KFAS 한국수산과학회지 Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences
한수지 53(2), 244-250, 2020

Note
Korean J Fish Aquat Sci 53(2),244-250,2020

# 해양생물 체내 잔류 미세플라스틱 조사

Shweta Borkar · Sondavid Nandanwar[1] · 김영일 · 김돈 · 심현관 · 김학준*

부경대학교 화학과, [1]부경대학교 마린융합과정

# Investigation of Microplastics from Three Marine Organisms

Shweta Borkar, Sondavid Nandanwar[1], Young-IL Kim, Don Kim, Hyun Kwan Shim and Hak Jun Kim*

Department of Chemistry, Pukyong National University, Busan 48513, Korea
[1]Department of Marine Convergence Design, Pukyong National University, Busan 48513, Korea

Microplastic pollution in the marine ecosystem has been emerged as a global issue. In this study, we investigated the abundance of microplastics from clam *Meretrix lusoria*, blood arkshell *Scapharca broughtonii*, and warty sea squirt *Styela clava* obtained from a local market in Busan, Korea. The marine organisms were digested in 10% KOH, and were incubated at 40˚C and 150 rpm, for 7 days. The digest was filtered through standard sieve (5 mm, 1 mm, 300 μm, and 100 μm), and mciroplastics were identified using a light microscope and microFT-IR. The abundance of microplastics of clam, blood arkshell, warty sea squirt was 0.08 items/g, 0.05 items/g, and 0.12 items/g, respectively. The predominant microplastic size was in the range of 100-300 μm, occupying 48%, and the predominant type was fiber. The composition of microplastics was mostly rayon, semi-synthetic cellulosic material and polyester, which are main component of fabric and textile. We strongly believe that this preliminary work may provide useful information for the establishment of the standardized analysis method of microplastics ingested by marine organisms.

Keywords: Microplastics, Clam, Blood arkshell, Sea squirt, FT-IR microscopy, Rayon

## 서 론

미세플라스틱은 크기 5 mm 이하의 합성 고분자 화합물을 말한다(Arthur et al., 2008). 미세플라스틱은 생성 과정에 따라 1차와 2차 미세플라스틱으로 나눌 수 있다. 화장품 등에 사용되는 마이크로비드, 공업용 연마 분사제, 미세섬유 등 생산 과정에서 의도적으로 미세플라스틱으로 제조된 것을 1차 미세플라스틱이라 분류하고, 풍화와 부식 등의 물리화학적, 환경적 요인에 의해 미세화된 것을 2차 미세플라스틱이라 한다. 전세계적으로 매년 약 8백만톤의 플라스틱이 해양으로 유입되는 것으로 추정되며(Jambeck et al., 2015), 이 중 미세플라스틱은 약 3%를 차지한다(van Sebille et al., 2015). 우리나라의 경우, 해양 플라스틱 쓰레기는 년간 7만 7880톤(2012년 기준)에 이른다고 조사되었다(KIOST, 2015).

미세플라스틱은 전세계 연안, 대양 및 극지방까지 널리 분포하고 있으며(Moore CJ 2008; Cincinelli et al., 2017), 생분해되지 않을 뿐아니라 플라스틱 제조시 투입된 첨가제나 표면에 흡착된 잔류성유기오염물질 등으로 인해 이를 섭식하는 해양생물, 궁극적으로 사람의 건강 위해성을 초래할 수도 있다(Hong et al., 2017). 이 때문에 미세플라스틱은 중요한 국제적 환경현안으로 급부상하였다(KIOST, 2015). 따라서 최근 전 세계적으로 미세플라스틱의 해양 오염에 대한 조사와 연구가 활발히 수행되고 있다(Cincinelli et al., 2017). 특히 유럽(Claessens et al., 2011; Liebezeit and Dubais, 2012)과 북태평양 중앙 환류(Boerger et al., 2010), 지중해(Vianello et al., 2013), 일본(Minh et al., 2007) 및 중국 연안(Qiu et al., 2015; Zhao et al., 2018)을 중심으로 해수, 해양 퇴적물과 해양생물의 미세플라스틱 오염 연구가 집중적으로 진행되어 왔다. 해양퇴적물 건조 중량 1 kg 당 미세플라스틱의 개수는 파도, 해류 등 수문학적 특성과 인구 밀도 및 활동에 따라 차이가 매우 크다. 일반적으로 최소 70개에서 최대 8000여개의 미세플라스틱이 1 kg 당 관찰되었으며, 주로 항구와 해변 등에서 높게 나타났다. 유럽 연안

***Corresponding author:** Tel: +82. 51. 629. 5587 Fax: +82. 51. 629. 5583
E-mail address: kimhj@pknu.ac.kr

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial Licens (http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

**https://doi.org/10.5657/KFAS.2020.0244**
**Korean J Fish Aquat Sci 53(2), 244-250, April 2020**
**Received** 3 March 2020; **Revised** 5 March 2020; **Accepted** 11 March 2020
**저자 직위:** Shweta Borkar(대학원생), Sondavid Nandanwar(대학원생), 김영일(교수), 김돈(교수), 심현관(교수), 김학준(교수)

