

물관리 환경 바이오품의 최신 연구 동향 (2부)

Water and wastewater microbiology of the upcoming era (Part 2)

지난 호의 이슈레터에서는 하폐수에서 질소를 제거하는 공정과 관련된 환경 바이오품의 최근 연구 동향을 소개하였다. mainstream anammox, 아산화질소 감축기술, comammox의 공학적 적용 등 차세대 질소 관리 기술의 과학과 공학 연구 내용의 결과를 살펴보았다. 이러한 연구주제들이 지난 수십 년간 이어져 내려온 하수처리공학의 연장선에 있는 연구였다면, 이번에 소개하는 주제들은 21세기 인류가 새롭게 직면한 환경 문제로써 앞으로 해결방안을 찾아 나아가야 할 환경 난제들이다. 영양분이 극도로 희박한 먹는 물에 형성되는 미생물 군집의 생태에 대해서 관심을 갖게 된 것은 qPCR (quantitative polymerase chain reaction), high-throughput sequencing 등 첨단 분자생물학적 기술이 환경공학 분야에 본격적으로 도입되기 시작한 2005년 이후였다. 하폐수를 통해서 자연수계로 배출되는 미세 플라스틱과 PPCP (pharmaceutical and personal care products), 항생제 내성 미생물들은 물환경의 잠재적인 위험요소로써 상수도를 통해 시민들의 건강에 악영향을 끼칠 수 있다는 사실이 학계를 통해 문제점으로 인식된 것도 2010년을 전후해서였다. 이들 주제는 안전한 먹는물의 안정적 공급과 직결되어 시민의 생명과 건강에 밀접한 연관이 있는 만큼 전세계적으로 관심이 증대되어 가는 추세이다. 하지만, 그 역사가 짧은 만큼, 아직 소수의 선구자들에 의해서 주도되고 있는 실정이며 국내에서는 본격적인 연구가 거의 진행되고 있지 않다. 이번 이슈레터를 통해, 새롭게 직면하고 있는 환경문제들을 이해하고 해결하기 위

한 환경 바이오 기술에 대한 최근 연구동향을 소개하고자 한다.

먹는물의 미생물학 (drinking water microbiology)

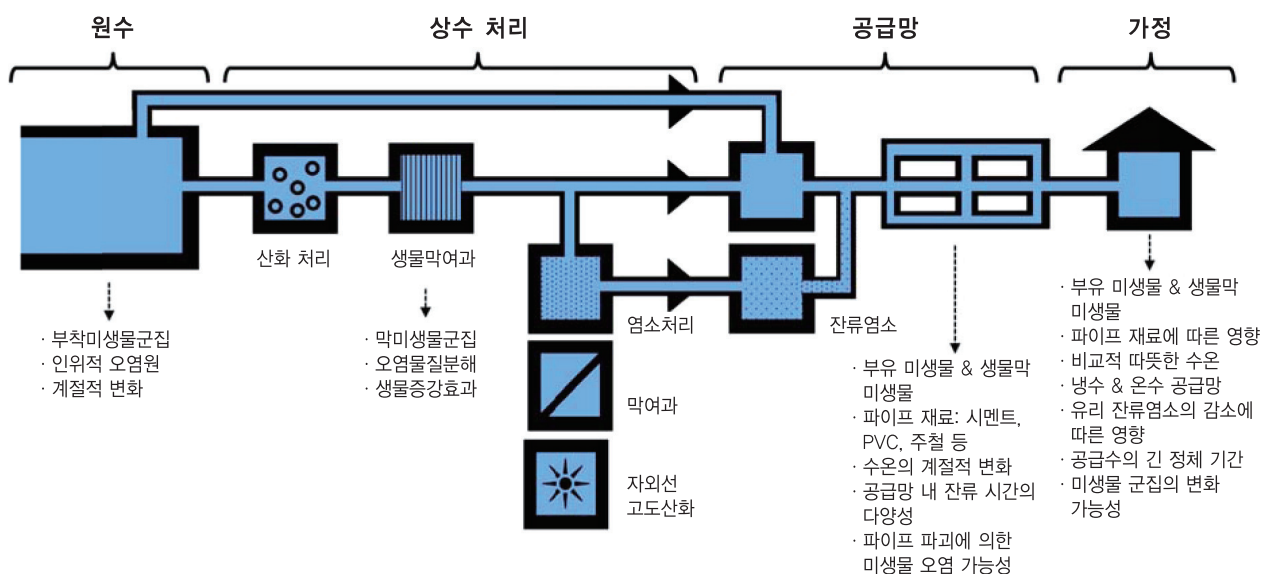
전통적으로 물과 관련된 미생물학 연구에 있어서 하수처리 시설과 지하수 정화에 비해서 상수도는 큰 주목을 끌지 못했다. 자외선(UV), 필터, 클로로아민 소독 등으로 멸균 처리된, 영양분이 극도로 희박한 먹는물에서 사용자들의 건강에 영향을 미칠 수 있을 정도의 미생물이 성장할 수 있을 것이라 생각되지 않았기 때문이다. 현행 먹는물 수질기준에도 미생물에 관한 기준은 CFU (colony forming unit) 기준으로 일반세균, 병원균의 농도에 대해서만 명시되어 있을 뿐이다. 이처럼 배양 가능한 미생물만을 관찰 대상으로 하던 시기에는 *Escherichia coli* 등 병원균의 이상 증식과 같은 특수한 돌발 상황을 제외하면 먹는물의 미생물에 대한 연구는 전무했다. 1980년대 후반부터, 각종 PCR, DNA hybridization을 기반으로 한 분자생물학 기술들이 개발되면서, 난배양성 미생물에 대한 연구가 시작되었으며, 먹는물에 극소량으로 존재하지만 사용자의 건강에 위협을 초래할 수 있는 *Legionella*, *Mycobacterium* 등의 opportunistic pathogen에 대한 관심이 증대되었다(Vaerewijck et al., 2005). 본격적으로 먹는물의 미생물학이 주목받기 시작한 것은 high-throughput sequencing 기술이 일반적인 상용화가 되기 시작한

