

물환경 모니터링 및 검출을 위한 센서 기술

Sensor Technologies Used for Monitoring and Detection in Water Environment

최근 물환경 산업 및 기술 분야에서 전통적인 분석 기술에서 벗어나, AI 등의 IT 기술의 발전과 더불어 센서 기술의 발전은 물환경 모니터링 분야의 현장, 휴대용, 실시간 검출을 가능하게 하고 있다. 따라서 이번 이슈레터에서는 센서 기술의 기본적인 정의, 구성, 종류 등을 알아보고 이러한 기술이 물환경 모니터링 및 검출에 어떻게 적용되고 있는지를 정리하였다.

우선, 센서는 다양한 의미로 사용되고 있지만, 일반적으로 검출 대상의 양을 측정이 용이한 신호로 변환시키는 변환기(Transducer)를 의미하는 경우가 많다. 이에 생물학적인 특이성을 활용하여 선택성을 높여주는 바이오센서가 있으며, 이러한 리셉터의 존재로 센서의 활용도가 높아지며 학문적인 가치도 상승한다고 판단된다. 따라서 바이오센서의 정의와 구성요소들을 설명하고 더불어 단순 변환기를 이용하는 센서의 의미(광학 센서 등)도 함께 비교 정리하였다.

이어서, 본 이슈레터에서는 바이오센서의 미생물 검출 활용, 압타머센서(바이오센서의 종류)의 미량오염물질 검출 활용, 미생물 센서의 수환경 모델링 활용, 광학 센서의 수처리 막공정 활용의 예를 정리하였다.

센서 및 바이오센서의 정의 및 구성

바이오센서의 정의

바이오센서는 특정한 물질의 정량 분석 결과를 제공하는, 단독으로 존재하며 한 장치에 종합된 방법이며, 생물학적 특이성을 기반으로 시료와의 직접적인 접촉 이후 신호변환(Transduction 또는 Signal transduction)의 결과로 신호를 얻는 방법이다. 이때 바이오센서는 바이오물질분석시스템(Bioanalytical system)과는 다른 개념인데, 바이오물질분석시스템은 유전물질이나 단백질과 같은 바이오물질을 정성 또는 정량 분석하는 시스템을 뜻한다. 반면, 바이오센서는 리셉터(receptor)와 변환기(transducer), 두 가지 부분으로 나뉘는데, 리셉터는 인식(recognition)을 담당하는 특정 생물학적 요소를 의미하며, 자연적으로 존재하는 생물학적 물질의 고유한 특이성을 활용하여 분석대상물질의 포획을 할 수 있게 한다. 자연계에 존재하는 생물학적 물질의 특이성이 바이오센서의 특징이자 장점이라고 할 수 있다. 변환기(Transducer)는 리셉터(receptor)에 의한 포획 후 신호를 전달하는데 이 신호를 우리가 원하는 형태, 즉 분석

하기 쉬운 형태의 신호로 바꿀 수 있다. 예를 들어 물질의 농도는 전기적(전류, 전압 등), 기계적(열, 진동 등), 전자기적(빛, 스펙트럼 등), 화학적 에너지로 변경이 가능하며 이러한 변경이 변환기가 하는 일이다.

센서의 정의

앞서 설명한 바와 같이 센서는 다양한 의미로 사용되고 있으며, 바이오센서까지 포함한 의미로 종종 사용된다. 본 이슈레터에서는 센서의 정의를 특정 리셉터를 포함하지 않는 변환기로 그 의미를 한정하였다. 따라서 생물학적인 리셉터를 포함하지 않더라도, 검출하고자 하는 물질 또는 타겟의 양을 측정이 용이한 신호로 변환시키는 변환기를 의미한다. 예를 들면, 이슈레터의 마지막 활용 예인 수처리 막공정 검출 센서는 광학 센서로서 CCD 카메라 등을 활용하여 분리막의 변화를 검출해내는 센서가 이 종류에 속한다고 볼 수 있다.

센서 및 바이오센서의 구성

아래 그림 1에 나타난 바와 같이 바이오센서는 4가지 컴포넌트를 가지고 있는데 (1) 분석물질 또는 시료, (2) 시료핸들링, (3) 분석대상 인식, (4) 신호처리로 나눌 수 있다.

1) 분석물질 또는 시료

바이오센서의 대상 분석물질은 화학물질(독성물질, 환경호르몬 등 미량오염물질 및 이온류) 및 바이오물질(DNA, 단백질, 펩타이드, 미생물) 모두 포함한다. 미생물 바이오센서의 경우,

미생물의 유전체(genomic) DNA 또는 RNA, 미생물 단백질, 미생물 세포 전체가 분석대상이 된다.

2) 시료 핸들링

바이오센서는 하나로 통합된 장치이므로 시료핸들링을 통해 시료를 인식/검출의 리셉터 부위로 어떻게 가져가느냐 하는 것도 중요한 요소이다. 마이크로플루이드스 및 맵스기술 발전이 이러한 시료핸들링 발전을 견인하고 있다.

3) 분석대상 인식

바이오센서의 특징적인 부분으로 바이오물질이 가지고 있는 자연적인 특이성을 활용하는 부분으로서 DNA-DNA 상보결합, 항원-항체 결합, 압타머-미량물질 결합 등이 그 예이다. 앞서 예를 든 광학 센서의 경우 (3)리셉터 부분이 생략되어 있다.

4) 신호처리

대상물질의 농도는 분석하기 쉽도록 신호변환을 통해 검출을 하게 되는데, 전기화학적 신호, 형광 신호, 광학 신호 등이 가장 활용도가 높다.

바이오센서의 미생물 검출 활용

미생물 센서 기술은 바이오모니터링, 바이오센서 등 다양한 이름으로 알려져 있으며, 이들은 생물학적 개체 분석을 의미하고 다양한 방법을 채택하여 목적을 이룰 수 있는 기술이다. 본 이슈레터에서 미생물 센서 기술은 미생물이 검출 대상이 되는

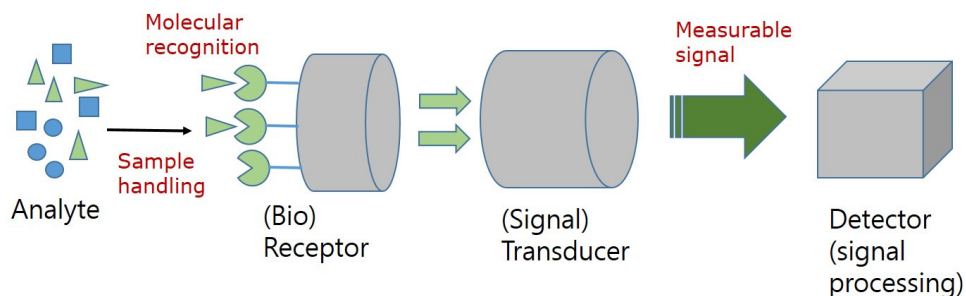


그림 1. 바이오센서의 4가지 컴포넌트 도식

[자세히보기](#)

바이오센서 기술을 중심으로 기술하고자 한다.

미생물 바이오센서의 종류 및 원리

미생물 바이오센서는 검출 대상에 따른 분류와 변환기의 종류에 따른 분류로 크게 나눌 수 있다.

1) 검출 대상에 따른 분류

검출 대상은 미생물 유전자(genomic DNA, genomic RNA/cDNA), 미생물 단백질, 미생물 세포(whole cell) 등으로 분류된다.

(i) 유전자 정량 분석 센서(genome sensor)

유전자 분석의 경우 미생물 내부에 존재하는 유전물질을 추출한 뒤 functional gene 또는 16S ribosomal DNA를 대상으로 유전자교배반응법(DNA hybridization) 또는 중합효소연쇄반응법(PCR, polymerase chain reaction) 등을 통하여 정량분석을 하게 된다. 모든 미생물이 염색체 또는 유전물질을 가지고

있으므로 대부분의 미생물에게 적용이 가능하다는 장점이 있다. 이러한 미생물 바이오센서 중 형광나노소자와 유전자를 결합한 센서, NanoGene assay (Kim and Son, 2010; Kim et al., 2011; Mitchell et al., 2014; Lee et al., 2016) 또는 효소 기반증폭반응(Park et al., 2017) 등이 대표적인 예이다.

