

미세플라스틱 현황과 인체에 미치는 영향

류 지 현 · 조 충 연[†]

원광대학교 탄소융합공학과

Current Status of Microplastics and Impact on Human Health

Ji Hyun Ryu and Chungyeon Cho[†]

Department of Carbon Convergence Engineering, Wonkwang University, Iksan, Jeonbuk 54538,
Republic of Korea

Abstract: 미세플라스틱은 5 mm 이하의 작은 플라스틱 입자를 말하며, 그 축적에 따른 환경적 문제가 커지면서 현재 심각한 사회문제가 되고 있다. 미세플라스틱은 해양으로 유입되어 해양생물계의 내분비계 교란물질로 작용하며 생태계를 교란시키고 중국에는 먹이사슬의 끝인 인류에게 큰 위협으로 다가오고 있다. 미세플라스틱에 대한 사회적 이슈가 높아지고 있는 현 시점에서 이들 문제점을 제대로 인식하고 해결방안을 모색할 필요성이 있다. 본 총설에서는 미세플라스틱의 현황과 해양생태계와 인체에 미치는 영향 그리고 미세플라스틱 검출법과 제거를 위한 정책과 연구 동향에 대해서 논의하고자 한다.

Keywords: microplastic, marine environment, identification of polymers, ingestion of microplastic, plastic pollution

1. 서 론

1938년 뒤풍사에서 나일론을 합성하여 스타킹을 만들기 시작하면서, 합성수지의 사용이 폭발적으로 증가하였고 그 후 100년이 되지 않은 기간 동안 플라스틱은 산업 전반에 걸쳐 우리 생활 모든 분야에 스며들어 편리함을 제공하고 있다. 플라스틱은 저렴한 가격과 가공의 편의성, 우수한 구조적 강도, 내구성, 단열성, 화학적 안정성, 탄성 등의 장점으로 일상생활에서 사용하는 포장재(packaging), 교통(transportation), 건축 및 건설(building and construction), 전자전기(electric/electronic), 소비자(customer and institutional products), 산업용 기계(industrial machinery), 직물(textile) 등으로 활용되고 있다.

플라스틱의 소비는 매년 급격하게 증가하고 있으며, 2012년 전 세계 플라스틱 생산량은 2억 8천 톤으로 지난 60년 사이 170배가 증가하여, 현재 추

세로 2050년에는 그 누적량이 330억 톤에 이를 것으로 전망하고 있다[1]. 1950년부터 2015년까지 지난 65년간 플라스틱의 누적 생산량은 8,300백만 톤이며, 이 중 재활용은 단지 7% (6억 톤)에 그쳤고 약 60%에 이르는 4,900백만 톤 가량의 플라스틱이 폐기물로 버려졌다[2]. 1년에 해양에 유입되는 플라스틱 쓰레기는 480만~1,270만 톤으로 해양 고체 오염물질 총량의 60~80%를 차지한다. 이러한 속도라면 2050년에는 바다에 물고기보다 플라스틱이 더 많아질 수 있을 것이라는 예측이 나오고 있다.

미세플라스틱은 5 mm 이하의 플라스틱을 뜻하며, 예상되는 발생원에 따라 1차 미세플라스틱(primary microplastic)과 2차 미세플라스틱(secondary microplastic)으로 구분할 수 있다(Figure 1). 1차 미세플라스틱은 생산 당시부터 의도적으로 작게 만들어지는 플라스틱으로, 지난 수십 년간 화장품, 공업용 연마제, 치약, 청소용품, 세제, 전선 각질제거제, 세안제, 치약 등에 사용되어 왔다. 또한 다양한 종류의 플라스틱 제품을 생산하기 위하여 전 단계 원

저자 (E-mail: cncho37@wku.ac.kr)



*출처: 그린피스, 바다의 숨통을 조이는 미세플라스틱[3].

Figure 1. 1차, 2차 미세플라스틱의 분류 및 먹이연쇄 과정 모식도.

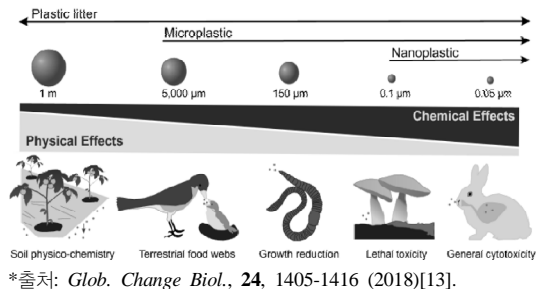
료로 사용되는 레진 펠렛(resin pellet)을 포함한다. 2차 미세플라스틱은 생산될 때는 크기가 그보다 컸지만, 이후 플라스틱이 사용, 소모, 폐기되는 과정에서 인위적으로 또는 자연적으로 미세화된 플라스틱을 말한다. 2차 미세플라스틱은 물리적인 힘뿐 아니라 빛과 같은 광화학적 프로세스에 의해서도 발생할 수 있다[3].

탄화수소 기반의 고분자 화합물인 소수성(hydrophobicity) 플라스틱은 소수성이 강한 잔류성 유기오염물질(persistent organic pollutants, POPs)에 높은 흡착 특성을 가지며, 크기가 작을수록 흡착능력은 더 커진다. 한 예로, 미세플라스틱은 주변 해수에 비해 잔류성 유기오염물질을 100배 이상 높은 농도로 축적할 수 있다. 또한 플라스틱 제조 과정에서 가공의 용이성과 기능성을 향상시키기 위해 가소제, 난연제, 열·자외선 안정제, 산화방지제 등의 화학물질이 혼합되어 있다[4]. 따라서 플라스틱이 분해, 폐기되는 과정에서 이러한 화학물질이 환경에 그대로 유출되어 해양생물에 독성물질로서 작용할 수 있다. 폴리에틸렌(polyethylene, PE), 폴리프로필렌(polypropylene, PP), 나일론(nylon) 등의 미세플라스틱은 산업과 농업 등에서 광범위

하게 사용되는 중금속 소수성 물질과 폴리염화비닐(polyvinylchloride, PVC)이나 DDT (dichlorodiphenyltrichloroethane)와 같은 독성 화학물질, 비스페놀(bisphenol) A 등의 내분비교란물질을 쉽게 흡수한다. 미세플라스틱은 그 크기가 매우 작아 하수처리 시설에 걸리지 않고 해양에 투기되며, 흡착성 혹은 첨가성 오염물질이 함유된 미세플라스틱을 해양생물이 먹이로 오인해 섭취하여 해양 생태계 교란을 일으킨다. 미세플라스틱의 섭취는 해양생물의 물리적 상해, 섭식 행동 변화, 성장 및 생식능력 저하 등을 야기시키는 것으로 보고되고 있다. 미세플라스틱은 먹이연쇄 과정을 통해 먹이사슬 내 모든 영양단계에 섭취될 수 있다. 즉, 어패류 섭취를 통해 결국 인간의 몸속에 도달할 수 있다. 본 총설에서는 미세플라스틱이 해양 생태계와 인체에 미치는 영향, 그리고 미세플라스틱을 검출하는 다양한 방법과 각국의 미세플라스틱 제거를 위한 정책 및 연구 방안에 대해서 논의하고자 한다.