2010년 이후였다. 454 pyrosequencing, Illumina sequencing 기술이 상용화되기 시작하면서 극소량의 DNA 만을 확보할 수 있으면 mega(10^6) 혹은 giga(10^9) 단위의 시퀀싱 정보를 얻어 미생물 군집 분석을 위한 데이터를 수집할 수 있게 되었고, 이를 이용하여 전반적인 미생물 군집의 구성과 주로 0.1% 이내의 minority population에 속하는 병원균의 존재 유무와 상대적인 위험도 등을 분석할 수 있게 되었다. 시퀀싱 기술과 분석 기술의 발전과 함께, 먹는물 마이크로바이옴에 대한 이해도 나날로 증진되고 있으며, 이제는 단지 ‘누구’를 연구하던 단계에서 벗어나 메타지놈, 메타트랜스크립토믹 연구를 적용하여 ‘어떻게’까지 이해하기 위한 연구로 확장되고 있는 단계에 이르러 있다.

먹는물, 또는 상수도의 미생물 연구에 있어서 가장 많이 연구되고 있는 주제는 원수(지하수 또는 지표수)를 처리하여 공급하는 절차에서 마이크로바이옴이 변화하는 추이에 대한 분석이다. 먹는물이 원수로부터 수돗물로 가정에 공급되기까지 상수처리와 공급의 각 단계의 마이크로바이옴을 high-throughput sequencing 기술을 적용하여 분석하는 연구가 미국, 북유럽 등 최선진국 위주로 활발하게 진행되고 있다(그림 5). 미국 University of Michigan의 Raskin 교수 연구진은 2012년에 발표

한 ES&T 논문에서, Ann Arbor 시의 상수도 시설을 대상으로 상수처리 각 단계를 거치면서 drinking water 마이크로바이옴이 변화하는 과정을 454 pyrosequencing을 이용하여 모니터링하였고, 그 결과 여과 단계가 마이크로바이옴 변화에 있어서 가장 큰 영향을 끼친다는 결과를 발표하였다(Pinto et al., 2012). 이어진 연구에서는 시공간적으로 변화하는 상수도의 마이크로바이옴을 분석하여, 공급망 내의 공간적 위치에 따른 차이보다 시간/계절적인 요소가 훨씬 큰 영향을 끼친다는 결과를 보고했다(Pinto et al., 2014). 또한 University of Illinois의 Liu 교수 연구진은 shotgun metagenome sequencing 기술을 이용, 상수처리시설, 상수도 공급망 내에서 일어나는 미생물 반응을 예상하는 연구내용을 2017년 Environmental Microbiology 저널에 발표하여, 보다 다각적으로 먹는물의 마이크로바이옴을 분석하는 방법을 제시하였다(Zhang et al., 2017).