(ii) 미생물 단백질 센서(immuno sensor)

미생물 체내 또는 세포벽의 단백질의 특이성을 이용한 면역에 세이(immunoassay)가 대표적이다. 다른 검출 대상에 비하여 특이성이 높은 장점이 있는 반면에 항체를 개발하는 시간이 오래 걸리며 특이성 있는 항체를 만들기 어려운 경우, 면역센서 개발이 불가능하다. 면역반응을 이용한 센서로 간염바이러스 (Tang et al., 2010), 병원성 미생물(Poltronieri et al., 2016) 등을 검출하였다.

(iii) 미생물 세포 센서(whole-cell bacterial sensor)

크기가 큰 미생물 세포 전체를 검출하는 것은 어려운 일이나,

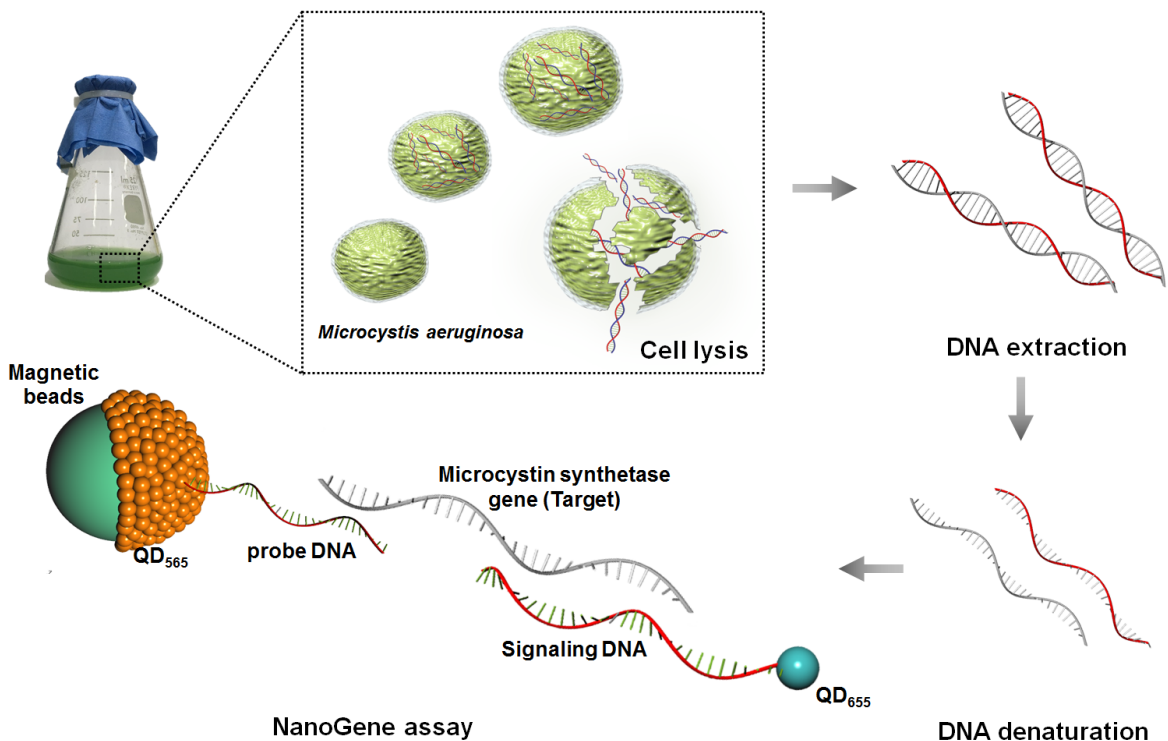


그림 2. 미생물 검출을 위한 유전자 정량 센서 나노진 분석법 도식 (Lee et al., 2016)

자세히보기

세포벽 바깥부분에 존재하는 단백질, glycoprotein, lipopolysaccharides, peptidoglycan 등을 검출대상으로 한 센서가 개발되었으며 면역센서 및 압타머 센서로 개발된 예가 있다.

2) 신호변환의 종류 또는 검출방법에 따른 분류

신호변환의 종류에 따른 분류는 전기화학센서, optical (colorimetry, fluorescence), SPR (surface plasmon resonance), cantilever, acoustic wave 등으로 나눌 수 있다.

(i) 전기화학센서(Electrochemical sensor)

전기적으로 활성도가 있는 대상물질의 산화 또는 환원작용에 의하여 발생하는 전류나 전압을 측정함으로써 농도를 측정하는 센서이며 크게 Amperometry와 Potentiometry로 나눌 수 있다. Amperometry는 전류(current)를 측정하여 분석대상의 농도를 검출하는 센서로서 용존산소미터가 가장 간단한 예이다. Potentiometry는 전압(potential)의 차이를 측정하여 분석대상의 농도를 검출하며 pH 미터가 그 예이다. 이 전기화학 센서는 미생물 유전자, 단백질, 또는 세포와 결합시에 발생하는 전류나 전압을 측정하는 원리로 수많은 연구가 개발되어 왔으며, 관련 연구에서는 가장 다수의 논문이 출판되고 있다.

(ii) 광학센서(Optical sensor)

광학센서는 빛 즉, 전자기파(electromagnetic radiation)의 흡수 후에 형광이나 인광으로의 발광, 스펙트럼의 변화 등을 측정하는 센서로서 이 또한 많은 연구들이 진행되어오고 있다. 흡광도를 측정하는 Colorimetry, 형광도를 측정하는 Fluorescence, 금소자의 스펙트럼 변화를 감지하는 SPR 등이 대표적인 광학 센서의 검출법이다.

(iii) 그 외 센서

cantilever, acoustic wave, fiber optic, quartz crystal microbalance (QCM) 등 다양한 검출방법이 연구되어 왔다.

미생물 바이오센서의 적용 분야

바이오센서의 적용 분야는 환경 분야, 의료/의약 분야, 식품 분야, 독성 및 안보 분야로 크게 나뉘며 활용 예시는 다음과 같다.

1) 환경 분야

오염/독성미생물 모니터링 및 검출, 특정 물질 분해 미생물 모니터링 및 검출, 조류 검출 및 조류 경보제, 모델링 등

2) 의료/의약 분야

병원균 및 항생제 내성균 검출, 바이러스 진단키트 개발

3) 식품 분야

식품 안전, 식품 병원균 검출, 독성 평가

4) 독성 및 안보 분야

독성/병원성 평가, anthrax등의 생물학적 무기 검출, 감염병 검출 및 진단, 범죄 포렌식 등

압타머 센서의 미량오염물질 검출 활용

최근 수계 내 신종 오염물질들에 대한 관심이 점차 늘어나면서, 수중에 미량 농도($\text{ng/L} \sim \mu\text{g/L}$ 범위)로 존재하는 미량오염 물질들을 비교적 간단하고 빠르게 측정할 수 있는 수질센서 기술에 대한 관심 또한 늘고 있다. 바이오센서 중 하나인 압타머 센서는 DNA/RNA를 구성하는 염기들의 단편을 리셉터로 활용한 센서이다. 압타머는 이를 구성하는 염기 서열의 개수와 배치에 따라 다양한 3차원적 구조를 갖고 있으며, 이러한 구조의 차이를 통해 특정 오염물질에 높은 선택 특이성과 결합력을 보인다. 표 1에 정리된 바와 같이 최근에는 의약품 및 항생제, 내분비계장애물질, 살충제 및 조류 등에서 발생하는 독수물질 등 다양한 종류의 미량오염물질들을 대상으로 압타머 센서 연구가 이루어졌다. 미량 오염물질은 아니지만 최근 전세계적으로 이슈가 되고 있는 SARS-CoV-2 바이러스 또한 그 수용체 결합 도메인 단백질에 선택적으로 결합하는 압타머가 보고되었다(Song