2. 미세플라스틱의 잠재적 위험성

미세플라스틱은 플라스틱 자체가 가지고 있는 위험성을 포함하여, 플라스틱의 제조 및 가공단계에서 사용되는 가소제, 첨가제, 색소나 안정제 등 다양한 화학물질에 대한 위험성을 가지고 있다. 이러한 화학물질은 생체 내에 흡입, 섭취, 흡수가 되면, 체내에서 축적 및 농축되어, 해양 생물, 인간 뿐 아니라 지구 생태계에 큰 문제를 야기할 것으로 예측된다. 현재 세계 해양 플라스틱의 양과 분포, 오염 현황에 관한 연구가 광범위하게 진행되고 있으며, 이로 인한 해양 생물의 미세플라스틱 섭취로 인한 독성에 관한 연구가 활발하게 진행되고 있다[5-12]. 이와 함께, 미세플라스틱이 인체에 미치는 영향을 예측하기 위한 연구가 활발하게 진행되고 있다. 그러므로 본 장에서는 미세플라스틱이 지구상에 존재하는 유기체에 미치는 물리화학적 영향을 기반으로 해양생물에 미치는 영향을 알아보고자 한다. 또한, 폴리스타이렌(polystyrene, PS) 등의 초미세플라스틱을 이용한 연구를 통해 초미세



*출처: *Glob. Change Biol.*, **24**, 1405-1416 (2018)[13].

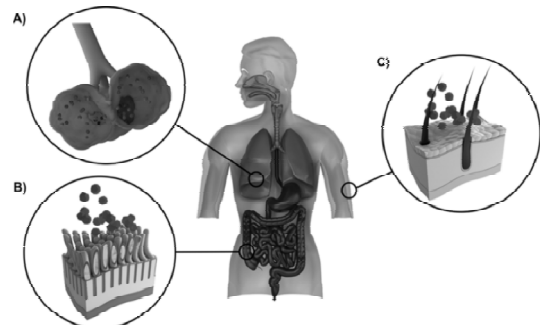
Figure 2. 미세플라스틱이 물리적 또는 화학적으로 생태계에 주는 영향. 작로부터, 농작물 멀칭(Mulching) 생산으로 인한 플라스틱이 토양에 미치는 영향, 조류의 미세플라스틱 섭취로 인한 섭취, 지구벌레의 성장 억제, 진균류의 치명적인 독성, 포유동물의 폐 염증 및 근본적인 독성.

플라스틱이 인체에 미칠 수 있는 잠재적 위험을 살펴보고, 이의 중요성을 인식하고자 한다.

2.1. 미세플라스틱이 생태계에 미치는 물리화학적 영향

인간의 삶과 불가분의 관계가 되어버린 플라스틱은 인류에게 다양한 혜택을 주었지만, Figure 2에 나타난 바와 같이 자연적 또는 인위적으로 다양한 크기로 나누어져 자연 생태계에 영향을 미치고 있다[13]. 대표적으로, 농작물 재배를 위하여 토양의 표면을 폴리비닐알코올(polyvinyl alcohol, PVA) 혹은 PE 필름으로 덮는 멀칭(mulching) 방법은 기체나 화합물의 교환을 막는 물리적 특성으로 인해 농작물 생산량을 향상시키고, 조기 경작을 가능하게 할 뿐 아니라 과일의 당도를 향상시키고, 물을 효율적으로 사용할 수 있게 해주었다[14]. 하지만, 플라스틱의 첨가제나 파편화된 미세플라스틱은 토양 위에 그대로 축적되어, 장기적으로 토양의 퇴화나 수분저항성을 촉진시킬 수 있다[14].

플라스틱의 크기가 작아져 마이크로 이하의 미세플라스틱이 형성되면, 피부나 소화기관(gastrointestinal track), 또는 폐(lung)를 통해서 인체 내에 흡수되거나, 섭취 또는 흡입될 수 있다(Figure 3) [15]. 이러한 미세플라스틱은 물리적으로 소화기관을 막거나, 점막을 자극시키고, 마모시킬 수 있다. 미세플라스틱의 사이즈가 1 마이크로 이하로 작



*출처: *Environ. Sci. Technol.*, **53**, 1748-1765 (2019)[15].

Figure 3. 나노 플라스틱이 인체에 노출되는 3가지 주요 경로. A) 폐, (B) 위장관, C) 피부.

아저 초미세플라스틱인 나노플라스틱이 형성되면 생체 내에서 1차적 조직장벽(primary tissue barrier)을 통과하여 혈류(blood stream)를 통해 모세혈관(capillary blood vessel)에 침투할 수 있고, 이로 인하여 전신으로 분산될 수 있다[15]. 또한, 초미세플라스틱은 물에 녹지 않는 소수성 특성을 가지면서도 분산될 수 있는 특성으로 가지고 있어 다양한 특성이 나타난다. 대표적으로 1 nm~1 µm의 나노플라스틱은 콜로이드성 거동(colloidal behaviour)을 보이는 것으로 보고되었다. 이러한 나노플라스틱은 다양한 생체 물질(biomolecules)과 결합을 할 수 있고, 이는 생체 막이나 조직, 기관과의 결합을 할 수 있다는 것을 의미한다[15]. 대표적으로 PS 나노플라스틱 연구를 보면, 나노플라스틱은 장 세포와의 결합을 통해 장과 결합력을 가지고 있으며 주위의 생물학적 환경에 따라서 다르지만 단백질 코로나와의 결합으로 인해 세포 흡수(cellular uptake)와 독성(toxicity)이 증가한다고 보고되었다[16,17]. 또한, 이러한 나노플라스틱은 1차적 조직장벽을 통과하여 혈류를 통해서 다양한 장기로 전달될 수 있는 데, 혈액 뇌 장벽(blood-brain barrier, BBB)이라고 불리는 침투성도 증가시키는 것으로 나타났다[18]. 사이즈 이외에 관능기에도 큰 영향을 받는데, 양으로 하전된(positively charged) 나노플라스틱의 경우, 세포 표면의 음으로 하전된 분자로 인하여 비특이적 결합을 하여 세포 흡수와 독성이 크게 증가하는 것으로 나타났다[19]. 또한,

PS 나노플라스틱은 산화 스트레스 또는 손상(oxidative stress/damage)시킬 수 있으며, 내분비계의 장애 또는 급성 독성을 유발할 수 있다[15].