Copyright © 2020 The Korean Society of Fisheries and Aquatic Science

pISSN:0374-8111, eISSN:2287-8815

의 해양 퇴적물의 경우 벨기에와 슬로베니아 연안은 주로 섬유 형태, 독일과 이탈리아 연안은 입자 또는 파편 형태의 미세플라스틱이 우점하였다(Brate et al., 2018; Hantoro et al., 2019). 그 성분은 폴리프로필렌(polypropylene, PP), 폴리아마이드(polyamide, PA), 폴리비닐 알코올(polyvinyl alcohol, PVA), 폴리에틸렌(polyethylene, PE), 폴리스티렌(polystyrene, PS) 등으로 조사되었는데 독일 바덴해 해변에서는 아크릴 공중합체와 부틸렌/에틸렌 중합체 등이 관찰되었다(Liebezeit and Dubais, 2012). 북미 캐나다 핼리팩스 항구에서도 섬유 형태의 미세플라스틱이 우점하였고(Mathalon and Hill, 2014) 주로 PS, PE, PVS, 폴리에틸렌 테레프탈레이트(polyethylene terephthalate, PET), PA가 주 성분으로 나타났다. 싱가폴과 중국의 연안에서도 섬유 형태가 가장 우점하였으며 레이온, PE, PET, PP, PA 성분이 측정되었다(Mohamed Nor and Obbard, 2014; Qiu et al., 2015; Zhao et al., 2018). 해양 야생동물의 미세플라스틱 오염은 주로 환형동물인 갯지렁이(*Arenicola marina*), 이매패류인 홍합(*Mytilus edulis*), 담치(*Modiolus modiolus*), 굴(*Crassostrea gigas*) 등과 갑각류인 새우(*Parapenaeopsis hardwickii*), 바닷가재(*Nephrops norvegicus*), 따개비(*Lepas* spp.), 80여 종 이상의 어류를 중심으로 집중적으로 조사되었고 이들 대부분에서 미세플라스틱이 존재하는 것으로 보고되었다(Li et al., 2015; Wu et al., 2020). 해양무척추동물의 경우 섬유 형태의 미세플라스틱이, 해양척추동물인 어류에는 파편(fragment) 형태의 미세플라스틱이 일반적으로 우점하는 것으로 알려져 있다. 최근 중국 베이부(北部)만 5개 정점에서 연안 퇴적물내 미세플라스틱을 조사한 결과, 약 251-436개/50 g이 확인되었다(Wu et al., 2020). 이중 가장 우점하는 미세플라스틱 형태는 섬유였고, 성분은 폴리에스터(polyester, PES), PET, high density polyethylene (HDPE), PS 등이 관찰되었다고 보고하였다(Qiu et al., 2015). 또한 인구 약 2백 5십만 명이 거주하며 수산 양식이 활발한 중국 동부의 샹산(象山)만을 대상으로 해양 퇴적물과 양식 대상 생물인 참조기(*Larimichthys crocea*), 전어(*Konosirus punctatus*), 굴(*Ostrea denselamellosa*), 가리맛조개(*Sinonovacula constricta*), 긴뿔민새우(*Parapenaeopsis hardwickii*)에 미세플라스틱 오염 연구가 보고되었다(Wu et al., 2020). 이 조사 결과에 의하면 건조 퇴적물 1 kg 당 평균 74개의 미세플라스틱이 관찰되었는데 이는 중국의 다른 연안 퇴적물에서 보고된 것과 비슷하거나 낮은 수치였으며 분포량이 내만 쪽에서 만 입구 쪽으로 갈수록 줄어드는 경향을 보였다. 미세플라스틱의 형태는 섬유(평균1830 μm)가 94.66%로 우점하였는데, 이는 다른 연구와 유사한 결과로 섬유는 주로 섬유의 제조과정, 세탁, 자연적 마모 등으로 발생하며 하수처리 시설에서 완전히 제거되지 못하고 해수로 유입되는 것으로 알려져 있다(Woodall et al., 2014, 2015; Lusher et al., 2013; Comnea-Stancu et al., 2017). 그리고 내만의 활발한 양식으로 인해 그물 또는 밧줄 등의 마모로 특히 많은 양이 발생할 것으로 예상된다. 섬유의 72.5%가 500-2500 μm로 측정되었다. 플라스틱 성분은 레이온과 천연 섬유에 포함된 셀룰로오스가 60-88%를 차지하였으며, PP, PA, 아크릴로니트릴, PET 등이 검출되었다. 조사한 양식 생물 모든 종에서 미세플라스틱이 관찰되었다. 특히 전어가 가장 높은 미세플라스틱 오염을 보였는데 조사 개체의 90%에서 미세플라스틱이 검출되었다. 반면 새우의 경우 45%로 가장 낮은 미세플라스틱 오염을 보였다. 미세플라스틱 풍도(abundance)는 1 g 당 참조기 0.01개, 전어 0.04개, 굴 0.31개, 가리맛조개 0.21개, 긴뿔민새우 0.25개로 나타났다. 우리나라의 경우, Chae et al. (2014)이 경기도 연안을 조사한 결과 표면 해수층(표층 1 mm)과 해수층의 미세플라스틱 풍도는 각각 평균 148,209개/$m^3$와 1,600개/$m^3$로 관찰되었으며 우점하는 크기 군은 50-300 μm로 두 시료에서 유사하였다. 미세플라스틱의 주요 성분은 염료류로 90% 이상을 차지하는 것으로 보고하였다. Song et al. (2014)은 2012년과 2013년 거제 동부 연안과 진해만을 대상으로 해수 부유 미세플라스틱의 풍도를 조사였다. 페인트 레진 입자를 포함한 총 미세플라스틱 평균 풍도는 표면 해수층의 경우 210,722/$m^3$으로, 해수층의 경우 1,339/$m^3$로 조사되었다. FT-IR을 이용하여 미세플라스틱 성분을 분석한 결과, 알키드(alkyd)와 poly (acrylate/styrene)가 각각 35%와 16%로 우점하였다. 이는 페인트와 섬유강화플라스틱 수지에서 기인한 것으로 확인되었다. 현재 해수와 해양생물 체내 잔류 미세플라스틱의 정성·정량적 분석방법이 국제적으로 표준화되어 있지 않아 위의 결과를 직접적으로 비교하기 어려운 부분이 있으나, 대체적으로 대서양, 태평양 연안 등의 연구 결과와 유사한 수치를 보이는 것으로 해석된다. 우리나라는 2016년 기준 국내 1인당 연간 수산물 최대(59.8 kg) 소비국으로 수산물의 안전은 국민 건강과 직결되어 있다고 볼 수 있다(MOF, 2019). 최근 국내 유통되는 바지락, 담치, 가리비, 굴의 경우 1 g 당에서 0.34개, 0.12개, 0.08개, 0.07개의 미세플라스틱이 검출되었다는 보고가 있었으나 수산물의 미세플라스틱 오염에 대한 실태 조사는 매우 부족한 실정이며 이에 대한 분석 방법 정립도 시급하다고 판단된다(Shim et al., 2017). 따라서 본 연구에서는 연체동물인 대합(*Meretrix lusoria*)과 피조개(*Scapharca broughtonii*), 피낭동물인 미더덕(*Styela clava*)을 대상으로 유기물 분해후 표준체 (망목 5 mm-100 μm)로 잔류 미세플라스틱을 분획하여 조사함으로써 향후 정성·정량적 분석방법 의 확립, 해양 생물의 미세플라스틱 오염 및 위해성 등의 연구에 기초자료를 제공하고자 하였다.

