.do?idx\\_cd=1206](http://www.index.go.kr/potal/main/EachDtlPageDetail.do?idx_cd=1206).
- Eriksen, M., N. Maximenko, M. Thiel, A. Cummins, G. Lattin, S. Wilson, J. Hafner, A. Zellers and S. Rifman, 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre, *Marine Pollution Bulletin*, **68**: 71-76.
- Gouin, T., N. Roche, R. Lohmann and G. Hodges, 2011. A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic, *Environmental Science & Technology*, **45**: 1466-1472.
- Goyanes, S., C.C. Lopez, G.H. Rubiolo, S. Quasso and A.J. Marzocca, 2008. Thermal properties in cured natural rubber/styrene butadiene rubber blends, *European Polymer Journal*, **44**: 1525-1534.
- Jang, Y.C., J.M. Lee, S.W. Hong, J.Y. Mok, K.S. Kim, Y.J. Lee, H.W. Choi, H.M. Kang and S.H. Lee, 2014. Estimation of the annual flow and stock of marine debris in South Korea for management purposes, *Marine Pollution Bulletin*, **86**: 505-511.
- Laist, D.W., 1987. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, **18**: 319-326.
- Laist, D.W., 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records, *Marine Debris*, Springer Series on Environmental Management: 99-139.
- Lassen, C., S. Foss Hansen, K. Magnusson, F. Norén, N.I. Bloch Hartmann, P. Rehne Jensen, T. Gissel Nielsen and A.

- Brinch, 2015. Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Environmental project No. 1793, Danish Ministry of the Environment – Environmental Protection Agency (Denmark): 204.
- Magnusson, K. and F. Noren, 2014. Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant, IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Magnusson, K., K. Eliasson, A. Frane, K. Haikonen, J. Hulthen, M. Olshammar, J. Stadmark and A. Voisin, 2016. Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment, Swedish Environmental Protection Agency.
- Masura, J., J. Baker, G. Foster and C. Arthur, 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments, NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- OECD, 2009a. OECD Series on emission scenario documents, No. 20 Emission scenario document on adhesive formulation.
- OECD, 2009b. OECD Series on emission scenario documents, No. 22 Emission scenario documents on coating industry (paints, lacquers and varnishes).
- Plastics Europe, 2016. Plastics – The facts 2016.
- Song, Y.G., S.H. Hong, M. Jang, G.M. Han, S.W. Jung and W.J. Shim, 2017. Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type, *Environmental Science & Technology*, **51**: 4368-4376.
- Sundt, P., P.E. Schulze and F. Syversen, 2014. Sources of microplastic pollution to the marine environment, Norwegian Environment Agency.
- Teuten, E.L., S.J. Rowland, T.S. Galloway and R.C. Thompson, 2007. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants, *Environmental Science & Technology*, **41**: 7759-7764.
- Thienen, G.V. and T. Spec, 2008. Health effects of construction materials and construction products, *Tijdschrift voor toegepaste Arbowetenschap*, **1**: 2-23.