미세플라스틱이 생태계에 노출되었을 때, 플라스틱의 제조 및 가공단계에서 반응하지 않은 모노머(monomer)나 반응의 부산물, 가소제, 첨가제, 색소, 안정제, 용매 등의 다른 화학물질이 침출(leach)될 수 있다[6]. 대표적으로 PS의 스타이렌 모노머, 폴리바이닐클로라이드 생산을 위한 가소제나 폴리카보네이트 생산에 첨가되는 비스페놀 A와 같은 물질은 암과 생식 이상과 연관이 있다고 보고되었다[20]. 또한, 미세플라스틱은 주위 환경으로부터 폴리염화 바이페닐(polychlorinated biphenyl, PCBs), 다환방향족탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs), 유기염소계 농약(organochlorine pesticides, OPs)을 포함한 잔류성 유기오염 물질(persistent organic pollutants, POPs)을 축적한다고 보고되었다[21]. 이는 미세플라스틱이 큰 비표면적을 가지고 있다는 점과 소수성 특성을 갖는다는 점, 그리고 환경적 요소로 인한 표면 개질에 기인한다[22-25]. 또한, PVC와 PE에 다양한 잔류성 유기오염 물질을 흡착시키고, 바닷물과 생리적인 조건 하에서 탈착시킨 결과, 생리적인 조건하에서 30배 이상 빨리 탈착되는 것을 확인하였다[26]. 그러므로 미세플라스틱은 독성이 있는 모노머나 첨가제를 방출시킬 수 있고, 오염물질을 흡착시켜 다른 곳에 전달할 수 있는 특성이 있기 때문에 생태계를 해칠 수 있는 물질의 저장고 또는 운송체 및 전달체 역할을 한다고 할 수 있다.

2.2. 미세플라스틱이 해양 생물에 미치는 영향

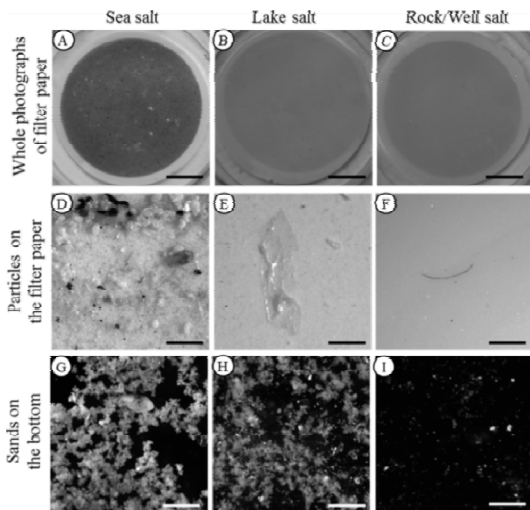
1972년 Carpenter 박사와 연구자들, 그리고 2004년 Thomson 박사와 연구자들이 Science지에 해양 환경에서 미세플라스틱이 증가한다는 보고를 한 뒤로, 해양 환경에서의 미세플라스틱의 현황과 생태계에 미치는 영향에 관한 연구가 급격하게 증가하였다[27-29]. 1장에서 언급한 바와 같이, 해양에는 1년에 480만~1,270만 톤의 플라스틱이 폐기물로 버려졌으며, 이는 광분해, 산화, 가수분해, 물리

적 분해와 같은 물리화학적 힘에 의해 조각화된 미세플라스틱이 형성되었다. 이에 따라 미세플라스틱이 동물성 플랑크톤(zooplankton), 쌍각류 조개(bivalves), 홍합(mussel), 새우(shrimps)와 물고기 등 다양한 해양 생물들에게 미치는 영향에 대한 연구가 활발하게 이루어지고 있다[30-32].

동물성 플랑크톤(zooplankton)에 7.3~30.6 μm 의 PS 미세플라스틱을 섭취시킨 연구에 따르면, 미세플라스틱의 사이즈가 작을수록 동물성 플랑크톤의 미세플라스틱 흡수(uptake)가 증가하였으며, 기능과 섭취 능력이 감소하였으며, 포식자에게 오염물질을 전달할 수 있고, 미세플라스틱을 함유한 대변을 배출하는 것으로 나타났다[30]. 단소강 윤충류(monogonont rotifer)에게 다양한 크기의 PS 미세플라스틱을 섭취시킨 연구에 따르면, 미세플라스틱은 단소강 윤충류의 산화스트레스(oxidative stress)와 항산화 효소(antioxidant)의 발현, P38과 JNK MAPKs 단백질의 발현을 증가시켰으며, 성장률(growth rate)과 생산력(fecundity), 수명(lifespan), 재생산 시간(reproduction time) 및 몸의 크기가 감소한다고 보고되었다[46]. 특히, 1마이크로 이하의 초미세플라스틱은 다른 물질과 결합하여 급성 독성을 나타내기도 한다[30]. 또한, 홍합에 80 μm 의 고밀도 폴리에틸렌(high-density polyethylene, HDPE)을 3~96 h까지 다양한 조건에서 노출시킨 결과, 노출시간 6 h 이후부터 염증반응이 두드러지게 나타나며, 노출시간을 증가시키에 따라 리소솜 막의 안정성을 현저하게 감소시킨다고 보고되었다[33,34].

2.3. 인간의 미세플라스틱 노출 위험과 독성 연구의 한계점

해양은 생물자원, 광물자원, 에너지자원 등 다양한 해양자원을 보유하고 있기 때문에, 이를 활용하여 영양을 공급하거나 가치를 창출하는 인간에게도 중요한 영역이다. 미세플라스틱이 해양 환경에 침투함에 따라, 이를 활용하는 인간도 미세플라스틱의 위험에 노출되고 있다. 최근 해양 생물의 섭취로 인한 인간의 미세플라스틱 노출 위험에 관한 연구가 주목을 받았으며[35,36], 사람들이 즐



*출처: *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 13622-13627 (2015)[8].

Figure 4. 2014년 10월부터 11월까지 중국의 슈퍼마켓에서 구입한 3개 타입, 15개 브랜드의 소금에서 분리된 전체 입자들의 사진. (A~C) 분리하지 않는 소금 용액 안의 입자들, (D~F) 소금 용액의 상층액에 있는 입자들의 사진, (G~I) 상층액 제거 후에 남아있는 입자들.