상수처리, 공급 방법의 차이에 따른 전반적인 미생물 군집, 특정 미생물 집단의(질산화균, 병원균, Eukaryotic pathogen 등) abundance 등도 주요 관찰 대상이다. 북미, 구미, 아시아의 선진국(한국 및 일본)만을 그 관찰대상으로 한정할 때 먹는물을 처리하는 공정에서 가장 큰 차이가 나타나는 부분은 염소(Cl_2)



[그림 5] 먹는물 마이크로바이옴 연구의 대상으로서의 상수도 관망의 모식도. (Proctor and Hammes, 2015에서 인용)

의 첨가 유무이다. 염소는 물의 NH_4^+ 와 반응하여 미생물에 대한 독성을 가지는 클로로아민을 형성하는데 상수도 안에서 잔류 클로로아민이 미생물의 재성장을 저해하는 추가적인 효과를 얻을 수 있는 것으로 수십년동안 알려져 왔다. 미국의 상수처리 시설이나, 이를 모델로 설계된 한국, 일본의 시설들은 상수도로 먹는물을 공급할 때 대부분 염소 계열의 소독제를 첨가하지만, 덴마크와 스위스 등의 지하수를 주된 상수원으로 하는 유럽의 선진국에서는 소독제의 첨가 없이 마실 물을 공급한다는 점에서 큰 차이를 보인다. 이러한 상수처리시설에서는 바이오필터(급속모래여과기, 활성탄소 여과기 등)를 이용해서 미생물의 생장에 쓰일 수 있는 영양분을 제거한 후 상수도로 먹는 물을 공급하여 미생물의 재성장을 막는다. 미국 University of Colorado의 Hull 교수와 Pace 교수의 공동 연구진은 미국 New Orleans 지역의 상수도의 마이크로바이옴을 체계적으로 분석하여 클로로아민 소독으로 인해서 오히려 *Mycobacterium*, *Legionella* 등의 병원균이 경쟁에 있어서 우위를 점하게 될 수도 있다는 가능성을 2019년의 ES&T 논문에서 밝혔다(Hull et al., 2017). EAAG의 Hammes 교수 연구진은 염소 소독제를 전혀 사용하지 않는 상수처리시설로부터 공급되는 물의 마이크로바이옴을 상수도망 내의 예상 체류시간 별로 분석하여 영양분 부족으로 인해서 미생물 군집이나 개체수의 변화가 크게 나타나지 않는다는 사실을 확인한 바 있다(Lautenschlager et al., 2013). 하지만, 주민의 건강과 직결된 중요한 이슈인 만큼 보다 체계적이고 다각적인 연구를 통해 염소 처리의 효용성을 관찰해볼 필요성이 인식되고 있다.

이 외에도, 상수도관망의 바이오필름 형성에 의한 병원성 미생물 증식 가능성, 상수도망 내의 comammox 박테리아의 존재, 상수도관의 바이오필름 생성으로 인한 병원균 증식 가능성, Eukaryotic predation으로 인한 상수도망 내의 미생물 군집 변화 양상, 암모니아 제거 촉진을 위한 질산화 공정 개선, 등의 다양한 주제로 먹는물의 미생물학 연구가 활발하게 진행되고 있다. 세계 전 인류의 공영을 위해서 보다 안전한, 보다 경제적인 먹는물을 공급하는 것이 시급한 과제라는 것이 전세계적인 공

감대를 얻고 있는 지금, 국내에서도 먹는물의 미생물학에 대한 연구가 개시되어야 할 것이다.

새로운 수질오염물질에 대한 대처

- 미세플라스틱과 PPCP, 항생제 내성 미생물

최근 연구에 따르면 하수처리장은 미세플라스틱을 환경에 배출하는 주요한 점오염원 중 하나로 알려져 있다. 미세플라스틱은 5 mm 미만의 작은 플라스틱으로 처음부터 미세플라스틱으로 제조되거나, 기계적인 풍화 혹은 광분해 등의 작용을 통해 플라스틱 제품이 부서지는 과정에서 생성된다(Napper et al., 2015; van Wezel et al., 2016). 일반적인 종말하수처리장에서는 하루 평균 2×10^6 개의 입자(연당 총 부피: $5 \times 10^7 \text{ m}^3$)가 방류수를 통해 배출된다(Sun et al., 2019). 하수처리장에 유입되는 미세플라스틱의 대부분은 치약, 세정제 등에 포함되어 있는 마이크로비드(microbead)나 합성성유로부터 떨어져 나온 마이크로파이버(microfiber)로, 폴리에틸렌, 폴리젯산, 폴리프로필렌, 폴리스틸렌, 폴리에스터, 폴리아미드 등의 다양한 폴리머로 구성되어 있다. 유입수와 방류수에서 발견되는 30종의 미세플라스틱 중에서 대부분은 일상생활에서 자주 사용되는 4종의 폴리머(폴리에스터, 폴리에틸렌, 폴리에틸렌프탈레이트, 폴리아미드)가 가장 빈번하게 발견되고 그 외의 플라스틱은 5% 이내로 발견된다고 한다(Lares et al., 2018; Ziajahromi et al., 2017).