표 1. 미량오염물질 대상 압타머 센서의 종류 및 특징

오염물질 군	오염물질	센서 종류	적용 대상	K _D	검출한계, LOD	참조문헌
독수물질	Anatoxin-a (ATX)	전기화학 (Impedimetric)	식수	81.3±8 nM	0.5 nM	(Elshafey et al., 2015)
	Microcystin-LR (MC-LR)	비색	수돗물, 효소	—	0.37 nM	(Li et al., 2016)
	Lipopolysaccharide (LPS)	전기화학 (Impedimetric)	버퍼용액	12 nM	0.01 ng/mL	(Kim et al., 2012)
	Aflatoxin B1	비색	버퍼용액	97 nM	—	(Malhotra et al., 2014)
	Saxitoxin (STX)	광학 (Biolayer interferometry)	수용액	0.128 μM	0.5 ng/mL	(Gao et al., 2017)
내분비계 장애물질	17β -estradiol (E2)	전기화학 (Photoelectric)	병원 폐수, 호수, 수돗물	0.13 μM	33 fM	(Fan et al., 2014)
		형광	하수	—	2.1 nM	(Yildirim et al., 2012)
	Bisphenol A (BPA)	형광 (Wave fiber-optical)	하수	—	1.86 nM	(Yildirim et al., 2014)
		형광(FRET)	수돗물, 증류수, 하천	—	0.071 ng/mL	(Hu et al., 2017)
	Nonylphenol	비색	수돗물	194.2±65.9 nM	2,239 nM	(Kim et al., 2019)
	Polychlorinated biphenyls (PCB77)	전기화학 (Amperometric)	호수	—	0.01 μg/L	(Wu et al., 2016)
	Polychlorinated biphenyls (PCB72)	전기화학 (Photoelectric)	호수	—	1 ng/mL	(Sun et al., 2019)
항생제 및 의약품	Oxytetracycline	비색	수용액	—	91 nM	(Yuan et al., 2017)
	Quinolones	형광	수돗물, 습지	0.1~56.9 nM	—	(Reinemann et al., 2016)
	Kanamycin A	형광	하수	24 μM	5 μM	(Nikolaus and Strehlitz, 2014)
	Ampicillin	형광	우유	9.4 nM	1.4 nM	(Song et al., 2012)
	Diclofenac	전기화학	Urine	43 nM	2.7 nM	(Derikvand et al., 2016),
	Ibuprofen	형광	버퍼용액	1.5 μM	—	(Kim et al., 2010)
	Ciprofloxacin	전기화학	수돗물	—	0.26 nM	(Abnous et al., 2017)
	Chloramphenicol	형광	버퍼용액	0.77 μM	—	(Mehta, 2011)
		비색	수돗물	—	8.1 ng/mL	(Li et al., 2019)
	Tetracycline	전기화학 (Amperometric)	버퍼용액	63.6 nM	10 nM	(Kim et al., 2010)
살충제	Edifenphos	형광	지표수	—	0.42 μM	(Arvand and Mirroshandel, 2017)
	Fipronil	형광	하천	48±8 nM	105 nM	(Hong and Sooter, 2017)
	Acetamiprid	전기화학 (Impedimetric)	수돗물, 광수	—	1 pM	(Madianos et al., 2018)
	Atrazine	전기화학 (Impedimetric)	수돗물, 광수	—	10 pM	(Madianos et al., 2018)
	Malathion	비색	호수	—	0.06 pM	(Bala et al., 2016)
기타	Bromodiphenyl ether (BDE47)	형광	버퍼용액	0.2 nM		(Kim and Kim, 2016)

et al., 2020). 압타머는 비색, 형광, 광학, 전기화학 등 다양한 방식의 센서 플랫폼에 적용이 가능하며 대체적으로 100~500 g/mol 범위의 분자량을 갖고 있는 미량오염물질들을 대상으로 0.1 nM~24 μ M 정도의 결합력(KD값)과 fM에서 μ M 범위의 검출한계(LOD)를 보이는 것으로 나타났다(Akki and Werth, 2018). 압타머와 오염물질의 결합력은 일반적으로 오염물질의 화학적 구조와 분자량, 친수성/소수성 및 압타머의 길이 등에 영향을 받는다.

미량오염물질 중에서 소독부산물과 과불화화합물, 미세플라스틱 물질들에 대한 압타머 연구의 거의 이루어지지 않은 실정이다. 올해 7월에 미국 환경보호청(US EPA)은 식수 오염물질 후보목록(Contaminant Candidate List 5) 초안을 발표하였는데 이 중에서 소독부산물과 과불화화합물에 대해서는 그 안에 특정 물질들만 선택적으로 후보 목록에 포함시키는 것이 아니라 그룹 전체를 포함하는 결정을 내렸으며 이는 다양한 소독부산물 오염물질들과 과불화화합물 오염물질들이 지속적으로 수환경에서 검출되며 이들이 공공 보건 및 안전에 잠재적인 위해성을 가한다는 판단을 바탕으로 한다. 그러므로 이들에 대한 압타머 센서의 개발 또한 환경 분야에서 중요한 연구 주제라고 볼 수 있다. 최근에 과불화화합물 중 대표물질인 Perfluorooctanoic acid (PFOA)과 선택적으로 결합하는 압타머를 선별하는 연구 결과가 보고되었으며, 이는 다른 유기오염물질들과 다르게 긴 탄소사슬에 수소가 불소로 치환된 구조를 갖고 있는 과불화화합물 군 오염물질들에 대해서도 압타머 센서가 적용 가능함을 보여준다.

미량오염물질의 효과적인 모니터링에 압타머 기반 센서 기술을 적용하기 위해서는 극복되어야 하는 점들이 몇 가지 있다. 첫 번째로, 기존에 수행된 대부분의 미량오염물질들 대상 압타머 센서 연구는 대부분 실험실 규모에서 증류수나 수환경을 모사한 조건에서 수행되어 왔으며, 상하수처리장이나 하천, 호수 등 실제 수환경에서의 안정적인 성능을 확보하기 위한 압타머 및 센서 플랫폼의 최적화를 위해서는 더 많은 R&D 연구가 필

요하다. 특히, 다양한 유기물질이 존재하는 실제 수환경에서 유사한 화학적 구조나 분자량, 소수성을 보이는 물질들이 존재할 수 있기 때문에 이런 조건에서도 압타머 센서가 높은 선택성으로 대상 미량오염물질을 검출할 수 있는지 확인이 필요하다. 예를 들어, 폴리염화비페닐(PCB)은 209종의 동족체(congener)가 있으며 한 연구에서는 PCB77과 결합하는 압타머의 선택성을 살펴보기 위해 9종의 PCB와 결합력을 실험했을 때 그 중 4종과 30~50% 정도의 결합 세기를 보였다(Wu et al., 2016). 즉, 이 압타머의 경우 동족체들과 비교했을 때 PCB77에 대한 선택성은 높지 않은 것으로 나타났다. 또한, 수중에 존재하는 자연유기물질(natural organic matter, NOM)들과 이온성 물질들의 간섭 효과로 인해 대상 오염물질의 검출한계치가 높아질 가능성도 있다. 예를 들어 한 압타머 센서는 urine 조건에서의 BPA 검출한계치가 증류수 조건보다 10배 증가하는 것으로 나타났다(Ragavan et al., 2013).

또한, 미량오염물질 측정에 요구되는 분석시간을 최대한 단축할 필요가 있다. 오염물질과 압타머의 결합 반응이 평형에 도달하기까지 일반적으로 5~30분 정도 걸리며 이는 압타머 센서의 분석시간을 결정하는 중요한 요소이다. 미량오염물질의 실시간 또는 짧은 모니터링을 위해서는 수 분 이내에 농도를 측정할 수 있는 방법이 연구되어야 한다. 최근에 비평형 조건에서의 오염물질과 압타머 간의 결합 정도의 따라 변화하는 형광세기를 이용한 non-equilibrium rapid replacement aptamer (NERRA) assay를 통해 분석시간을 30초 이내로 단축시키는 방법이 제안되었다(Kim et al., 2020). 이외에도 센서의 소량화 및 비용의 최적화를 할 필요가 있다. 다른 센서 기술들과 마찬가지로 전처리기술, 마커기술, 유체제어기술, 측정기술, 복합다중 분석기술 등 여러 요소기술들이 복합적으로 한 칩에 포함하는 랩온어칩형 센서 기술을 통해 압타머 센서의 소량화를 할 필요가 있을 것이며, 또한 한 가지 오염물질만을 대상으로 하기보다는 여러 오염물질들의 동시 분석을 가능하도록 기술 개발을 할 필요가 있다.