겨 먹는 해산물인 홍합과 물고기에서 미세플라스틱이 발견되었다[31,37]. Figure 4에서 나타난 바와 같이, 슈퍼마켓에서 구입한 소금에서 폴리에틸렌 테레프탈레이트(polyethylene terephthalate, PET), 폴리에스터(polyester, PES), PE, 폴리-1-부텐(poly(1-butene), PB), 폴리프로필렌(polypropylene, PP), 셀로판(cellophane, CP) 등의 플라스틱이 발견되었다고 보고되었다[8].

초미세플라스틱이 인체에 미칠 수 있는 잠재적 위험성을 분석한 논문[15]에 따르면, PS 기반의 초미세플라스틱을 다양한 인간세포에 처리하여 분석해 본 결과, 면역 시스템에 주요하게 영향을 주고 있는 것으로 나타났다. 하지만 대부분의 연구에서 미세플라스틱이 인간에게 나타날 수 있는 위험성은 미세플라스틱이 해양생물에 미치는 영향을 분석하거나, PS이나 다른 초미세플라스틱을 인간 세포에 처리해 본 결과를 기반으로 하고 있다. 즉, 해양 식품의 섭취나 다른 경로를 통해 인간이 미세플라스틱을 흡수하거나 생물학적 영향을 입증할 수 있는 근거는 부족한 실정이다. 그러므로 미세플

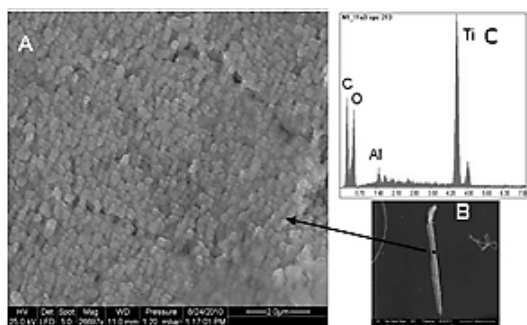
라스틱이 인체에 미칠 수 있는 영향에 관한 연구가 절실하게 필요한 실정이다.

3. 미세플라스틱 검출 방법

미세플라스틱이 생태계에 미치는 영향을 보다 체계적으로 이해하기 위해서는 미세플라스틱을 정량화하고 구별할 수 있는 과학적인 방법이 필요하다. 미세플라스틱은 크기와 모양, 색, 비중, 화학성분 등이 불균일하게 혼합되어 있어 플라스틱 구성성분을 분리하고 구별하기 위해 분석 기술이 요구된다[38]. 다양한 생물환경 내에서 미세플라스틱을 모니터링하는 것은 오염상태, 오염 농도 구배, 플라스틱에 대한 유기체의 노출 정도 등을 결정하기 위한 기본적인 과학적 정보를 제공할 수 있다. 환경의 미생물 검사 혹은 시료 채취에 있어서 미세플라스틱에 대한 분석 과정은 추출(extraction), 분리(isolation, separation), 구별(identification), 그리고 정량화(quantification), 범주화(classification)로 이루어진다. 미세플라스틱은 다양한 크기와 모양, 그리고 여러 고분자 타입으로 구성되어 있기 때문에 한 가지 분석 방법으로 미세플라스틱을 구별하는 것은 매우 어렵다. 그래서 두 종류 이상의 분석 기술을 혼합하여 미세플라스틱을 분석한다. 일반적으로, 미세플라스틱 분석은 현미경 관찰법(microscopy)을 이용하여 표면 등의 구조적·물리적, 모폴로지 특성을 관찰하고 분광법(spectroscopy)을 이용하여 플라스틱의 화학적 성질을 규명하는 두 단계의 과정을 통해 생물체 내에 있는 미세플라스틱의 성분을 확인한다[39].

3.1. Microscopy

미세플라스틱의 구조적 특성과 모폴로지 연구는 색깔과 크기, 모양을 기반으로 광학 현미경을 이용하여 분석하여왔다. 마이크로스코피는 샘플의 사이즈가 수백 마이크로에서 수십 나노까지 다양한 크기의 미세플라스틱을 분석하는 데에 사용되고 있다. 주사전자현미경(scanning electron microscopy, SEM)은 플라스틱과 같은 물질의 매우 선명하고 고



*출처: *Environ. Sci.: Processes Impacts*, **15**, 1949-1956 (2013)[41].

Figure 5. (A), (B) 미세플라스틱 SEM 이미지; (C) 높은 titanium (Ti) 함량을 보여주는 EDS 스펙트라.

배울의 이미지를 제공할 수 있다. 입자 표면의 고해상도 이미지를 통해 일반적인 유기물로부터 미세플라스틱을 구별하는 데에 매우 유용하다[40]. 에너지 분산형 X선 분광분석법(energy-dispersive X-ray spectroscopy, EDS)을 함께 이용하여 동일한 물질의 원소조성을 알아낼 수 있다.

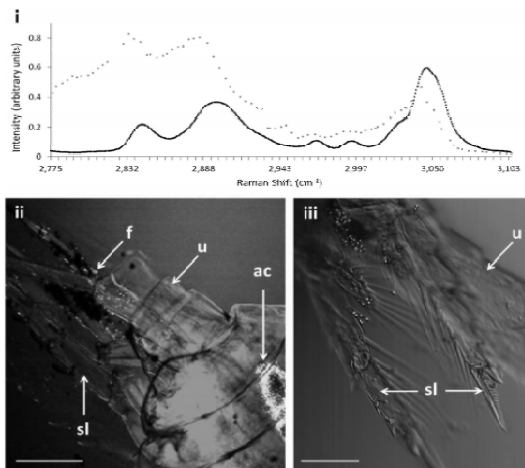
Remy 그룹은 미세플라스틱 내에 함유된 여러 고분자들의 종류와 입자에 포함된 유기/무기 첨가제를 분석하기 위해 SEM-EDS를 사용하였다[41]. North Sea 섬에서 채취한 침전 시료를 분석한 결과, 모든 샘플에서 PE, PP, PS, polyamide, 염화폴리에틸렌(chlorinated PE), 염화술폰화 폴리에틸렌(chlorosulphonated PE)이 발견되었다. 일반적인 미세플라스틱의 경우 기계적, 열적 성질을 높이기 위해 유기첨가제가 함께 혼합되어 있으며, 최근에는 난연성, 산화방지, 가공성, 광학적 특성을 향상시키기 위해 무기 첨가제 역시 공정에 추가되고 있다. 폐플라스틱 내 고분자를 구별하는 것뿐만 아니라 유/무기 첨가제를 식별하기 위해 현미경에 열분해 가스크로마토그래피(pyrolysis-gas chromatography, Pys-GC/MS)가 함께 사용되어 구성 성분 분석의 정확성을 높이고 있다. Figure 5에서 보는 것처럼 SEM-EDS를 통해 미세플라스틱 입자의 모양 및 무기물 종류와 함께 함유량을 측정할 수 있다. Pys-GC/MS 법을 이용하여 미세플라스틱 내에 함유된 유기화합물(diethyl phthalate, benzaldehyde, 2,4-di-tert-butylphenol) 외에도 무기물(TiO_2) 나노

입자를 분석하였다.