## 재료 및 방법

본 연구에서 사용한 3종의 해산물은 대합(*Meretrix lusoria*), 피조개(*Scapharca broughtonii*), 미더덕(*Styela clava*)으로 부산 지역의 한 시장에서 2019년 9월에 생체로 구매하였다. 시료 전처리에 사용한 모든 초자류는 알코올과 증류수를 이용하여

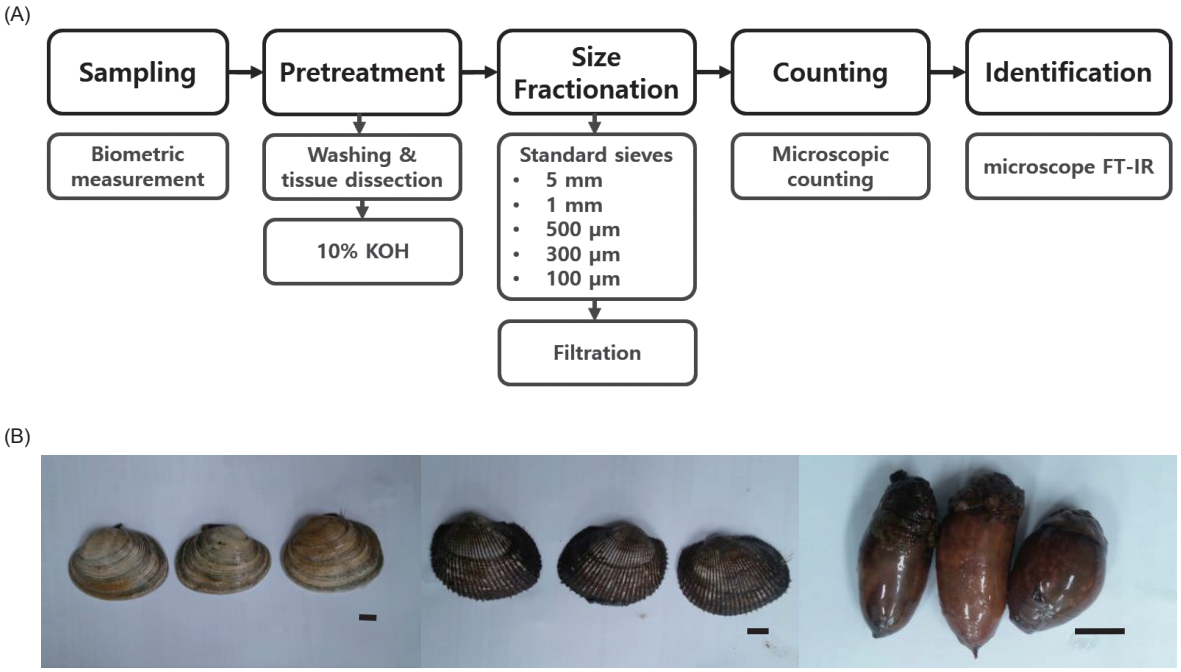


Fig. 1. (A) Schematic drawing of analytical protocol used in this study and (B) photographs of marine organisms used in this study. From left to right: clam *Meretrix lusoria*, blood arkshell *Scapharca broughtonii*, and sea squirt *Styela clava*. Scale bar=10 mm.