미생물 센서의 수환경 모델링 활용

지표수 내 미생물 오염은 주변 토지이용의 영향을 받으며, 점오염원 및 비점오염원으로부터 모두 영향을 받는다. (Alderisio and DeLuca, 1999; Cho et al., 2010a, 2010b, 2012; Guber et al., 2006; Pachepsky와 Shelton, 2011; Oliver et al., 2015). 이러한 미생물 오염은 분원성 오염원의 직접 투입, 강우 유출수에 의한 오염, 그리고 지하수를 통한 오염 등 다양한 형태가 있으며, 이를 방지하기 위한 노력들이 다양하게 시도되었다. 향후 수 환경 내 미생물을 신속하게 감지할 수 있는 센서의 개발로 인하여, 이러한 오염원 저감 노력 등에 대한 효율적인 평가가 이루어질 수 있다고 생각한다. 더 나아가 미생물 수질을 평가하고 규제를 충족시킬 수 있는 의사결정 시스템 개발과도 연계할 수 있다(Gronewold, 2009; Bougeard et al., 2011; Shoemaker et al., 2005). 고도화되고 있는 미생물센서를 적극 활용하여, 하천 현장에서 미생물 관련 수질 연구에 활용하는 사례가 많아질 것으로 예상된다.

최근, 유럽 EU Bathing Water and Shellfish Waters Directives (EUPC, 2006a, 2006b)과 미국 Food Safety and Modernization Act (FSMA)는 모델링 기법을 효율적인 유역

관리 방안 도출을 위해 적극적으로 도입하는 것을 요청하고 있다(USFDA, 2011). 최근 FSMA의 경우 다양한 농업적 활동으로부터 영향을 받는 미생물 수질변화와 관련한 정책을 담고 있으며, 이는 관련 센서 개발과 과학적인 모델링 기법이 성공적인 이행 도구로 활용될 수 있다. 특히 유역 모델의 경우 특정 지역의 기상 혹은 수질 관리 정책에 따라 정부에서 마련해 놓은 미생물 관련 수질 기준을 만족할 수 있는지에 대한 여부를 직관적으로 파악할 수 있으며, 수질 개선 방안을 위한 효율적인 정책 마련에 있어 과학적인 툴로 활용될 수 있다(Pachepsky et al., 2011). 최근에서는 quantitative microbial risk assessment (QMRA)와 같이 미생물 관련 수질자료를 통하여 공중보건에까지 영향을 짐작하게 하는 기법도 활용되고 있다. 이러한 QMRA는 유역 단위의 모델링 기법을 활용하기에 미생물의 기원에서부터 물 환경 내에서의 거동을 통한 인체 접촉을 직접적으로 평가할 수 있다(Whelan et al., 2014; Schijven et al., 2015).

유역 모델링 기법은 그림 3과 같이 분원성 미생물이 토양으로부터 기인하여 거동 및 반응을 통하여 수체로 이동하는 데 있어 일어나는 시공간적 변화를 모의할 수 있다. 유역 내 분변 물질의 기원은 가축과 야생 동물에 의해 직접 퇴적된 배설물, 소변 및 슬러리와 같은 농장 폐기물 등이 있다(Oliver et al., 2007;

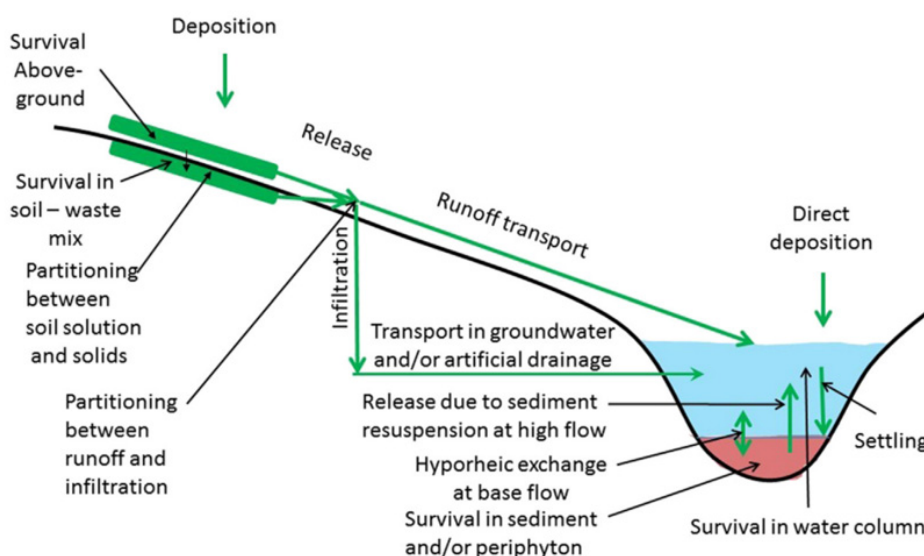


그림 3. 수 환경 내 미생물 거동요소 (Cho et al., 2016)

[자세히보기](#)

Hutchison et al., 2005).

이러한 분변 물질은 직접 수 환경에 유입되거나(Sunohara et al., 2012) 혹은 살포 장비를 통해 물에 유입될 수 있다(Oliver et al., 2007). 강우나 관개배수를 통해서 분변성 미생물들은 토양 내에서 입자성 형태와 토양수 형태로 나뉘질 수 있으며, 그 이후 수문학적 거동과 토양과의 혼합층에서 다양한 환경인자들 영향을 고려하여 미생물의 농도를 산정할 수 있다. 수체에서는 퇴적물에서의 재부유, 지표수-지하수 교환, 사멸, 그리고 침강 등에 의해 영향을 받는다. 이렇게 유역 내 미생물의 거동은 분변 미생물의 기원 및 토양에서의 과정, 수문학적 인 유출과 관련된 거동 특성, 그리고 수체에서의 거동 등 크게 3가지 요소로 나눠서 생각할 수 있다.

이러한 분변성 미생물을 모델링하기 위한 중요한 과제 하나는 유역 내에서 거동을 뒷받침할 신뢰성 있는 데이터를 확보하는 것이며, 이를 통한 모델의 철저한 검/보정이라고 할 수 있다. 특히, 이러한 미생물 수질과 관련한 자료를 취득하기 위해서는 상대적으로 높은 비용이 발생하게 된다(LaWare and Rifai, 2006). 미생물의 오염 총량을 정확하게 관측하기 위한 모니터링 전략을 세우는 것이 매우 중요하다고 할 수 있다. 예를 들면, 수문학적 거동에 따른 모니터링 지점을 설치하고 이를 통해서 모델이 계산하고 있는 미생물의 거동을 충분한 모니터링 결과로 검증하는 것이 필요한 요소라고 할 수 있다. 현재로는 유역 말단에서의 모니터링 결과로 전체 유역 내 거동을 평가하고 있는 상황이지만, 이에 따르는 불확정성을 매우 크다고 판단할 수 있다. 모델링 결과에 대한 다양한 매개변수의 민감도는 다양하다. 또한 유역 시스템의 다양한 수문학적 상태(예: rising and falling limb, base flow)에 따른 미생물 거동을 특징이 매우 상이하므로, 수문학적인 특성을 고려한 미생물 모니터링 전략을 수립하는 것이 효과적이라고 할 수 있다.

광학 센서의 수처리 막공정 분석 활용

IT 기술들이 다양하게 연구에 적용되는 과정에서 수처리 공

정에서 활용되어 온 수분석 기반의 수질 측정을 대체하고 자동화하기 위한 센서 뿐만 아니라, 광학기기에서 측정된 실시간 영상 또는 이미지 자료들을 이용하여 각종 환경 현상을 분석하는 연구들이 진행되고 있다. 이러한 측정 방법은 비파괴적인 특성을 가지며, 사람의 눈으로는 시간에 따른 미세한 차이를 구별할 수 없을 때, 이미지의 밝기 값등의 차이를 이용하여 분석을 수행할 수도 있다. 이 기술 군의 경우, 현장 실시간 모니터링 기술(In-situ real-time monitoring technology) 중의 하나로 정의될 수 있다(Rudolph et al., 2019).