최근, 미세플라스틱 분리·분석을 위한 새로운 광학현미경법으로 초분광 이미징(hyperspectral imaging system, HIS)이 사용되고 있다. HIS 방식은 가시광선에서 적외선까지 수십에서 수백의 공간적 픽셀로 구성된 좁은 스펙트럼을 가지고 있다. 그 결과, 스펙트럼 정보에 따라 개개의 공간적 픽셀의 화학적 성분을 분석하는 데에 매우 효과적이다[42,43].

3.2. Spectroscopy

미세플라스틱의 화학적 특성과 조성의 정량 분석은 분광법을 이용하여 그 성질이 연구되어 왔다. 퓨리에 변환 적외선분광법(Fourier transform infrared, FT-IR)은 시료에 적외선을 조사하여 파장에 따른 흡수도를 측정하고 흡수도 피의 위치와 강도로 물질의 화학적 결합 등의 정성, 정량 분석이 가능하다. 탄소 기반의 고분자는 FT-IR에 의해 쉽게 분석이 가능하며 결합의 조성에 따라 그에 해당하는 스펙트라(spectra)가 생성되기 때문에 플라스틱으로부터 유기물과 무기물을 식별하는 데에 유용하다[44]. 감쇠전반사(attenuated total reflection, ATR) 모드를 사용 시 반사모드(reflectance mode)는 달리 불규칙적인 표면을 가진 미세플라스틱에서도 안정한 흡수파장 영역을 얻을 수 있다[24]. 이 밖에 마이크로 FT-IR은 이미지를 직접적으로 구현하여 불규칙적인 형태의 미세플라스틱을 확인하고 구별하는 데에 쓰이고 있다. 광학현미경은 FT-IR 보다 빠르고 쉽게 미세플라스틱을 구별할 수 있는 이점이 있다. 하지만, 광학현미경을 사용할 경우, 시료의 크기가 1 mm 이하인 경우 플라스틱으로부터 non-plastic을 정확하게 구분하기 어렵기 때문에 미세플라스틱의 농도와 종류 등을 오인할 수 있다. FT-IR을 이용한 분광법은 50 마이크로 이하 작은 미세플라스틱의 정확하고 정밀한 측정이 가능하여 플라스틱 내에 함유된 고분자의 종류와 농도 등에 대한 분석이 가능하다[45]. 퓨리에 변환 마이크로-적외선분광법(μ FT-IR)과 환경주사 전자현미경(environmental scanning electron mi-

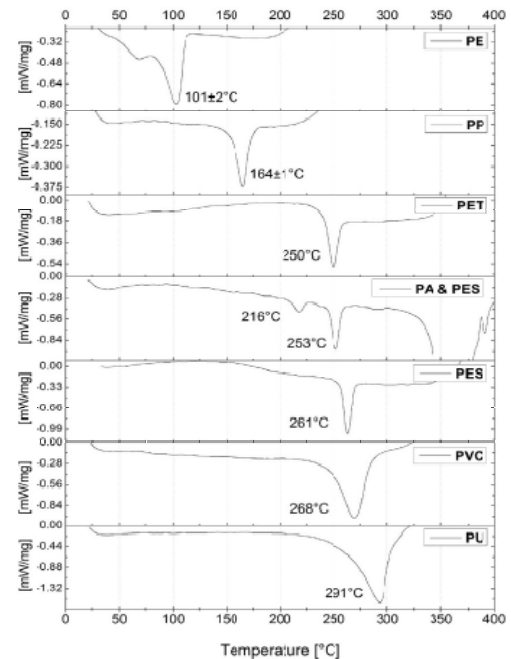


*출처: *Environ. Sci. Technol.*, **47**, 6646-6655 (2013)[30].

Figure 6. Coherent anti-stokes raman scattering (CARS) microscopy. (i) PS bead에 대한 자발적(검은색 선), 유도된(회색 선) peaks. (ii) 요각류 *temora longicornis* 소화관에 쌓인 3.4 마이크로 크기의 미세플라스틱. (iii) *T. longicornis* 다리 뒷부분 외부에 흡착된 3.4 마이크로 크기의 미세플라스틱.

croscopy-EDS, ESEM-EDS)은 미세플라스틱 표면의 화학적 매핑(mapping)이 가능하여 입자의 조성(고분자의 주된 원자 조성)과 모폴로지(morphology)를 분석하는 데에 이용되고 있다[46].

라만분광법(Raman spectroscopy)은 특정 분자에 레이저를 투과시켜 해당 분자의 전자 에너지 준위 차이만큼 에너지를 흡수하는 현상을 통해 분자의 종류를 알아내는 방법으로 미세플라스틱을 구성하는 각각의 고분자의 독특한 스펙트럼(spectrum)을 통해 구성성분과 조성에 대한 정보를 제공한다. 영국 Exeter 대학의 Galloway 그룹은 미세플라스틱이 동물성플랑크톤(zooplankton)에 끼치는 영향을 조사하기 위해 간섭성 반스톡스 라만 분광계(coherent anti-stokes raman scattering)라고 하는 이미징 방법을 이용하였다. 이를 통해 대략 1.7~30.6 마이크로 크기의 폴리스타이렌(polystyrene, PS)이 동물성플랑크톤 내에 흡수된 것을 확인하였다(Figure 6)[30].



*출처: *Science of the Total Environment*, **568**, 507-511, (2016)[47].

Figure 7. 여러 고분자들의 흡열 상전이(endothermic phase transition) 열유동(heat flow) 변화와 peak 온도.

3.3. Thermal analysis

열분석법은 물질의 열적 안정성에 따라 고분자의 물리적·화학적 성질의 변화를 측정하여 미세플라스틱을 구별하는 데에 쓰이고 있다. 시차주사열량계(differential scanning calorimeter, DSC)는 시료와 불활성 기준 물질(inert reference)을 가열로(furnace)에서 동일한 온도프로그램을 가해 시료로부터 발생하는 열유속 차이(difference in heat flow)를 측정하여 에너지 양에 대한 정보를 통해 시료의 정성적인 특징을 확인할 수 있다.