대부분 미세플라스틱과 관련된 연구는 미세플라스틱을 검출하기 위한 전처리 기술과 판별(identification) 결과에 대한 내용이 주를 이루고 있다. 여전히 환경 매체별 미세플라스틱 검출 표준공정시험법이 정립되지 않았기 때문에 하수처리장 내에서 미세플라스틱의 거동의 특성 및 공정에 따른 제거 효율에 대한 연구 속도가 더딘 편이다. 미세플라스틱의 제거 메커니즘은 흡착과 분해이며, 하수처리장에서의 평균 제거 효율은 88%(3차 처리시설 보유시 97% 이상)으로 알려져 있다. 하수처리장 공정 단계에 따라 그 효율이 다르다(그림 6). 1차 처리에서는 상

대적으로 무거운 플라스틱이나 고형분(solid floc)에 흡착되어 중력에 의해 가라앉아 2-50%가 제거된다(Dris et al., 2015). 이 과정에서 1000-5000 μm 크기의 미세플라스틱은 급격히 줄어들며, 조각(fragment) 형태보다 섬유(fiber) 형태가 흡착될 확률이 높기 때문에 더 쉽게 제거된다(Murphy et al., 2016; Ziajahromi et al., 2017). 2차처리에서는 슬러지 플록(sludge floc) 혹은 세균의 EPS (extracellular polymeric substance)에 의해 흡착되거나 응집제 처리에 따른 응집과정에서 동시에 제거되어 0.2-14% 제거된다(Murphy et al., 2016; Scherer et al., 2018). 생물학적 플록과 화학적 플록(응집)에 의해 제거되는 기작이 주를 이루다보니 체류시간(retention time)이 제거효율에 중요한 인자로 작용하게 된다. 2차 처리에서는 조각 형태가 섬유 형태가 더 잘 제거되며 500 μm 이상의 미세플라스틱은 거의 제거되어 발견하기 어렵게 된다(Dris et al., 2015; Mintenig et al., 2017). 마지막으로 분리막 등의 3차 처리과정에서는 20-100 μm 크기의 미세플라스틱이 주로 제거되며 미세플라스틱의 대부분이 제거된다(Talvitie et al., 2017). 다만 섬유 형태의 미세플라스틱은 분리막을 통과하기 용이하기 때문에 방류수로 배출되는 상당수의 미세플라스틱은 20 μm 미만의 섬유 형태의 미세플라스틱으로 알려져 있다(Ziajahromi et al., 2017).

미세플라스틱이 하수처리장의 공정 효율과 운전 설계에 미치는 영향에 대해서는 아직 알려져 있지 않지만, 미세플라스틱을 배출하는 주요한 점오염원으로써 하수처리장에서의 미세플라스틱의 관리에 대해서는 지금부터라도 고민이 필요한 시점이다. 특히 방류수로 배출되는 미세플라스틱 외에도 하수처리장에서 제거되는 대부분의 미세플라스틱은 슬러지에 포함되어 폐기물 형태로 밖으로 배출되기 때문에 미세플라스틱에 의한 2차 오염을 발생시킬 수 있을 가능성이 있다. 지금부터라도 미세플라스틱에 대한 관리를 고민해볼 시기이다.

PPCP (pharmaceutical and personal care products)는 최근 부각되고 있는 오염물질로써, 일반적으로 의약(항생물질, 항간질제, 진통제, 항염증제 등), 화장품(향수, 선크림 등), 개인 위생제품(방충제 등)과 식품(보존료 등)에 포함되어 있는 물질이다

(Sun et al., 2014). 이 물질들은 몸에서 충분히 대사되지 않아 대변과 소변으로 배출되거나 세정 과정에서 오수와 하수에 포함되어 하수처리장에 유입되게 된다. 최근 연구에 의하면 PPCP 물질의 수생태계에서의 농도는 1 $\mu\text{g/L}$ 미만의 매우 작은 농도로써 일반적인 하수처리장에서 처리 되지 않고 그대로 방류되어 수생태계에 부정적인 영향을 미칠 수 있다고 알려져 있다(Yang et al., 2011).