세척하였고, 용액은 0.45 µm 필터로 여과하여 사용하였다. 모든 생물은 일차적으로 흐르는 물로 깨끗이 세척한 후, 0.45 µm 여과지로 여과한 3차 증류수로 두 차례 추가 세척하였다. 이후 시료 전처리 작업은 생물안전작업대(CHC biolus, CHCLAB, Daejeon, Korea) 내에서 실시하였다. 전체적 분석 절차는 Fig. 1A에 도식화하였다. 이매패류는 각장과 각고를 측정한 후 해부용 도구를 이용하여 탈각하여 육질을 분리하였다. 이때 내장부를 육질부에서 따로 분리하지 않고 전체를 습중량 대비 10배 부피비의 10% KOH 분해 용액에 투입하고 40˚C에서 150 rpm으로 교반하면서7일간 유기물 분해를 실시하였다. 미더덕은 윗부분을 제외하고 외피를 제거하여 세척한 다음 크기 정보를 측정하였으며 별도의 해부없이 상기와 같은 조건으로 10% KOH 분해 용액에서 반응시켰다. 분해 산물을 망목이 5 mm, 1 mm, 300 µm, 100 µm의 표준체로 걸러주었다. 각 분획을 GF/F 여과지에 여과한 후, 60˚C에서 시간 건조하여 분석을 실시하였다. 미세플라스틱은 시료 전처리 과정에 오염될 가능성이 상당히 높기 때문에 분해용액을 대조구로 하여 상기와 같은 방법으로 동일한 실험을 최소 3반복하였다. 미세플라스틱의 정성 및 정량 분석은 실체현미경을 사용하여 1차적으로 실시하였다. 미세플라스틱은 형태에 따라 먼저 파편, 섬유, 펠렛, 필름 등으로 구분할 수 있다. 미세플라스틱의 풍도는 개/g 습중량으로 표현하였다. 각 미세플라스틱의 구성 성분 분석은 FT-IR 분광기(Thermo Fisher Nicolet iN10 MX FT-IR Microscope, Thermo FisherScientific, Waltham, MA, USA)를 사용하여 실시하였다. 해당 미세플라스틱의 스펙트럼을 확보하고 이를 플라스틱 표준물질의 라이브러리와 비교하여 구성 성분을 추적하였다.

## 결과 및 고찰

본 연구에 사용한 수산물은 연체동물인 대합과 피조개, 피낭동물인 미더덕으로 시장에서 생체로 구매하여 사용하였다(Fig. 1B). 패류는 단백질 공급원으로서 뿐아니라 각종 비타민과 무기질이 풍부한 중요한 식품으로 연간 우리나라 국민 1인당 15 kg을 소비하며(MOF, 2019), 통계에 의하면 2019년 국내 백합류, 피조개, 미더덕 생산량은 각각 18톤, 3188톤, 1179톤이었다(KOSIS, 2020). 이처럼 중요한 식품인 패류에 대한 미세플라스틱 조사는 시급하나 매우 미미한 실정이다. 세척 후, 각 개체의 길이와 높이, 생체량을 측정하였다(Table 1). 대합은 각고가 최소 54 mm에서 최대 64 mm, 각장은 최소 67 mm에서 최대 76 mm, 피조개는 최소 각고가 최소 38 mm에서 최대 48 mm, 각장은 최소 50 mm에서 최대 61 mm이었다. 미더덕은 길이가 최소 25 mm에서 최대 41 mm이었다. 유기물 분해는 개체별로 하지않고, Table 1에 명시된 대로 내장부를 분리하지 않은 육질 전체를 사용하였다. 전처리 과정 중의 미세플라스틱 오염을 최대한 방지하기 위하여 내장 분리를 실시하지 않았다. 유기물 분해에 10% KOH를 사용 하였는데 이는 KOH가 다른 산, 염기 혹은 과산화수소수에 비해 유기물 분해율이 높은 뿐아니라 플라스틱을 분해, 변형시키지 않기 때문이다(미발표 자료). 선행 연