열중량 분석기(thermogravimetric analysis, TGA)는 시료에 온도프로그램을 가해 시료의 질량변화(changes in mass)를 시간이나 온도의 함수로써 측정한다. Majewsky 연구진은 TGA-DSC를 이용하여 해양에서 채취한 미세플라스틱 시료에서 7개의 서로 다른 플라스틱을 구별하여 고분자의 질량 및 농도 등을 분석하였다[47]. Figure 7에서처럼 여러 조성으로 제조된 미세플라스틱을 열처리에 따라 정량적, 정성적으로 질량 혹은 부피비로 각각의 고

분자를 분석하였다.

TGA는 열탈착 가스크로마토그래프 질량 분석계(thermal desorption gas chromatography mass spectrometry, TDS-GC-MS)와 함께 사용되어 미세플라스틱 내 폴리에틸렌을 검출하는 데에 매우 유용한 정보를 제공한다. 열분해 가스크로마토그래프 질량분석계(pyrolyse gas chromatography mass spectrometry, Py-GC-MS)에서보다 대략 200배 정도 높은 시료의 질량을 측정하여 불균일한 대용량의 미세플라스틱을 정교하게 측정할 수 있는 장점이 있다[48]. 또한, TDS-GC-MS 방법을 이용하여 다양한 환경에서 채취한 미세플라스틱 샘플의 정성적, 정량적 분석이 쉽고 빠르게 이루어지므로, 시료 속에 함유된 폴리에틸렌(polyethylene, PE), 폴리프로필렌(polypropylene, PP), 폴리스타이렌(polystyrene, PS) 등을 정교하게 분리 선별을 할 수 있다.

4. 미세플라스틱에 대한 국제사회의 대책과 연구동향

미세플라스틱은 크기가 매우 작기 때문에 자연에 유출이 되면 회수하기가 거의 불가능하다. 이에 전 세계 각국은 1차 미세플라스틱에 대한 관련 법규를 강화하고 있다. 네덜란드, 벨기에, 스웨덴 등 EU는 화장품, 세제 및 기타 제품에 대한 미세플라스틱의 사용 금지 법률을 제정하였다. EU는 MSRL이라고 불리는 해양 쓰레기 규제를 마련하여 “쓰레기 없는 깨끗한 바다”를 유지하는 데 힘을 기울이고 있다. 이 정책에는 마이크로 플라스틱 방출을 최대한 억제하며 1차 마이크로 플라스틱의 생산을 점차 제한하는 것을 시작으로 해양 환경을 해치는 합성수지, 플라스틱의 생산을 줄이는 방안을 포함하고 있다. 나아가, EU는 순환경제 패키지에서 플라스틱의 재활용 기술 개발, 생물분해성 플라스틱 개발, 플라스틱 내 유해 물질 구별 기술, 해양 쓰레기 발생 방지 등에 대한 여러 대책을 강구하고 있다.

이탈리아는 2017년 볼로냐 성명서에 해양쓰레기에 관한 7개의 추진 정책을 발표하였다[49]. G7

행동계획(G7APML)을 기반으로 한 이 성명서는 미세플라스틱이 미칠 환경적 영향 사회·경제적 파장을 인식하고 효율적인 자원 이용과, 지속 가능한 물질 및 폐기물 관리를 통해 해양 쓰레기의 생성 방지 및 감소 방안을 담고 있다.

일본 역시, 2016년 도야마 성명서를 통해 미세플라스틱이 해양 생태계에 미치는 위협을 인식하고 이를 해결하기 위해 G7과 행동계획을 선언하였다[49]. 이를 바탕으로 해양쓰레기의 발생 억제 및 감축, 건전한 폐기물 관리와 폐수 처리를 위한 자금 조달 등의 우선적인 시책을 논하였다.

미세플라스틱의 위협에 대한 국제 사회의 인식이 고조됨에 따라 환경단체나 국가 간 폐플라스틱 재활용 기술과 바이오 플라스틱을 이용한 친환경 플라스틱(생분해성 플라스틱 - 토양에 매립 시 100% 자연적으로 분해되는 플라스틱으로 정의) 개발에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 폐플라스틱 재활용 기술이 가장 앞선 독일은 폐플라스틱의 연료화에 중점을 두고 있다. 에너지의 재활용을 위해 고형원료를 만들어 연료로 사용하여 열을 회수하거나 이를 이용하여 발전을 한다. 이에 비해 일본은 폐플라스틱의 회수를 주된 폐플라스틱 재활용 정책으로 시행하고 있다. 이러한 물질재활용은 폐플라스틱을 세척, 분쇄하여 재사용이 가능한 플라스틱으로 원료화 하여 다른 제품을 생산하는 과정을 포함한다. 이를 통해 2008년 보고에 따르면 일본은 생활계 폐플라스틱 500만 톤 중 13%에 해당하는 66만 톤의 플라스틱을 재활용하였다. 국내의 경우, 물질재활용을 우선으로 하고 에너지활용을 고려하는 폐플라스틱 정책을 지향하고 있다[50].

석유계 플라스틱을 대체할 재생 가능하고 토양 매립에 따른 환경 부하가 적은 바이오 플라스틱에 대한 연구가 최근 각광을 받고 있다. 하버드 대학 Wyss 연구소는 새우껍질의 키틴을 원료로 생분해성 플라스틱을 개발하는 데에 성공하였다. 제조된 플라스틱은 기존의 플라스틱과 동일한 강도를 갖지만, 습기에 노출될 경우 자연 분해되는 성질을 보인다. 미국의 Newlight Technologies 회사는 폐수처리 설비, 매립지, 발전소 등의 산업에서 발생

한 이산화탄소를 이용하여 플라스틱을 만드는 방법을 개발하였다. 석유를 이용하여 플라스틱을 제조하지 않으므로 원유 사용의 절감하는 효과 외에도 이산화탄소를 재활용하여 온실가스 배출량을 감소시킬 수 있는 장점을 가지고 있다[51]. 국내 연구진은 친환경 고분자인 폴리락테이트코글라이콜레이트(poly(lactate-co-glycolate))를 만드는 대장균을 발표하였고, 녹조나 미역 등에서 지방산을 분리한 후에 미생물과 반응시켜 자동차나 항공기 내장재 등에 활용이 가능한 중쇄카르복실산이라는 플라스틱을 개발하였다.