수처리 공정 중에서 특히, 분리막을 대상으로 하는 각종 연구분야에서 분리막 표면에 발생하는 막오염(Membrane fouling)을 직접 관찰을 통하여 분석하는 연구들이 최근 수행되고 있다. 기존의 분리막 오염 분석 방법의 경우, 분리막 공정 운전이 종료되는 경우에 분리막을 회수한 뒤 표면의 막오염 물질들을 채취하여 분석하는 Membrane autopsy가 적용된다. 이 기술의 경우 막오염 물질들(입자, 유기물, 무기물, 미생물)을 다양한 분석 기기들을 활용하여 상세하게 분석할 수 있는 특징이 있지만, 막오염이 발생한 이후 특정 시점의 막오염 정보만을 얻을 수 있어 막오염의 형성 과정에 대한 부분은 합리적이고 이론적인 추정을 통하여 접근해 왔다.

분리막 공정에서 막오염을 직접 관찰하는 것이 새로운 연구과제가 된 이유는 광학 센서로부터 얻은 이미지 자료를 바탕으로 막오염의 위치 및 정도를 실시간으로 파악할 수 있다는 점이 있다. 또한, 막오염의 형성이 분리막 표면을 따라 흐르는 물의 흐름과 연관되어 있기 때문에, 공정 지표 또는 전산유체역학(Computational fluid dynamics, CFD)와 연계하는 경우 분리막 오염의 현상을 수치적으로 모델링하는 것 또한 가능할 수 있기 때문이다.

분리막의 직접 관찰에 활용된 바 있는 장치에는 광학 CCD (Charge Coupled Device)와 같은 간단한 장치로부터(Kim et al., 2019; Kim et al., 2020), 막막의 단층검사에 사용되는 광간섭단층영상장치(Optical Coherence Tomography, OCT)와 같은 고성능 장치까지 다양한 예시가 있다(Fortunato et

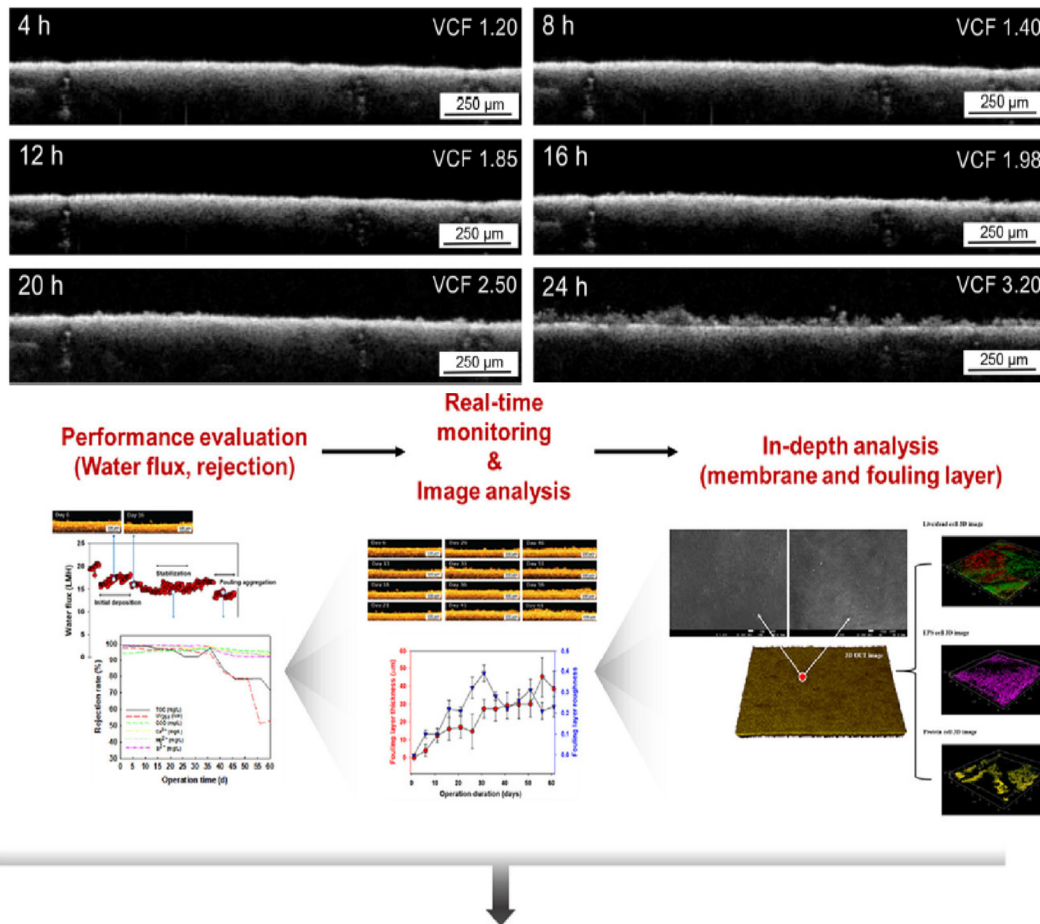


그림 4. 막증류(Membrane distillation, MD)(위) 및 정삼투(Forward osmosis, FO)(아래) 공정에서의 OCT 기반의 실시간 막오염 관찰 연구(Fortunato et al., 2018, Im et al., 2021)

[자세히보기](#)

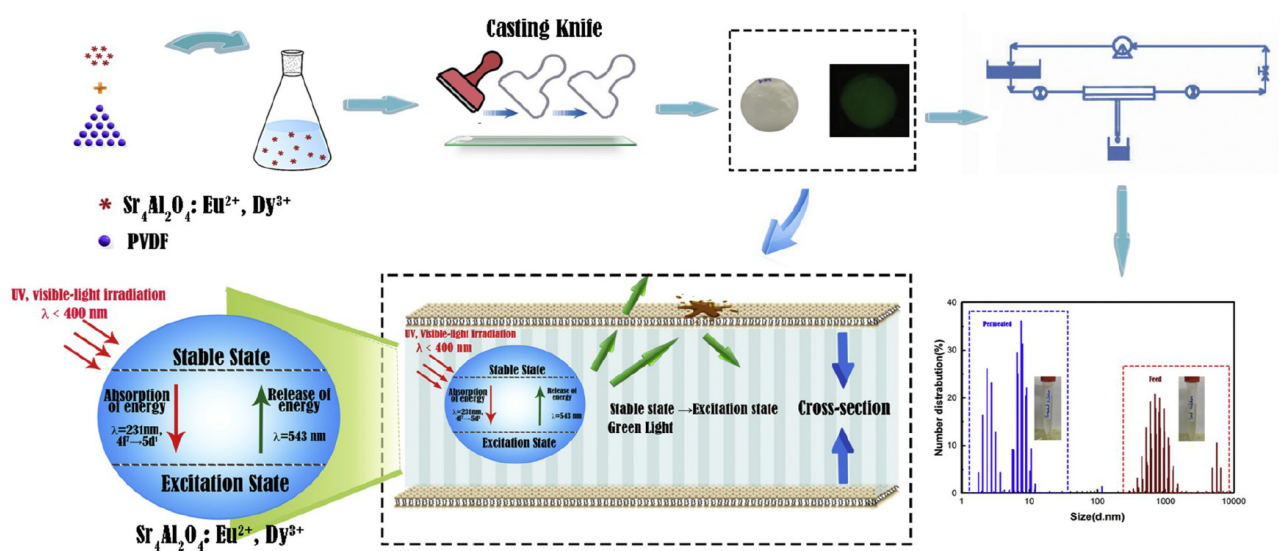


그림 5. 분리막의 표면에 야광을 부여한 후 야광의 감소에 따라 실시간으로 막오염을 관찰하는 예시(Fan et al., 2020)

[자세히보기](#)