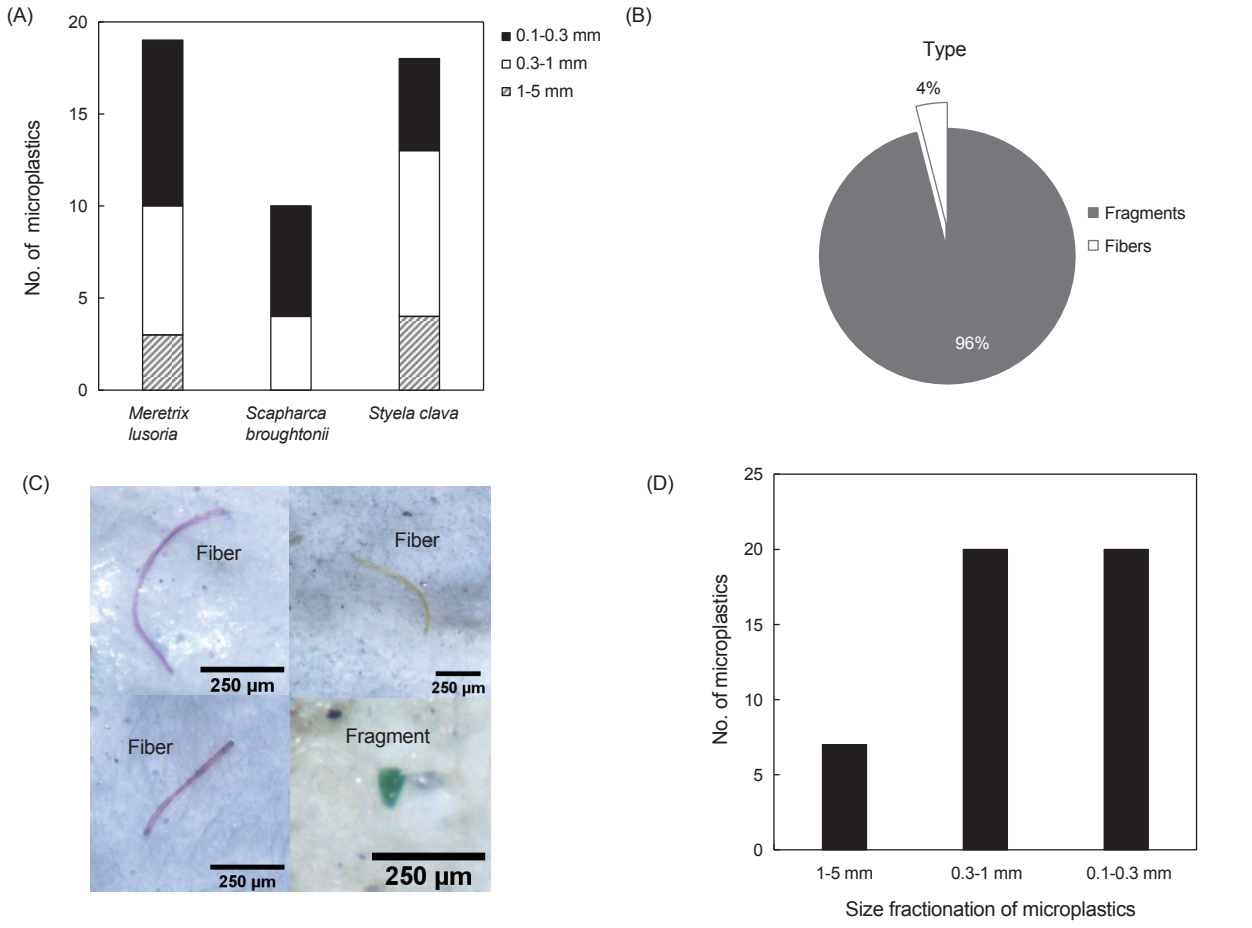


Fig. 2. Microplastics identified in the three marine organisms. Number of microplastics per organisms (A), percentage of type (B), representative images (C), no. of microplastics by size range (D).

구에 의하면 $H_2O_2$, HCl, $HNO_3$ 등이 유기물을 94%이상 분해할 수 있다고 보고 되었지만(Claessens et al., 2011), 이들 산 용액에 의해 pH에 내성이 약한 플라스틱인 폴리아마디드, 폴리스티렌, 폴리에틸렌 등은 부분적으로 분해될 수 있으며 플라스틱 입자들이 분해되어 서로 엉겨 붙는 경우도 관찰되었다(Cole et al., 2014; Avio et al., 2015; Kuhn et al., 2017; Thiele et al., 2019). 또 단백질 분해효소를 이용한 유기물 분해도 효과적인 것으로 보고되었지만 다수의 시료를 처리할 경우 일반적 산이나 염기 용액에 비용 측면에서 현실적 전처리 방법은 아니다라고 판단된다(Cole et al., 2014; Thiele et al., 2019). 분해 산물은 망목 5 mm, 1 mm, 300 μm, 100 μm의 표준체에 걸러 분획하였다. 최종 100 μm 기준으로 생물종별 분해율은 대합 96%, 피조개 97%, 미더덕 87%이었다(자료 미제시). 미더덕의 경우 머리부분에 남겨둔 외피가 상기 조건에서 분해되지 않았기 때문에 다른 두 종에 비해 상대적으로 분해율이 낮았다. 여과한 각 분획에 대해 현미경과 FT-IR microscopy로 미세플라스틱의 정성 및 정량 분석을 수행하였다. 총 3회 수행한 대조구에서는 미세플라스틱이 관찰되지 않아 실험중 미세플라스틱 오염은 없는 것

Table 1. Biometric data of clam, blood arkshell, sea squirt used in this study

| Common name | Scientific name | N | SL (mm)±SE | SH (g)±SE | TWWT (g) |
|---|---|---|---|---|---|
| Clam | *Meretrix lusoria* | 8 | 71.3±12.5 | 57.0±10.3 | 222 |
| Blood arkshell | *Scapharca broughtonii* | 10 | 54.8±12.4 | 43.2±4.0 | 185 |
| Warty sea squirt | *Styela clava* | 10 | 34.7±29.8 | - | 151 |

N, number of sample used; SL, shell length; SE, standard error; SH, shell height; TWWT, total wet weight used.