대부분의 하수처리장은 일상적으로 PPCP 분석하는 장비를 보유하고 있지 않을 뿐더러 규제대상이 아니었기 때문에 하수처리시설에서의 PPCP의 농도나 거동에 대한 정보는 매우 제한적이다. 일반적으로 하수의 특성에 따라 유입수의 특성에 따라 유입되는 PPCP의 종류와 농도가 달라지며, 유입수에서 측정이 된다고 해도 방류수에서는 미량이거나 검출한계 미만으로 검출된다고 알려져 있다. 2009년 국립환경과학원에서 실시된 PPCP 30종에 대한 일부 하수처리장의 조사 결과에 따르면 유입수에서 acetaminophen, caffeine, ciprofloxacin 등 8종의 PPCP를 확인하였으며, 3종은 상대적으로 높은 수준(25 $\mu\text{g/L}$ 이상)으로 확인되었으나 대부분 0.2 $\mu\text{g/L}$ 미만으로 매우 낮은 농도로 측정되었다(국립환경과학원, 2009). 유출수에서는 생분해가 어려운 조영제에 사용되는 iopromide (9 $\mu\text{g/L}$)를 제외하고 대부분 1 $\mu\text{g/L}$ 미만으로 유출되었다.

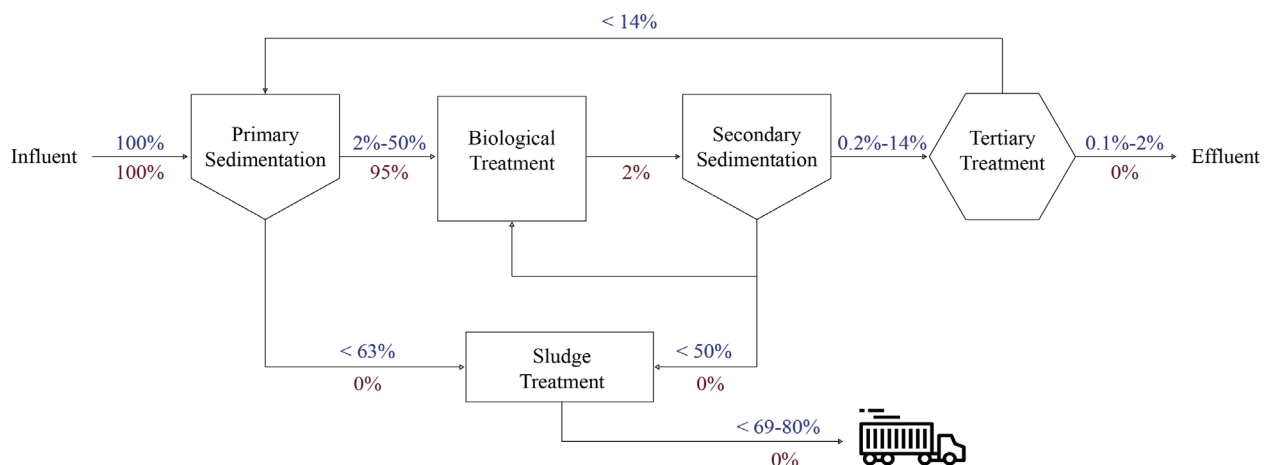
하수처리장에서의 PPCP 제거 효율에 대한 내용은 유입수와 방류수의 농도 차이에 기초하여 제시하는 보고가 대부분이기 때문에 제거 메커니즘에 대한 연구는 여전히 매우 부족하다. PPCP 종류가 다양하다 보니 각각 PPCP 제거 기작을 연구하기 위해서는 전체 공정에서 바라보기보다 개별 단위 공정에서 제거효율을 보는 것이 중요하다. 기본적으로 소수성의 PPCP는 흡착 혹은 응집에 의해서 상대적으로 분해가 잘되나, 친수성의 PPCP는 고도산화기술과 같은 추가 처리 기술이 필요하다(Kosma et al., 2010). 일반적으로 응집, 침전, 모래여과가 포함된 하수처리 공정은 PPCP 처리 효율이 30% 미만으로 알려져 있으며, GAC (granular activated carbon)와 오존처리가 포함되어 있는 공정에서는 대부분의 PPCP를 제거할 수 있다고 알려져

있다(Huerta-Fontela et al., 2011; Lin et al., 2016; Zwiener and Frimmel, 2000). 카페인의 경우 침전에 의한 제거 효율은 낮으나 슬러지의 흡착과 분해에 의해 상당수가 제거되어 GAC와 고도산화처리 없이도 제거 효율이 상당히 높지만(그림 6), sulfamethoxazole은 3차 처리(GAC 혹은 고도산화처리) 이전에 60% 미만인 효율이 3차 처리 후 제거 효율이 92% 이상 향상되는 것을 알 수 있다(Gao et al., 2016). 유입수에 포함되어 있는 주요 PPCP에 대한 정보를 알 수 있다면 적절한 공정을 추가하여 PPCP 제거 효율을 높일 수 있겠지만, 여전히 PPCP 각각의 제거 메커니즘에 대한 명확한 연구가 부족하고 3차처리시설의 운영 비용 문제로 적절한 공정 선택에 어려움이 있다. 최근 과립 형 미디어 필터를 변환하여 간단하게 제작할 수 있는 바이오 필터가 PPCP 제거 효율을 30-70% 향상시킬 수 있다는 보고가 있어 적용해볼 가치가 있다(McKie et al., 2016).