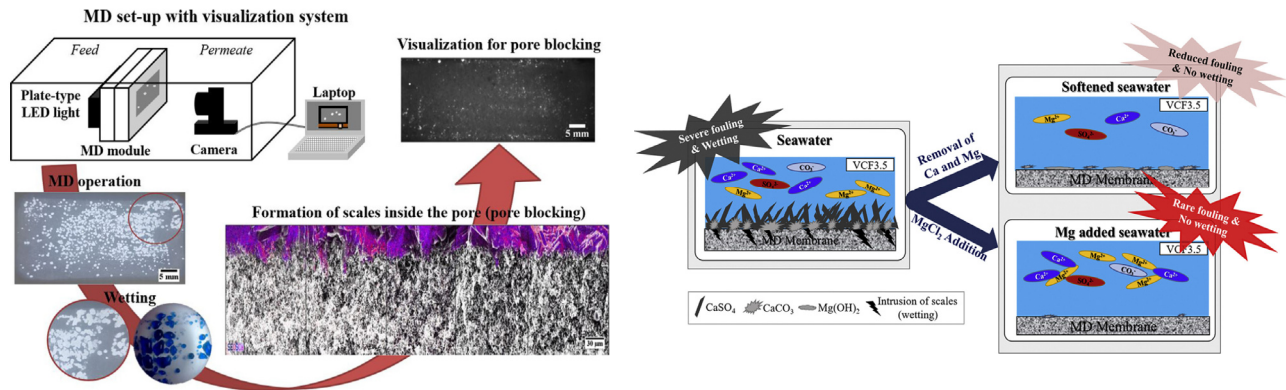


그림 6. 막증류 공정에서의 막오염과 막젖음을 동시에 실시간 측정하는 연구 사례(Kim et al., 2019, Kim et al., 2020)

자세히보기

al., 2018, Im et al., 2021). 또한, 최근 코로나 시대에 큰 수요가 발생한 적 있는 열화상카메라 역시 수처리 분리막 연구에 활용되고 있다.

간단한 CCD 장치를 이용하는 직접 관찰식 방식의 경우, 적용이 간단한 장점이 있으나 발생하는 막오염의 크기가 일정 이상이 되지 않으면 확인이 되지 않으며, 서로 다른 오염물질이 섞여 있을 때 선택적으로 구분이 되지 않는 특징이 있다. 실제로 실시간 측정에서 오염물질이 여러 가지일 때 선택성을 부여하기는 매우 어려움이 있는데, 오염물질에 색을 부여하기 위하여 형광 염색 등을 하는 경우, 염색 과정에서 막오염 물질의 형성 특징이 손실될 수 있기 때문이다. 이는 특히 미생물에 의한 bio-fouling을 실시간으로 분석하고자 할 때 발생할 수 있는 문제이다. 따라서, 미생물을 포함하는 막오염 물질이 있는 경우, 가능하면 염색약 또는 염색 과정이 미생물의 막오염 특징에 영향을 주지 않는지 확인해야 한다. 최근 한 연구에서 분리막 자체에 야광을 부여하여 막오염이 발생하는 과정에서 야광(luminescent)이 감소하는 부분을 측정하는 연구도 진행된 바 있다(Fan et al., 2020).

막오염 뿐만 아니라 소수성 분리막을 이용하는 막증류 공정에서 특이적으로 발생하는 막젖음에 대한 실시간 측정에 대한 연구도 추진된 바 있다. 막증류 공정은 해수담수화, 하수재이용, 산업폐수공정, 식품공정, 산농축 공정 등에 다양하게 활용되고 있으며, 소수성 분리막의 양측에 온도차를 가진 유체를

배치함으로써, 온도가 상대적으로 높은 쪽의 물이 소수성 분리막의 공극 내부로 증발하고 공극을 수증기 형태로 이동한 후, 온도가 상대적으로 낮은 쪽에서 응축되는 것을 원리로 구동되는 공정이다. 이 과정에서 분리막에 적용되는 막간차압(Transmembrane pressure, TMP)이 분리막의 소수성을 이용하여 물의 이동을 막을 수 있는 압력(Liquid entry pressure, LEP)을 초과하게 되면 소수성 분리막 공극 내부로 물이 이동하게 되며, 이것을 막젖음(Membrane wetting)이라고 정의하고 있다. 최근 많은 막증류 연구에서 막젖음 현상에 대한 분석 및 대응 방법을 연구하고 있다. 막젖음 현상이 발생할 때, 분리막의 공극을 통해 빛이 투과하는 성질을 이용하여 실시간으로 막젖음을 파악하는 연구가 진행된 바 있으며(Kim et al., 2019), 이 기술을 확장하여 막증류 공정의 전처리 공정을 제안하는 연구도 진행된 바 있다(Kim et al., 2020).

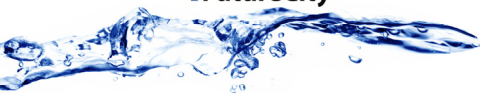
광학 기반 현장 실시간 모니터링 기술(In-situ real-time monitoring technology)의 경우, 모듈 내 광학 장치의 설치의 어려움 등으로 모든 수처리 공정에 적용될 수 없는 한계점들을 가지고 있다. 하지만, 기존 공정자료 및 Membrane autopsy와 함께 분리막의 막오염 해석에 적용되는 경우, 이론적인 추정에 대한 증거를 제공함으로써, 막오염에 대한 이해도를 증가시킬 수 있는 추가적인 분석 자료로 활용될 수 있을 것으로 판단된다.

참고문헌

- Kim, G.-Y.; Son, A. 2010. Development and characterization of a magnetic bead-quantum dot nanoparticles based assay capable of *Escherichia coli* O157:H7 quantification, *Anal. Chim. Acta*, 677, 90-96.
- Kim, G.-Y.; Wang, X.; Ahn, H.; Son, A. 2011. Gene quantification by the NanoGene assay is resistant to inhibition by humic acids, *Environ. Sci. Technol.* 45, 8873-8880.
- Mitchell, K.; Chua, B.; Son, A. 2014. Development of first generation in-situ pathogen detection system (Gen1-IPDS) based on NanoGene assay for near real time *E. coli* O157:H7 detection, *Biosens. Bioelectron.* 54, 229-236.
- Lee, E.-H.; Chua, B.; Son, A. 2016. Detection of airborne bacteria with disposable bio-precipitator and NanoGene assay, *Biosens. Bioelectron.* 83, 205-212.
- D. Tang, J. Tang, B. Su, J. Ren, G. Chen, 2010. Simultaneous determination of five-type hepatitis virus antigens in 5 min using an integrated automatic electrochemical immunosensor array. *Biosens. Bioelectron.*, 25, 1658-1662.
- P. Poltronieri, F. Cimaglia, E. De Lorenzis, M. Chiesa, V. Mezzolla, I.B. Reca, 2016. Protein chips for detection of *Salmonella* spp. from enrichment culture, *Sensors*, 16, 574.
- B.H. Park, S.J. Oh, J.H. Jung, G. Choi, J.H. Seo, D.H. Kim, (2017) An integrated rotary microfluidic system with DNA extraction, loop-mediated isothermal amplification, and lateral flow strip based detection for point-of-care pathogen diagnostics, *Biosens. Bioelectron.*, 91, 334-340.
- Abnous, K., Danesh, N. M., Alibolandi, M., Ramezani, M., Taghdisi, S. M., Emrani, A. S., A novel electrochemical aptasensor for ultrasensitive detection of fluoroquinolones based on single-stranded DNA-binding protein, *Sensors and Actuators B: Chem.* 240, 100-106.
- Akki, S. U., Werth, C. J. 2018. Critical review: DNA aptasensors, are they ready for monitoring organic pollutants in natural and treated water sources? *Environ. Sci. Technol.* 52, 8989-9007.
- Arvand, M., Mirroshandel, A.A., 2017. Highly-sensitive aptasensor based on fluorescence resonance energy transfer between l -cysteine capped ZnS quantum dots and graphene oxide sheets for the determination of edifenphos fungicide, *Biosensors and Bioelectronics* 96, 324-331.
- Bala, R., Kumar, M., Bansal, K., Sharma, R.K., Wangoo, N., 2016. Ultrasensitive aptamer biosensor for malathion detection based on cationic polymer and gold nanoparticles, *Biosensors and Bioelectronics* 85, 445-449.
- Derikvand, H., Roushani, M., Abbasi, A. R., Derikvand, Z., Azadbakht, A. 2016. Design of folding-based impedimetric aptasensor for determination of the nonsteroidal anti-inflammatory drug, *Anal. Biochem.* 513, 77-86.
- Elshafey, R., Siaj, M., Zourob, M., 2015. DNA aptamers selection and characterization for development of label-free impedimetric aptasensor for neurotoxin anatoxin-a, *Biosensors and Bioelectronics* 68, 295-302.
- Fan, L., Zhao, G., Shi, H., Liu, M., Wang, Y., Ke, H., 2014. A Femtomolar Level and Highly Selective 17 β -estradiol Photoelectrochemical Aptasensor Applied in Environmental Water Samples Analysis, *Environ. Sci. Technol.* 48, 5754-5761.
- Gao, S., Zheng, X., Wu, J., 2017. A bilayer interferometry-based competitive biosensor for rapid and sensitive detection of saxitoxin, *Sensors and Actuators B: Chemical* 246, 169-174.
- Hong, K., Sooter, L., 2017. In Vitro Selection of a Single-Stranded DNA Molecular Recognition Element against the Pesticide Fipronil and Sensitive Detection in River Water, *IJMS* 19, 85.
- Hu, L.-Y., Niu, C.-G., Wang, X., Huang, D.-W., Zhang, L., Zeng, G.-M., 2017. Magnetic separate "turn-on" fluorescent biosensor for Bisphenol A based on magnetic oxidation graphene, *Talanta* 168, 196-202.
- Kim, Y. S., Chang, J. H., Kim, I. A., Gu, M. B. 2010. Isolation and characterization of enantioselective DNA aptamers for ibuprofen, *Bioorganic & Medicinal Chem.* 18(10), 3467-3473.
- Kim, U.-J., Kim, B. C., 2016. DNA aptamers for selective identification and separation of flame retardant chemicals, *Analytica Chimica Acta*, 936, 208-215.
- Kim, A.-R., Kim, S.-H., Kim, D., Cho, S.W., Son, A., Yoon, M.-Y., 2019. Detection of Nonylphenol with a