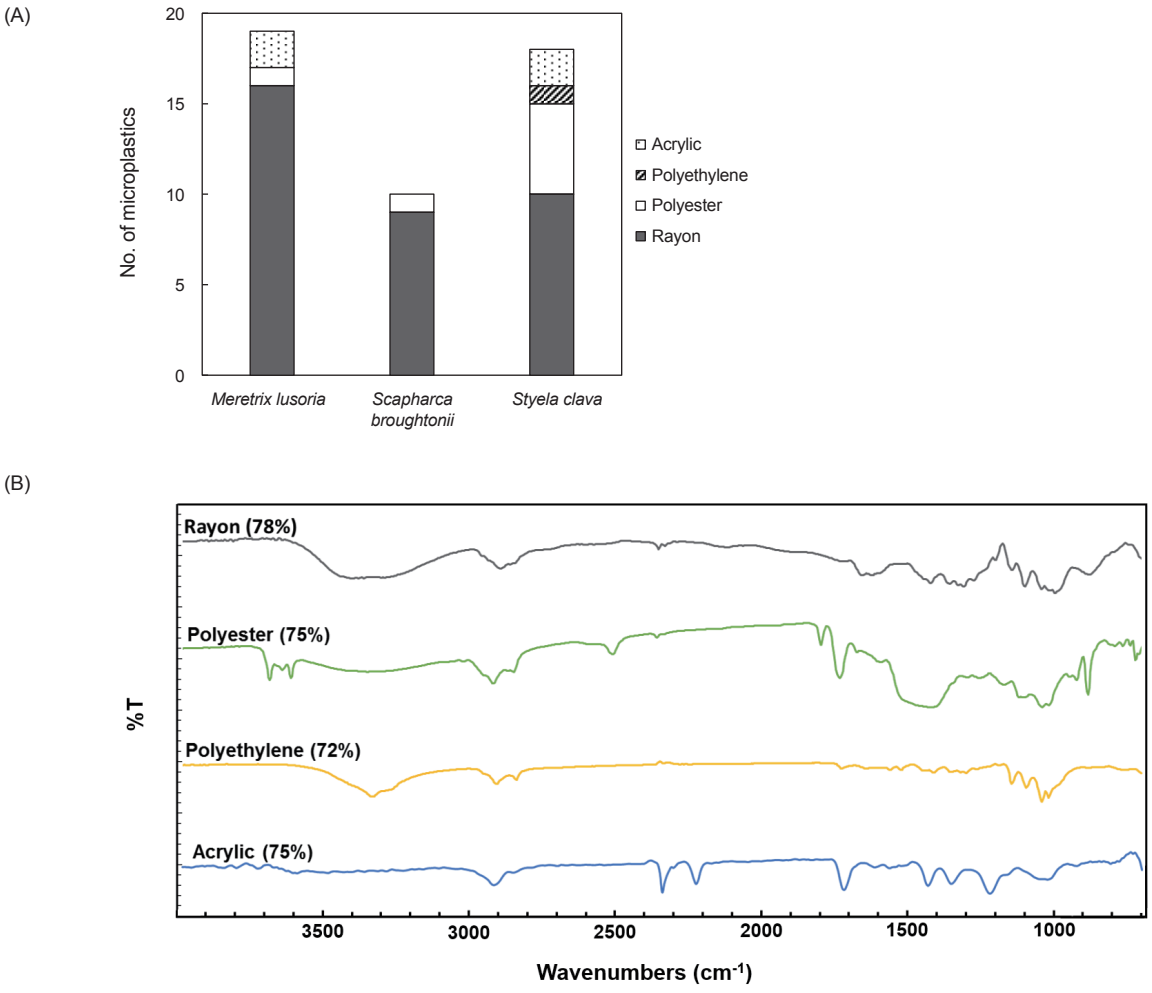


Fig. 3. (A) the composition of microplastics and (B) the representative spectra of microplastics identified in this study using Fourier transformed infrared microscopy. The number in parenthesis next to the plastics indicates the hit quality index.

으로 판단된다. 모든 생물종에서 미세플라스틱이 검출되었는데 대합 8개체(222 g)에서 19개, 피조개 10개체(185 g)에서 10개, 미더덕 10개체(151 g)에서 18개가 확인되었다(Fig. 2A). 이는 미세플라스틱 풍도가 대합 0.08개/g, 피조개 0.05개/g, 미더덕 0.12개/g이었다. 미더덕이 다른 2종에 비해 풍도가 높게 나타났는데 이는 미세플라스틱이 주로 소화기관에서 발견되고 근육에서는 거의 검출되지 않기 때문이다(Wu et al., 2020). 풍도가 가장 높은 미더덕은 다른 2종에 비해 근육 부분이 적기 때문이라 생각된다. 이매패류인 대합, 피조개와 다른 성장 조건이 미더덕의 풍도에 영향을 주는지는 추가적 연구가 필요할 것으로 판단된다. 본 연구에서 3종의 미세플라스틱 풍도는 국내 바지락 0.34개/g 보다는 낮고, 담치 0.12개/g, 가리비, 0.08개/g, 굴 0.07개/g과 상당히 유사하였으며(Shim et al., 2017), 중국의 굴 0.31개/g, 가리맛조개 0.21개/g, 긴뿔민새우 0.25개/g에 비해 상대적으로 낮은 것으로 나타났다(Wu et al., 2020). 각 생물종에서 추출된 미세플라스틱의 형태 중 섬유가 96%로 가장 우점하였다(Fig. 2B). 이 결과는 기존의 결과에 상당히 부합된다(Boucher and Friot, 2017; Wu et al., 2020). 1차 미세플라스틱인 마이크로파이버(microfiber)는 섬유의 세탁 및 기타 어구 등의 마모로 인해 해양으로 유입되는 것으로 여겨지며, 연안 미세플라스틱 오염의 주 요인이다(Boucher and Friot, 2017; Wu et al., 2020). De Falco et al. (2019)에 의하면 섬유 1 kg 당 세탁시 발생하는 마이크로파이버는 약 124-308 mg로 640,000-1,500,000개의 입자에 해당되는데 이들이 잠재적으로 해양으로 유입될 가능성이 매우 높다. 이들 마이크로파이버의 평균 지름과 길이는 각각 12-16 μm과 360-660 μm이었다. 그 다음으로 파편이 미더덕 시료에서 관찰되었으나 펠렛과 필름 형태는 관찰되지 않았다(Fig. 2C). 검출된 미세플라스틱의 크기는 100-300 μm가 43%로 가장 우점하였고, 다음으로 1000-3000 μm (37%), 1-5 mm (16%)순 이었다(Fig. 2D). 미세플라스틱의 구성 성분을 보