기존의 폐플라스틱을 미생물로 분해하는 연구로, 2016년 요시다 쇼시케 일본 교토대 연구원은 폴리에틸렌테레프탈레이트(Polyethylene terephthalate, PET)를 분해하는 미생물을 발견하였다. 영국 포츠머스대 생명과학과의 존 맥기헌 교수와 국내 카이스트 이상엽 교수 연구진도 미생물이 지니는 분해 효소의 구조를 변화시켜 PET의 분해 성능을 개선시키는 연구를 진행하고 있다. 경북대학교 김정진 교수 연구 그룹은 친환경적 PET 분해 연구를 통해 기존의 효소보다 우수한 PET 분해능을 가진 새로운 효소를 개발하였고 이에 대한 구체적인 메커니즘을 제시하였다[52].

5. 결론 및 전망

20세기 후반 합성수지의 개발 이후로 플라스틱의 생산은 전 세계적으로 급증하였다. 금속이나 세라믹 재료에 비해 가볍고 우수한 내구성과 구조적 특성으로 플라스틱은 인류의 생활에 많은 편리성을 제공하고 있지만, 그 이면으로 많은 부작용을 낳고 있다. 매년 수많은 양의 미세플라스틱이 특별한 기술이나 장치 없이 그대로 해양에 여과되고 있다. 이는 단순히 해양 생태계만을 파괴시키는 것이 아니라 생태학적으로 먹이사슬을 통해 인간에게 돌아오게 되어 있다.

환경에 미치는 미세플라스틱의 잠재적 영향과 해양에서 폐플라스틱 분포, 화학적 조성 등을 철저히 규명하고 이를 분석하기 위한 연구개발이 필

요하다. 최근, 생분해성 플라스틱 등 친환경 소재가 개발되고 있으나, 기존 범용플라스틱에 비해 물성과 경제성이 떨어져 그 경제적 효과가 미미한 편이다. 미생물을 이용하여 플라스틱을 생산하거나 화학적으로 생산된 플라스틱을 미생물로 분해시키는 기술 개발에 대한 연구가 강화되어야 할 것이다.

또한, 정부는 폐기물 관련 법규의 강화와 범용플라스틱 사용의 규제 및 폐플라스틱 교육 홍보 등을 통해 미세플라스틱에 대한 경각심을 고취시키고 해양쓰레기 문제 해결을 위한 정책적인 지원을 아끼지 말아야 할 것이다.

감 사

이 논문은 한국연구재단(NRF) 기초 연구 사업 프로그램에 의해 지원되었다(NRF-2018R1C1B5043438, NRF-2018R1C1B5047360).

References

1. F. Birol, The future of petrochemicals towards more sustainable plastics and fertilisers, *International Energy Agency* (2018).
2. R. Geyer, J. R. Jambeck, and K. L. Law, Production, use, and fate of all plastics ever made, *Science Advances*, **3**, e1700782 (2017).
3. 그린피스, 바다의 숨통을 조이는 미세플라스틱 (2016).
4. Y. Mato, T. Isobe, H. Takada, H. Kenehiro, C. Ohtake, and T. Kaminuma, Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment, *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 318-324 (2001).
5. Y. K. Song, S. H. Hong, S. Eo, M. Jang, G. M. Han, A. Isobe, and W. J. Shim, Horizontal and vertical distribution of microplastics in Korean coastal waters, *Environ. Sci. Technol.*, **52**, 12188-12197 (2018).
6. O. S. Alimi, J. F. Budariz, L. M. Hernandez,

- and N. Tufenkji, *Environ. Sci. Technol.*, **52**, 1704-1724 (2018).
7. A. J. R. Watts, M. A. Urbina, R. Goodhead, C. Lewis, and T. S. Galloway, Effect of microplastic on the gills of the shore crab *carcinus maenas*, *Environ. Sci. Technol.*, **50**, 5364-5369 (2016).
8. D. Yang, H. Shi, L. Li, J. Ki, K. Jabeen, and P. Kolandhasamy, *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 13622-13627 (2015).
9. R. M. Burgess, K. T. Ho, N. J. Mallos, G. H. Leonard, V. Hidalgo-Ruz, A-M. Cook, and K. Christman, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **36**, 1697-1703 (2017).
10. A. L. Lusher, N. A. Welden, P. Sobral, and M. Cole, Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates, *Analytical Methods*, **9**, 1346-1360 (2017).
11. M. B. Khan and R. S. Prezant, Microplastic abundances in a mussel bed and ingestion by the ribbed marsh mussel *Geukensia demissa*, *Marine Pollution Bulletin*, **130**, 67-75 (2018).
12. B. Jovanovic, Ingestion of microplastic by fish and its potential consequences from a physical perspective, *Integr. Environ. Assess. Manag.*, **13**, 510-515 (2017).
13. A. A. d. S. Machado, W. Kloas, C. Zarfl, S. Hempel, and M. C. Rillig, Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems, *Global Change Biology*, **24**, 1405-1416 (2017).
14. Z. Steinmetz, C. Wollmann, M. Schaefer, C. Buchmann, J. David, J. Troger, K. Munoz, O. Fror, and G. E. Schaumann, Plastic mulching in agriculture, Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of The Total Environment*, **550**, 690-705 (2016).
15. R. Lehner, C. Weder, A. Petri-Fink, and B. Rothen-Rutishauser, Emergence of nanoplastic in the environment and possible impact on human health, *Environ. Sci. Technol.*, **53**, 1748-1765 (2019).
16. A. P. Walczak, E. Kramer, P. J. M. Hendriksen, P. Tromp, J. P. F. G. Helsper, M. v. d. Zande, I. M. C. Rietjens, and H. Bouwmeester, Translocation of differently sized and charged polystyrene nanoparticles in in vitro intestinal cell models of increasing complexity, *Nanotoxicology*, **9**, 453-461 (2014).
17. M. Forte, G. Iachetta, M. Tussellino, R. Carotenuto, M. Prisco, M. D. Falco, V. Laforgia, and S. Valiante, Polystyrene nanoparticles internalization in human gastric adenocarcinoma cells, *Toxicol In Vitro*, **31**, 126-136 (2016).
18. C.-S. Yang, C.-H. Chang, P.-J. Tsai, W.-Y. Chen, F.-G. Tseng, and L.-W. Lo, Nanoparticles-based *in vivo* investigation on blood-brain barrier permeability following ischemia and reperfusion, *Anal. Chem.*, **76**, 4465-4471 (2004).
19. A. Tautzenberger, A. Kovtun, and A. Ignatius, Nanoparticles and their potential for application in bone, *Int. J. Nanomedicine*, **7**, 4545-4557 (2012).
20. F. S. v. Saal and C. Hughes, An extensive new literature concerning low-dose effects of bisphenol A shows the need for a new risk assessment, *Environ. Health Perspect.*, **113**, 926-933 (2005).
21. N. Doorn, Allocating responsibility for environmental risks: A comparative analysis of examples from water governance, *Integr. Environ. Assess. Manag.*, **13**, 371-375 (2017).
22. E. L. Teuten, S. J. Rowland, T. S. Galloway, and R. C. Thompson, Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants, *Environ. Sci. Technol.*, **41**, 7759-7764 (2007).
23. E. L. Teuten, J. M. Saquing, and H. Takada,

- Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Soc.*, **364**, 2027-2045 (2009).
24. R. E. Engler, The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean, *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 12302-12315 (2012).
 25. Y. Mato, T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake, and T. Kaminuma, Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment, *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 318-324 (2001).
 26. A. Bakir, S. J. Rowland, and R. C. Thompson, Enhanced desorption of persistent organic pollutants from Microplastics under simulated physiological conditions, *Environ. Pollut.*, **185**, 16-23 (2014).
 27. E. J. Carpenter, S. J. Anderson, G. R. Harvey, H. P. Miklas, and B. B. Peck, Polystyrene spherules in coastal waters, *Science*, **178**, 749-750 (1972).
 28. E. J. Carpenter and K. L. Smith Jr., Plastics on the Sargasso Sea Surface, *Science*, **175**, 1240-1241 (1972).
 29. R. C. Thompson, Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. G. John, D. McGonigle, and A. E. Russell, Lost at sea: Where is all the plastic?, *Science*, **304**, 838 (2004).
 30. M. Cole, R. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Morger, and T. S. Galloway, Microplastic ingestion by zooplankton, *Environ. Sci. Technol.*, **47**, 6646-6655 (2013).
 31. J. Ki, D. Yang, L. Li, K. Jabeen, and H. Shi, Microplastics in commercial bivalves from China, *Environ. Pollut.*, **207**, 190-195 (2015).
 32. C.-B. Jeong, E.-J. Won, H.-M. Kang, M.-C. Lee, D.-S. Hwang, U.-K. Hwang, B. Zhou, S. Souissi, S.-J. Lee, and J.-S. Lee, Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreans*), *Environ. Sci. Technol.*, **50**, 8849-8857 (2016).
 33. N. v. Moos, P. Burkhardt-Holm, and A. Kohler, Uptake and effects Microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure, *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 11327-11335 (2012).
 34. C. O. Egbeocha, S. Malek, C. U. Emenike, and P. Milow, Feasting on microplastics: Ingestion by and effects on marine organisms, *Aquatic Biology*, **27**, 93-106 (2018).
 35. N. Seltenrich, New link in the food chain? Marine plastic pollution and seafood safety, *Environ. Health Perspect.*, **123**, 34-41 (2015).
 36. H. Bouwmeester, P. C. H. Hollman, and J. B. Peters, Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: Experiences from nanotoxicology, *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 8932-8947 (2015).
 37. S. C. Gall and R. C. Thompson, The impact of debris on marine life, *Mar. Pollut. Bull.*, **92**, 170-179 (2015).
 38. P. G. Ryan, C. J. Moore, J. A. Van Franeker, and C. L. Moloney, Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment, *Philos. Trans. R. Soc. B*, **364**, 1999-2012 (2009).
 39. W. J. Shim, S. H. Hong, and S. E. Eo, Identification methods in microplastic analysis: A review, *Anal. Methods*, **9**, 1384-1391 (2017).
 40. D. A. Cooper and P. L. Corcoran, Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii, *Mar. Pollut. Bull.*, **60**, 650-654 (2010).
 41. E. Fries, J. H. DeKiff, J. Willmeyer, M.-T.

- Nuelle, M. Ebert, and D. Remy, Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy, *Environ. Sci.: Processes Impacts*, **15**, 1949-1956 (2013).
42. S. Serranti, R. Palmieri, G. Bonifazi, and A. Cozaar, Characterization of microplastic litter from oceans by an innovative approach based on hyperspectral imaging, *Waste Management*, **76**, 117-125 (2018).
 43. J. Shan, J. Zhao, L. Liu, Y. Zhang, X. Wang, and F. Wu, A novel way to rapidly monitor microplastics in soil by hyperspectral imaging technology and chemometrics, *Environmental Pollution*, **238**, 121-129 (2018).
 44. M. G. C. Löder and G. Gerdt, Methodology used for detection and identification of microplastics-a critical appraisal, *Marine Anthropogenic Litter*, Chap. 8, Springer, 201-227 (2015).
 45. Y. K. Song, S. H. Hong, M. Jang, G. M. Han, M. Rani, J. Lee, and W. J. Shim, A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples, *Marine Pollution Bulletin*, **93**, 202-209 (2015).
 46. A. Vianello, A. Boldrin, P. Guerriero, V. Moschino, R. Rella, A. Sturaro, and L. Da Ros, Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **130**, 54-61 (2013).
 47. M. Majewsky, H. Bitter, E. Eiche, and H. Horn, Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC), *Science of the Total Environment*, **568**, 507-511 (2016).
 48. E. Dumichen, A.-K. Barthel, U. Braun, C. G. Bannick, K. Brand, M. Jekel, and R. Senz, Analysis of polyethylene Microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method, *Water research*, **85**, 451-457 (2015).
 49. 박상우, 미세플라스틱의 현상과 국제적 동향, KEITI 한국환경산업기술원, 환경부.
 50. 이희선, 폐플라스틱의 발생과 재활용 현황, 발간등록번호(11-1240245-000014-10) (2018).
 51. 한국환경공단, 세계 플라스틱 재활용의 전망과 동향, 국제환경정보 동향자료집, KECO2014-RE08-25 (2014).
 52. S. Joo, I. J. Cho, H. Seo, H. F. Son, H.-Y. Sagong, T. J. Shin, S. Y. Choi, S. Y. Lee, and K.-J. Kim, Structural insight into molecular mechanism of poly(ethylene terephthalate) degradation, *Nat. Commun.*, **9**, 382 (2018).

저자소개



류 지 현

2003~2009 충남대학교 정밀공업화학학과 학사
 2009~2014 한국과학기술원 나노과학기술대학원 박사
 2014~2016 한국과학기술원 박사후 연구원
 2016~2017 University of California, San Diego, Bioengineering, 박사후 연구원
 2017~2018 Duke University School of Medicine, Orthopaedic Surgery, 박사후 연구원
 2018~현재 원광대학교 창의공과대학 탄소융합공학과 조교수



조 충 연

1999~2006 건국대학교 신소재공학과 학사
 2006~2008 서울대학교 재료공학과 석사
 2009~2013 Texas A&M University 재료공학과 박사
 2013~2017 Texas A&M University 기계공학과 박사후 연구원
 2018~현재 원광대학교 창의공과대학 탄소융합공학과 조교수