기존 하수처리장은 유기물, 부유물질, 영양염류를 제거하기 위해 설계되었지만, 하수처리장으로 유입되는 고농도의 PPCP는 처리되지 않은 채로 방류되어 수환경과 먹이사슬에 유입되어 심각한 영향을 끼칠 수 있다. 그러나 여전히 하수처리장에서 PPCP의 제거 메커니즘 및 생물학적 처리 과정에서 이들의 제어 효과에 대한 정보는 제한적이다. 최근 분리막, 활성탄 및 AOP와 같은 일부 3차처리 기술이 PPCP 제거에 널리 채택되어

왔으나 단위 공정의 제거 성능과 운영 비용을 고려하여 지속가능한 하수처리장 운영까지 생각한다면 추가적인 연구가 필요해 보인다. 따라서 하수처리장에서의 생물학적 공정의 성능, 공정 안정성 및 미생물 군집 구조에 대한 PPCP의 영향을 평가할 필요가 있다. 이렇게 확보된 결과는 다양한 공정 설계 및 운전 인자 변경으로 하수처리장 운전 최적화를 하기 위한 이론적 근거를 제공할 수 있으며, 더 나아가서 수환경과 생태계를 보호할 수 있을 것이라 생각한다.

항생제 내성 미생물(antibiotic resistant microorganism, ARM)과 내성 유전자(antibiotic resistant genes, ARG)는 전 세계적으로 사람, 음식, 동물, 식물 및 환경에서 급속한 속도로 퍼지고 있다. 이러한 현상은 항생제를 사용하는 질병 치료 효율을 감소시켜 보건의료에 사용되는 사회경제적 비용을 천문학적으로 증가시킬 것으로 예상되고 있어 세계보건기구(World Health organization)에서도 주요한 공중 보건 문제로 지정하여 엄격한 관리를 각 당국에 요청하고 있다(Barancheshme and Munir, 2018). 항생제 내성 분포의 지리적 특성 혹은 시간적 변화가 공중 보건에 미치는 영향에 대한 장기간 연구 결과, 하수처리장이 인간이 사용하는 항생제가 환경으로 유출되는 가장 중요한 경로로 보고되고 있다(Manaia et al., 2018). 이러한 결과를 바탕으로 일부 환경공학자를 중심으로 ARM과 ARG도 하수처리장



[그림 6] 하수처리장에서 미세플라스틱(Lares et al., 2018)과 카페인(PPCP 대표 물질)의 공정별 제거 효율 (Gao et al., 2016)

에서 관리해야 할 신규오염물질로 고려해야한다는 의견이 제시될 정도로 항생제 내성 미생물과 유전자가 오염원으로써 관심이 증가하고 있다(Pruden et al., 2006).

유입수에 포함되어 있는 ARM은 하수처리장의 생물반응조 내 슬러지 미생물군집과 생존 경쟁을 통해 일부는 슬러지 중 일부로 대체되고, 사멸된 ARM에 포함된 ARG는 수평적 유전자 이동(horizontal gene transfer)을 통해 슬러지 내 균주에 흡수되어 새로운 ARM이 발생 되기도 한다(R. Marano, 2017). 이런 과정이 반복되고 진화(혹은 돌연변이) 과정을 거치면서 하수처리장 내 ARM과 ARG의 다양성과 풍부도는 운영 시간과 비례적으로 증가하여 하수처리장은 자연스럽게 ARM의 종자 은행(seed bank)이 될 가능성이 높은 구조로 운영되고 있다(Manaia et al., 2018). 이렇게 위험한 시나리오를 인지함에도 ARM을 선택적으로 제어하는 하수처리장의 운영 인자에 관한 정보는 아직까지 알려진 바가 없다. 하수처리장에서의 ARM과 ARG의 거동에 대한 연구는 기술적으로도 매우 복잡하고, 무수한 외부 요인(유입수, 계절, 공정 등)에 영향을 받기 때문에 실제 시스템에서 실시간으로 모니터링하기도 매우 까다롭다. 국내외 연구진들은 다부처 협동 프로그램으로 하수처리장에서 ARM과 ARG의 분포 및 특성 연구가 진행되고 있으나, 아쉽게도 국내 연구는 일부 하수처리장에 집중되어 하수처리장 특성(지역, 계절, 유입수, 공정 등)에 따른 ARM과 ARG에 미치는 영향에 대한 정보가 다소 부족하다. 이제부터라도 ARM과 ARG를 주요한 공중보건 문제 혹은 잠재적 오염원으로 인식하고 하수처리장에서의 체계적인 연구를 통해 미래수질관리전략에 한 축이 되었으면 한다.