면, 합성 섬유 재료인 레이온과 PES가 주로 검출되었고, 그 밖에 아크릴과 PE이 관찰되었다(Fig. 3A and 3B). 특히 레이온은 반합성 셀룰로스 섬유로 해양 미세플라스틱 오염의 주 요인으로 판단되며 해양 생물이 섭식하는 것으로 알려져 있다(Cole et al., 2013; Woodall et al., 2014, 2015; Lusher et al., 2013; Wu et al., 2020). 본 조사에서 PS와 PET 등은 검출되지 않았다. 특히 미더덕에서 가장 다양한 조성의 미세플라스틱이 검출되었다. 이는 양식망에서 성장하는 미더덕이 다양한 밀도의 미세플라스틱에 노출될 가능성이 대합이나 피조개에 비해 높을 것으로 생각된다. 또한 전처리 과정에서 미더덕 머리 부분의 외피를 완전히 제거 하지 않음으로써 이를 통해 오염되었을 가능성을 완전히 배제할 수 없다고 생각된다.

본 연구를 통해 국내 수산물 3종에 대한 미세플라스틱 오염을 조사한 결과 대합 0.08개/g, 피조개 0.05개/g, 미더덕 0.12개/g의 미세플라스틱 풍도를 확인할 수 있었다. 단 본 연구 결과는 망목 100 μm 범위까지 분석 하였기 때문에 100 μm이하인 미세플라스틱에 대한 오염도 있을 것으로 생각된다. 또한 대기 중 미세플라스틱 오염을 방지하기 위하여 전처리 작업을 생물안전작업대 내에서 수행하였고, 철저히 세척을 하였으며 대조구에서 미세플라스틱의 오염은 확인되지 않았으나 생물을 통한 미세플라스틱의 외부 오염 가능성을 완전히 배제할 수는 없다. 이러한 기초 연구를 바탕으로 표준화된 해양 생물의 미세플라스틱 오염 분석 방법의 확립과 나노플라스틱(<1 μm)에 대한 연구(Boucher and Friot, 2014), 미세플라스틱의 건강 위해성 연구 등이 보다 더 체계적으로 추진되어야 우리나라 수산업 발전의 중요한 토대가 될 것으로 생각한다.

## 사 사

이 논문은 2019학년도 부경대학교 국립대학육성사업 지원비에 의하여 연구되었음. FT-IR 데이터 수집에 도움을 주신 극지연구소 김기태 박사님께 감사드립니다.

## References

Arthur C, Baker J and Bamford H. 2008. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris. NOAA Technical Memorandum. https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509.

Avio CG, Gorbi S and Regoli F. 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic sea. Mar Environ Res 111, 18-26. https//doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014.

Boerger CM, Lattin GL, Moore SL and Moore CJ. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. Mar Pollut Bull 60, 2275-2278. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007.

Boucher J and Friot D. 2014. Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*. Environ Sci Technol 48, 12336-12343. https://doi.org/10.1021/es503001d.

Boucher J and Friot D. 2017. Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. IUCN 43. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en.

Brate ILN, Hurley R, Iversen K, Beyer J, Thomas KV, Steindal CC, Green NW, Olsen M and Lusher A. 2018. *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. Environ Pollut 243, 383-393. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.077.

Chae DH, Kim IS, Song YK, Kim S and Kim SK. 2014. Development of analytical method for microplastics in seawater. The Sea 19, 88-98. https://doi.org/10.7850/jkso.2014.19.1.88.

Cincinelli A, Scopetani C, Chelazzi D, Lombardini E, Martellini T, Katsoyiannis A, Fossi MC and Corsolin S. 2017. Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): occurrence, distribution and characterization by FTIR. Chemosphere 175, 391-400. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.024.

Claessens M, Meester SD, Landuyt LV, Clerck KD and Janssen CR. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian Coast. Mar Pollut Bull 62, 2199-2204. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030.

Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Goodhead R, Moger J and Galloway TS. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. Environ Sci Technol 47, 6646-6655. https://doi.org/10.1021/es400663f.

Cole M, Webb H, Lindeque PK, Fileman ES, Halsband C and Galloway TS. 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. Sci Rep 4, 1-8. https://doi.org/10.1038/srep04528.