- Gold–Nanoparticle–Based Small–Molecule Sensing System Using an ssDNA Aptamer. *IJMS* 21, 208.
- Kim, D., Lim, H. J., Ahn, Y. G., Chua, B., Son, A. 2020. Development of non–equilibrium rapid replacement aptamer assay for ultra–fast detection of phthalic acid esters. *Talanta*, 219, 121216.
- Kim, S.–E., Su, W., Cho, M., Lee, Y., Choe, W.–S., 2012. Harnessing aptamers for electrochemical detection of endotoxin. *Analytical Biochemistry* 424, 12–20.
- Kim, Y.–J., Kim, Y.S., Niazi, J.H., Gu, M.B., 2010. Electrochemical aptasensor for tetracycline detection. *Bioprocess Biosyst Eng* 33, 31–37.
- Li, J., Yu, C., Wu, Y., Zhu, Y., Xu, J., Wang, Y., Wang, H., Guo, M., Li, F., 2019. Novel sensing platform based on gold nanoparticle–aptamer and Fe–metal–organic framework for multiple antibiotic detection and signal amplification. *Environment International* 125, 135–141.
- Li, X., Cheng, R., Shi, H., Tang, B., Xiao, H., Zhao, G., 2016. A simple highly sensitive and selective aptamer–based colorimetric sensor for environmental toxins microcystin–LR in water samples. *Journal of Hazardous Materials* 304, 474–480.
- Madianos, L., Tsekenis, G., Skotadis, E., Patsiouras, L., Tsoukalas, D., 2018. A highly sensitive impedimetric aptasensor for the selective detection of acetamiprid and atrazine based on microwires formed by platinum nanoparticles. *Biosensors and Bioelectronics* 101, 268–274.
- Malhotra, S., Pandey, A. K., Rajput, Y. S., Sharma, R. 2014. Selection of aptamers for aflatoxin M1 and their characterization. *J. Mol. Recognit.* 27(8), 493–500.
- Mehta, J., 2011. In vitro selection and characterization of DNA aptamers recognizing chloramphenicol. *Journal of Biotechnology* 9.
- Nikolaus, N., Strehlitz, B., 2014. DNA–Aptamers Binding Aminoglycoside Antibiotics. *Sensors* 14, 3737–3755.
- Ragavan, K. V., Selvakumar, L. S., Thakur, M. S. 2013. Functionalized aptamers as nano–bioprobes for ultrasensitive detection of bisphenol–A. *Chem. Commun.* 49, 5960–5962.
- Reinemann, C., Freiin von Fritsch, U., Rudolph, S., Strehlitz, B., 2016. Generation and characterization of quinolone–specific DNA aptamers suitable for water monitoring. *Biosensors and Bioelectronics* 77, 1039–1047.
- Sun, M., Li, R., Zhang, J., Yan, K., Liu, M., 2019. One–pot synthesis of a CdS–reduced graphene oxide–carbon nitride composite for self–powered photoelectrochemical aptasensing of PCB72. *Nanoscale* 11, 5982–5988.
- Song, KK.–M., Jeong, E., Jeon, W., Cho, M., Ban, C. 2012. Aptasensor for ampicillin using gold nanoparticle based dual fluorescence–colorimetric methods. *Anal. Bioanal. Chem.* 402(6), 2153–2161.
- Song, Y., Song, J., Wei, X., Huang, M., Sun, M., Zhu, L., Lin, B., Shen, H., Zhu, Z., Yang, C. 2020. Discovery of Aptamers Targeting the Receptor–Binding Domain of the SARS–CoV–2 Spike Glycoprotein. *Anal. Chem.* 92, 9895–9900.
- Wu, L., Qi, P., Fu, X., Liu, H., Li, J., Wang, Q., Fan, H., 2016. A novel electrochemical PCB77–binding DNA aptamer biosensor for selective detection of PCB77. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 771, 45–49.
- Yildirim, N., Long, F., Gao, C., He, M., Shi, H.–C., Gu, A.Z., 2012. Aptamer–Based Optical Biosensor For Rapid and Sensitive Detection of 17 β –Estradiol In Water Samples. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3288–3294.
- Yildirim, N., Long, F., He, M., Shi, H.–C., Gu, A.Z., 2014. A portable optic fiber aptasensor for sensitive, specific and rapid detection of bisphenol–A in water samples. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 16, 1379–1386.
- Yuan, F., Zhao, H., Wang, X., Quan, X., 2017. Determination of Oxytetracycline by a Graphene–Gold Nanoparticle–Based Colorimetric Aptamer Sensor. *Analytical Letters* 50, 544–553.
- Alderisio, K.A., DeLuca, N., 1999. Seasonal enumeration of fecal coliform bacteria from the feces of ring–billed gulls (*Larus delawarensis*) and Canada geese (*Branta canadensis*). *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (12), 5628e5630
- Cho, K.H., Cha, S.M., Kang, J.H., Lee, S.W., Park, Y., Kim, J.W., Kim, J.H., 2010a. Meteorological effects on the levels of fecal indicator bacteria in an urban stream: a modeling approach. *Water Res.* 44 (7), 2189e2202.
- Cho, K.H., Pachepsky, Y., Kim, J.H., Guber, A., Shelton, D., Rowland, R., 2010b. Release of *Escherichia coli* from the bottom sediment in a first–order creek: experiment and reach–specific modeling. *J. Hydrology* 391 (3), 322e332.
- Cho, K.H., Pachepsky, Y.A., Kim, J.H., Kim, J.W., Park,