맺음말

지난 두 회에 걸쳐서 환경 바이오기술의 최근 연구동향에 대해서 소개하였다. 이처럼 최근의 환경 바이오기술의 연구방향은 need pull and technology push의 경향이 동시에 나타난다. 새로운 환경오염물질의 위해성, 또는 자연환경이나 인간의 건

강 증진을 위한 필요성의 인식으로 인해 새로운 연구 주제가 계속적으로 생겨나는 한편, 새로운 분석기술, 분자생물학적 기술, DNA 시퀀싱 기술의 개발에 의해서도 새로운 연구개발 가능성이 열리고 있다. 국내의 환경 바이오기술 연구는 혐기성 소화를 통한 메탄 생산, 멤브레인 파울링, 미세조류 배양 등 유행에 따른 연구에 그 역량이 집중되어 학계의 리더들의 연구에 한발씩 늦어왔던 것이 사실이다. 대중의 환경에 대한 인식도 상하수도, 미세먼지, 녹조 등 주로 단기적으로 인간이나 자연환경의 건강에 가시적인 영향을 줄 수 있는 문제에 집중되어 왔다. 이는 우리나라가 1980년대 이래로 30여년간 신흥국으로 선진국의 기술을 도입하고 추격하는 단계에 있었기 때문에 어쩔 수 없었을 것이다. 하지만 대한민국이 최선진국의 반열에 어깨를 나란히 하게 된 지금, 이제는 환경 연구에 있어서도 이전과는 다르게 접근할 필요가 있다. 한반도를 넘어서 전지구적 환경문제에 대한 책임을 인식하고 이에 대한 해법을 찾는 선도적인 연구를 개척해야 할 필요가 있다. 또한 기존의 효율을 5%, 10% 올리는 데 치중하는 연구가 아닌, 완전히 새로운 접근법을 환경기술에 접목시켜 100%를 새로 만들어내는 창조적인 연구를 지향할 필요가 있다. 선배 연구자들이 피땀 흘려 닦아놓은 국내의 기반을 바탕으로 전세계의 선도적인 연구자들과의 협업 연구 네트워크에 적극 참여하는 방향으로 이를 밀어줄 수 있는 과학적 기술을 확보해야 할 것이다.

Reference

- Barancheshme, F., Munir, M., 2018. Strategies to combat antibiotic resistance in the wastewater treatment plants. *Frontiers in Microbiology*, vol. 8, pp. 2603
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, vol. 12, pp. 592–599.
- Gao, J., Huang, J., Chen, W., Wang, B., Wang, Y., Deng, S., Yu, G., 2016. Fate and removal of typical pharmaceutical and personal care products in a wastewater treatment plant from Beijing: a mass balance study. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, vol. 10, pp. 491–501.
- Huerta-Fontela, M., Galceran, M. T., Ventura, F., 2011. Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water

treatment, *Water Research*, vol. 45, pp. 1432–1442.

Hull, N. M., Holinger, E. P., Ross, K. A., Robertson, C. E., Harris, J. K., Stevens, M. J., Pace, N. R., 2017. Longitudinal and source-to-tap New Orleans, LA, U.S.A. drinking water microbiology. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, pp. 4220–4229.

Kosma, C. I., Lambropoulou, D. A., Albanis, T. A., 2010. Occurrence and removal of PPCPs in municipal and hospital wastewaters in Greece. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 179, pp. 804–817.

Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., Sillanpää, M., 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, vol. 133, pp. 236–246.

Lautenschlager, K., Hwang, C., Liu, W.-T., Boon, N., Köster, O., Vrouwenvelder, H., Egli, T., Hammes, F., 2013. A microbiology-based multi-parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks. *Water Research*, vol. 47, pp. 3015–3025.

Lin, T., Yu, S., Chen, W., 2016. Occurrence, removal and risk assessment of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP) around Taihu Lake in China. *Chemosphere*, vol. 152, pp. 1–9.

Manaia, C. M., Rocha, J., Scaccia, N., Marano, R., Radu, E., Biancullo, F., Cerqueira, F., Fortunato, G., Iakovides, I. C., Zammit, I., Kampouris, I., Vaz-Moreira, I., Nunes, O. C., 2018. Antibiotic resistance in wastewater treatment plants: tackling the black box. *Environment International*, vol. 115, pp. 312–324.