Comnea-Stancu IR, Wieland K, Ramer G, Schwaighofer A and Lend B. 2017. On the Identification of Rayon/Viscose as a Major Fraction of Microplastics in the Marine Environment: Discrimination between Natural and Manmade Cellulosic Fibers Using Fourier Transform Infrared Spectroscopy. Appl Spectrosc 71, 939-950. https://doi.org/10.1177/0003702816660725.

De Falco F, Pace ED, Cocca M and Avella. 2019. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. Sci Rep 9, 1-11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x.

Hantoro I, Lohr AJ, Belleghem FGAJV, Widianarko B and Ragas AMJ. 2019. Microplastics in coastal areas and seafood: Implications for food safety. Food Addit Contam Part A 36, 674-711. https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1585581.

Hong SH, Shim WJ and Hong L. 2017. Methods of analysing chemicals associated with microplastics: a review. Anal

Methods 9, 1361-1368. https://doi.org/10.1039/C6AY02971J.
Jambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, Narayan R and Law KL. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Sci 347, 768-771. https://doi.org/10.1126/science.1260352.
KIOST (Korea Institute of Ocean Science and Technology). 2015. A study on microplastic pollution in the coastal environments. Retriveved from http://www.ndsl.kr/ndsl/search/detail/report/reportSearchResultDetail.do?cn=TRKO201500013691.
KOSIS (Korea Institute of Ocean Science and Technology). 2020. Statistic database for fisheries production. Retrieved from http://kosis.kr/statisticsList/ on Jan 31, 2020.
Kuhn S, Werven BV, Oyen AV, Meijboom A, Rebolledo ELB and Franeker JAV. 2017. The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. Mar Pollut Bull 115, 86-90. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.034.
Li J, Yang D, Li L, Jabeen K and Shi H. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. Environ Pollut 207, 190-195. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018.
Liebezeit G and Dubaish F. 2012. Microplastics in beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. Bull Environ Contam Toxicol 89, 213-217. https://doi.org/10.1007/s00128-012-0642-7.
Lusher AL, McHugh M and Thompson RC. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the english channel. Mar Pollut Bull 67, 94-99. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028.
Mathalon A and Hill P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax harbor, Nova Scotia. Mar Pollut Bull 81, 69-79. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018.
Minh NH, Isobe T, Ueno D, Matsumoto K, Mine M and Kajiwara N. 2007. Spatial distribution and vertical profile of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecanes in sediment core from Tokyo Bay, Japan. Environ Pollut 148, 409-417. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.011.
MOF (Ministry of Food). 2019. Survey of seafood market year 2018. Retrieved from http://www.mof.go.kr/synap/view.do?fn=MOF_ARTICLE_26434_20190613 16b4f9ae931580&fd=202004 on Mar 2, 2020.
Mohamed Nor NH and Obbard JP. 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. Mar Pollut Bull 79, 278-283. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025.
Moore CJ. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. Environ Res 108, 131-139. https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025.
Qiu Q, Peng J, Yu X, Chen F, Wanga J and Dong F. 2015. Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: First observation on sediment of China. Mar Pollut Bull 98, 274-280. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.028.
Shim WJ, Hong SH, Cho YN, Han GM, Song YK, Jang M, Eo SE, Hong K and Andrew KJY. 2017. Research on food safety management for microplastics. Korea Institute of Ocean Science and Technology, Busan, Korea. 1-99.
Song YK, Hong SH, Jang M, Kang JH, Kwon OY, Han GM and Shim WJ. 2014. Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface microlayer. Environ Sci Technol 48, 9014-9021. http://dx.doi.org/10.1021/es501757s.
Thiele CJ, Hudson MD and Russell AE. 2019. Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: Adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. Mar Pollut Bull 142, 384-393. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.003.
van Sebille E, Wilcox C, Lebreton L, Maximenko N, Hardesty BD, Franeker JAV, Eriksen M, Siegel D, Galgani F and Law KL. 2015. A global inventory of small floating plastic debris. Environ Res Lett 10, 124006. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006.
Vianello A, Boldrin A, Guerriero P, Moschino V, Rella R, Sturaro A and Da Ros L. 2013. Microplastic particles in sediments of lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence spatial patterns and identification. Estuar Coast Shelf Sci 130, 54-61. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022.
Woodall LC, Gwinnett C, Packer M, Thompson RC, Robinson LF and Paterson GLJ. 2015. Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibres in marine sediments. Mar Pollut Bull 95, 40-46. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.044.
Woodall LC, Sanchez-Vidal A, Canals M, Paterson GLJ, Coppock R, Sleight V, Calafat A, Rogers AD, Narayanaswamy BE and Thompson RC. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. R Soc Open Sci 1, 140317. https://doi.org/10.1098/rsos.140317.
Wu F, Wang Y, Leung JYS, Huang W, Zeng J, Tang Y, Chen J , Shi A, Yu X , Xu X, Zhang H and Cao L. 2020. Accumulation of microplastics in typical commercial aquatic species: A case study at a productive aquaculture site in China. Sci Total Environ 708, 135432. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135432.
Zhao JM, Ran W, Teng J, Liu YL, Liu H, Yin XN, Cao RW and Wang Q. 2018. Microplastic pollution in sediments from the Bohai Sea and the Yellow Sea, China. Sci Total Environ 640-641, 637-645. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.346.