- M.H., 2012. The modified SWAT model for predicting fecal coliforms in the Wachusett Reservoir Watershed, USA. *Water Res.* 46 (15), 4750e4760.
- Guber, A.K., Shelton, D.R., Pachepsky, Y.A., Sadeghi, A.M., Sikora, L.J., 2006. Rainfall-induced release of fecal coliforms and other manure constituents: comparison and modeling. *Appl. Environ. Microbiol.* 72 (12), 7531e7539.
- Pachepsky, Y.A., Shelton, D.R., 2011. *Escherichia coli* and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 41 (12), 1067e1110.
- Oliver, D.M., Porter, K.D.H., Heathwaite, A.L., Zhang, T., Quilliam, R.S., 2015. Impact of low intensity summer rainfall on *E. coli* discharge event dynamics with reference to sample acquisition and storage. *Environ. Monit. Assess.* 187 (7), 1e13.
- Gronewold, A.D., 2009. Water Quality Models for Supporting Shellfish Harvesting Area Management by Water Quality Models for Supporting Shellfish Harvesting Area Management (Doctoral dissertation). Available from URL: <http://dukespace.lib.duke.edu/dspace/handle/10161/898>
- Bougeard, M., Le Saux, J.C., Teillon, A., Belloir, J., Le Mennec, C., Thome, S., Durang, G., Pommepuy, M., 2011. Combining modeling and monitoring to study fecal contamination in a small rural catchment. *J. Water Health* 9 (3), 467e482.
- Shoemaker, L., Dai, T., Koenig, J., Hantush, M., 2005. TMDL Model Evaluation and Research Needs. EPA/600/R-05/149
- EUPC, 2006a. The European Parliament and the Council, Directive 2006/113/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the quality required of shellfish waters. *Official J. Eur. Union L* 376, 14.
- EUPC, 2006b. The European Parliament and the Council, Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing directive 76/160/EEC. *Official J. Eur. Union L* 64, 37.
- U.S. Food and Drug Administration, 2011. Standards for the Growing, Harvesting, Packing, and Holding of Produce for Human Consumption. Available from URL: <http://www.fda.gov/Food/GuidanceRegulation/FSMA/ucm334114.htm>.
- Whelan, G., Kim, K., Pelton, M.A., Soller, J.A., Castleton, K.J., Molina, M., Pachepsky, Y., Zepp, R., 2014. An integrated environmental modeling framework for performing quantitative microbial risk assessments. *Environ. Model. Softw.* 55, 77e91.
- Schijven, J., Derx, J., de Roda Husman, A.M., Blaschke, A.P., Farnleitner, A.H., 2015. QMRACatch: microbial quality simulation of water resources including infection risk assessment. *J. Environ. Qual.* 44 (5), 1491e1502.
- Oliver, D.M., Heathwaite, A.L., Hodgson, C.J., Chadwick, D.R., 2007. Mitigation and current management attempts to limit pathogen survival and movement within farmed grassland. *Adv. Agron.* 93, 95e152.
- Hutchison, M.L., Walters, L.D., Avery, S.M., Munro, F., Moore, A., 2005. Analysis of livestock production, waste storage, and pathogen levels and prevalences in farm manures. *Appl. Environ. Microbiol.* 71 (3), 1231e1236.
- Sunohara, M.D., Topp, E., Gottschall, N., Neumann, N., Ruecker, N., Jones, T.H., Edge, T.A., Marti, R., Lapen, D.R., 2012. Impact of riparian zone protection from cattle on nutrient, bacteria, F-coliphage, *Cryptosporidium*, and *Gardia* loading of an intermittent stream. *J. Environ. Qual.* 41 (4), 1301e1314.
- Oliver, D.M., Heathwaite, A.L., Hodgson, C.J., Chadwick, D.R., 2007. Mitigation and current management attempts to limit pathogen survival and movement within farmed grassland. *Adv. Agron.* 93, 95e152.
- LaWare, P., Rifai, H.S., 2006. Modeling fecal coliform contamination in the Rio Grande 1. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 42 (2), 337e356.
- Fan, K., Huang, J., Liu, E., Hu, J., Yang, H., 2020. Self-luminescent PVDF membrane hybrid with rare earth nanoparticles for real-time fouling indication. *Journal of Membrane Science*, vol. 606, 118123.
- Fortunato, L., Jang, Y., Lee, J.-G., Jeong, S., Lee, S., Leiknes, T., Ghaffour, N., 2018. Fouling development in direct contact membrane distillation: Non-invasive monitoring and destructive analysis. *Water Research*, vol. 132, pp. 34–41.
- Im, S.J., Fortunato, L., Jang, A., 2021. Real-time fouling monitoring and membrane autopsy analysis in forward osmosis for wastewater reuse. *Water Research*, vol. 197, 117098.



Kim, H.-W., Yun, T., Kang, P.K., Hong, S., Jeong, S., Lee, S., 2019, Evaluation of a real-time visualization system for scaling detection during DCMD, and its correlation with wetting, *Desalination*, vol. 454, pp. 59–70.

Kim, H.-W., Yun, T., Hong, S., Lee, S., Jeong, S., 2020, Retardation of wetting for membrane distillation by adjusting major components of seawater, *Water Research*, vol. 175, 115677.

Rudolph, G., Virtanen, T., Ferrando, M., Guell, C., Lipnizki, F., Kallioinen, M., 2019, A review of in situ real-time monitoring techniques for membrane fouling in the biotechnology, biorefinery and food sectors, *Journal of Membrane Science*, vol. 588, 117221.

■ 집필진 소개(가나다 순)



이사를 역임하고 있다.

손아정 교수는 현재 이화여자대학교 환경공학대에서 정교수로 재직 중이며 주요 연구 분야는 환경 바이오센서 및 휴대용 장치 개발, 환경 미생물 군집 연구 및 미생물 동력학 등이다. 현재 RSC Advances의 부편집장을 맡고 있으며 ES&T, Biosensors and Bioelectronics 등 국제저명학술지 논문 68편과 국제특허 6건을 등록하였다. 환경독성보건학회 부회장/이사 및 대한환경공학회



하수도학회 통합 미래도시물환경기술위원회 간사, 한국물환경학회 영문지 편집위원회 위원, 대한상하수도학회 편집, 학술, 역량강화위원회 위원, 대한환경공학회 이사 및 학술위원회 부위원장, 적정기술학회 총무 및 부편집장 및 환경독성보건학회 학술위원회 위원 등을 역임하고 있다.

정성필 박사는 현재 한국과학기술연구원 물자원순환연구단에 책임연구원으로 재직 중이며 주요 연구분야는 분리막 기반 담수화 및 수처리 공정 개발, 계량서지적 기법을 통한 수처리 분야 연구, 태양에너지 기반 소규모 적정기술 개발 등이다. 현재까지 Water Research, Desalination, Resources, Conservations & Recycling 등 총 35편의 논문을 게재하였다. 한국물환경학회-대한상



조경화 교수는 현재 울산과학기술대학교 도시환경공학부 정교수로 재직 중이며 주요 연구 분야는 물 환경 분야에서의 수치 모델링 기법과 인공지능 기반 모델 개발과 관련되었다. 현재까지 PNAS, Advanced Science, Water Research 등 국제저명학술지 논문 140여 편을 게재하였다.



압타머 기반 바이오센서도 개발하고 있다. 현재까지 ES&T와 Water Research 게재논문 11편을 포함하여 환경공학 및 환경화학 분야 국제저명학술지에 28편의 논문을 게재하였으며 한국물환경학회-대한상하수도학회 통합미래위원회 위원, 대한상하수도학회 이사 및 편집위원회 위원, 대한환경공학회 학술위원회 위원, 대한토목학회 국제위원회 위원 등을 역임하고 있다.

최정권 교수는 현재 서울대학교 건설환경공학부 부교수로 재직 중이며 주요 연구 분야는 수처리 및 에너지 회수를 위한 화학적 처리와 지속가능성 평가로, 과불화화합물, 신종약품물질, 과염소산염을 포함한 여러 미량오염물질의 고도환원처리기술 기반의 화학적 분해 효율과 기작 및 부산물 생성 파악에 관련된 연구를 수행하고 있다. 또한, 최근에는 미량오염물질(과불화화합물)을 대상으로

한국물환경학회-대한상하수도학회 통합 미래위원회

위원장 | 이재우, 최용주

위 원 | 김상현, 김영진, 김이중, 김형일, 명재욱, 박새롬, 박성직, 박제량, 박주영, 배성준, 배효관, 부찬희,
손아정, 윤석환, 이태권, 정석희, 정성필, 조강우, 조경화, 최정권

Water4FutureCity 2022년 5호

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 한국물환경학회와 대한상하수도학회가 공동으로 운영하는 통합 미래위원회에서 발간합니다.