Marano, R., Cytryn, E., 2017. The mobile resistome in wastewater treatment facilities and downstream environments, *Antimicrobial Resistance in Wastewater Treatment Processes*, pp. 129

McKie, M. J., Andrews, S. A., Andrews, R. C., 2016. Conventional drinking water treatment and direct biofiltration for the removal of pharmaceuticals and artificial sweeteners: a pilot-scale approach. *Science of The Total Environment*, vol. 544, pp. 10–17.

Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S., Gerdts, G., 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, vol. 108, pp. 365–372.

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B., 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, pp. 5800–5808.

Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 99, pp. 178–185.

Pinto, A. J., Xi, C., Raskin, L., 2012. Bacterial community structure in the drinking water microbiome is governed by filtration processes. *Environmental Science & Technology*, vol. 46, pp. 8851–8859.

Pinto, A. J., Schroeder, J., Lunn, M., Sloan, W., Raskin, L., 2014. Spatial-temporal survey and occupancy-abundance modeling to predict bacterial community dynamics in the drinking water microbiome. *mBio*, vol. 5, pp. e01135–14.

Proctor, C. R., Hammes, F., 2015. Drinking water microbiology—from measurement to management. *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 33, pp. 87–94.

Pruden, A., Pei, R., Storteboom, H., Carlson, K. H., 2006. Antibiotic resistance genes as emerging contaminants: studies in Northern Colorado. *Environmental Science & Technology*, vol. 40, 23, pp. 7445–7450.

Scherer, C., Weber, A., Lambert, S., Wagner, M., 2017. Interactions of microplastics with freshwater biota. *Freshwater Microplastic*, pp. 153–180.

Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., Ni, B.-J., 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal. *Water Research*, vol. 152, pp. 21–37.

Sun, Q., Lv, M., Hu, A., Yang, X., Yu, C.-P., 2014. Seasonal variation in the occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products in a wastewater treatment plant in Xiamen, China. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 277, pp. 69–75.

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O., 2017. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, vol. 123, pp. 401–407.

Vaerewijck, M. J. M., Huys, G., Palomino, J. C., Swings, J., Portaels, F., 2005. Mycobacteria in drinking water distribution systems: ecology and significance for human health. *FEMS Microbiology Reviews*, vol. 29, pp. 911–934.

Van Wezel, A. V., Caris, I., Kools, S. A. E., 2016. Release of primary microplastics from consumer products to wastewater in The Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 35, pp. 1627–1631.

Yang, X., Flowers, R. C., Weinberg, H. S., Singer, P. C., 2011. Occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in an advanced wastewater reclamation plant. *Water Research*, vol. 45, pp. 5218–5228.

Zhang, Y., Oh, S., Liu, W.-T., 2017. Impact of drinking water treatment and distribution on the microbiome continuum: an ecological disturbance's perspective. *Environmental Microbiology*, vol. 19, pp. 3163–3174.

Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., Leusch, F. D. L., 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*, vol. 112, p. 93–99.

Zwiener, C., Frimmel, F. H., 2000. Oxidative treatment of pharmaceuticals in water. *Water Research*, vol. 34, pp. 1881–1885.

환경 중 의약품질 배출원 및 거동연구, 국립환경과학원, 2009

대한상하수도학회-한국물환경학회 통합 미래위원회

위원장 | 남경필, 최용주

위 원 | 권세윤, 김민철, 김상현, 김우열, 김연주, 김영모, 김은주, 김이중, 김정원, 김지혜, 김형일, 박성직, 박제량, 박주영, 박찬혁, 배성준, 배효관, 송재민, 신승구, 윤석환, 이윤호, 이재상, 이창하, 이태권, 정석희, 정성필, 조강우, 조경진, 조은혜, 최용주, 최정권, 한창석

Water4FutureCity 2020년 4호

※ 이번 2020년 4호는, KAIST 윤석환, 명재욱, 연세대학교 이태권 교수가 집필하였습니다.

한국물환경학회 서울특별시 종로구 삼봉로 81 두산위브 파빌리온 1137호

Tel. 02-389-4250 | Fax. 02-385-3702 | E-mail, kswe@kswe.org

대한상하수도학회 서울특별시 강남구 광평로 280 로즈데일빌딩 1323호

Tel. 02-507-1170 | Fax. 02-502-1170 | E-mail, ksww@ksww.or.kr

※ 본 이슈레터는 2019년 1호부터 대한상하수도학회와 한국물환경학회가 공동으로 운영하는 통합 미래위원회에서 발간합니다.