

Original article

소독살균제 기인 화학물질의 수생태계 내 생물 전이 특성 연구

조하은¹ · 김도균¹ · 원은지^{1,2} · 조형욱³ · 안광국⁴ · 신경훈^{1,2,*}

¹한양대학교 해양융합과학과, ²한양대학교 해양대기과학연구소,
³한경대학교 산학협력단 한살림농식품분석센터, ⁴충남대학교 생명과학과

Trophic Transfer of Disinfectant Chemical in Aquatic Ecosystem. Ha-Eun Cho¹ (0000-0002-2075-7399), Dokyun Kim¹ (0000-0002-5369-569X), Eun-Ji Won^{1,2} (0000-0001-6766-6307), Hyeong-Wook Jo³ (0000-0002-2271-9767), Kwang-Guk An⁴ (0000-0003-2018-580X) and Kyung-Hoon Shin^{1,2,*} (0000-0002-3169-4274) (¹Department of Marine Sciences and Convergent Technology, Hanyang University, Ansan 15588, Republic of Korea; ²Institute of Ocean & Atmospheric Science, Hanyang University, Ansan 15588, Republic of Korea; ³Hansalim Agri-food Analysis Center, Hankyong National University Industry Academic Cooperation Foundation, Anseoung 17579, Republic of Korea; ⁴College of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 34134, Republic of Korea)

Abstract Despite the consumption of disinfectants have been increased by COVID-19 pandemic, the fate of the chemicals in aquatic food webs are still unclear. In order to understand the trophic transfer of the chemicals, the concentration of disinfectants including six benzalkonium chloride (BACs) and five didecylmethylammonium chlorides (DDACs) were measured at the Geum (2020), Han (2021), and Yeongsan River (2021), before and after rainfall. The highest concentration of Σ BACs (mainly C12 and C14) and Σ DDACs (mainly C10 and C14) were observed in the Han River, followed by Yeongsan River, Geum River Estuary, and Gapcheon. After rainfalls, both concentration and detection frequency were decreased in all sites. Although the BAC and DDAC seems to be accumulated in organisms, they were bio-diluted rather than magnified in the aquatic food web with the biomagnification factor (BMF) of less than 1, trophic magnification slope (TMS) from -0.236 to 0.001 , and trophic magnification factor (TMF) from 0.85 to 1.01 .

Key words: household chemical product, disinfectants, nitrogen isotope, TMF

서 론

화학물질의 종류와 그 발생량이 증가됨에 따라 생활화학 제품에서 기인하는 유해물질의 배출에 대한 우려가 증가하고 있다. 수환경 조사 결과에 따르면 생활화학제품에서 기

인하는 유해물질의 농도는 하수처리장 주변에서 높은 농도를 보이고 있기 때문에 (Hora *et al.*, 2020) 수계로 배출된 물질이 수생태계에 영향을 미칠 수 있음이 지적되고 있다 (Institute of Public Health and Environment, 2014; Jeong *et al.*, 2017). 비록 물질의 농도는 배출 후 수계와의 혼합으로 하수처리장으로부터의 거리가 멀어짐에 따라 희석되는 분포를 보인다고 알려져 있다 (Chase *et al.*, 2012; Estahbanati and Fahrenfeld, 2016). 하지만, 일정하지 않은 물질의 사용과 배출에 의한 환경 내 거동으로 인해 사용량과 배출량의

Manuscript received 28 November 2022, revised 15 December 2022,
revision accepted 15 December 2022
* Corresponding author: Tel: +82-31-400-4158
E-mail: shinkh@hanyang.ac.kr

장기적인 모니터링, 수생태계 내에서의 신뢰성 있는 거동 해석 그리고 위해성 평가를 위한 매체 잔류성 조사가 필요하다. 특히 생물체 내에 잔류하거나 먹이망을 통한 확대가능성이 있는 유해물질은 수산자원 활용으로 인해 인간의 건강에 직접적인 영향을 미칠 수 있어 그 중요성이 크다고 할 수 있다. 한국은 2019년 『생활화학제품 및 살생물제의 안전관리에 관한 법률(화학제품안전법)』을 별도로 제정, 시행하여 살생물제, 화학물질 함유제품을 규제하였으며, 2020년 [한국환경산업기술원 생활화학제품 안전관리 기술개발사업] 연구사업을 협약하여 생활화학제품 함유 물질 관리를 위한 물질 잔류 농도 모니터링, 배출계수와 생태계 축적 계수 산정 등의 연구를 수행하고 있다.

2019년 코로나19 발병에 따라 개인 및 공공지역 방역으로 인해 그 사용량이 증가한 소독제 및 살균제(e.g., 살생제)는 다양한 환경에서의 잔류성과 영향으로 관심이 증가되었다(Alygizakis *et al.*, 2021). 생활화학제품 중 살생물제는 비농업용으로 이용되는 유해생물 제거를 목적으로 하는 물질을 의미하며 비농업용 살충제, 살균제, 소독제, 보존제, 향균제 등을 포함한다(법률 제18170호). 코로나19 발병 이후 살생물제에 대한 관심은 인체와 물질이 유입될 수 있는 다양한 환경에서도 관심을 받고 있는데, 이는 팬데믹 기간 동안 강화된 소독 때문이다(Dewey *et al.*, 2021; Subpiramaniam, 2021). 제2형 중증급성호흡기증후군 코로나바이러스(SARS-CoV-2)는 바이러스 방울이 포함된 비말 접촉 또는 호흡기를 통하여 전달되고, 생활하수를 통해 바이러스 RNA가 이동되면서 감염성 에어로졸을 형성한다는 우려도 제기된 바 있어 이에 대응하기 위한 강화된 실내의 환경 소독과 폐수처리가 진행되었다(Zheng *et al.*, 2020). 폐수처리된 염소 소독제의 성분은 하수로 유입되어 결국은 호수와 강에 이르게 되고 수생태계가 오염될 수 있어 수환경으로 유입되는 부분에 대한 많은 조사가 이루어지고 있다(Zhang *et al.*, 2020; Kataki *et al.*, 2021). 중국의 경우 전염병 기간 동안 56개 도시 폐수처리장(WWTP)에서 소독 시설의 운영 시 예방을 위한 염소 소독량의 증가가 나타났고(Li *et al.*, 2020), 코로나19 방역 기간 중 그리스 아테네의 하수종말처리장에서 조사된 양이온성 4급 암모늄화합물(계면활성제 및 살생물제로 사용)은 약 331% 증가했다고 보고되었다(Alygizakis *et al.*, 2021).

한국의 경우 코로나19 방역에 사용된 환경 소독제는 승인 제품과 신고제품으로 나뉘어 사용되었으며, 환경부 승인 기준에 의해 제조된 농도 범위와 사용 규정에 따라 이용되었음에도 불구하고 물질의 사용법을 비롯해 농도 등 잔류에 의한 인체 및 환경 위해성에 대한 논란과 우려가 있어 왔다(ME, 2021). 하지만 아직까지 소독제에 사용되는 유해물질의 수환경 유입에 대한 연구는 기존의 하수처리장 방류수의 염소

소독잔류물 연구에 그쳐 있다(Seo *et al.*, 2009; Kim *et al.*, 2020). 이들 살생제에 대해 캐나다 등 일부 국가에서 수중 허용 농도를 설정하고 있지만($1.5 \mu\text{g L}^{-1}$, CCME, 1999), 한국의 경우 살생물제를 제조하거나 수입하는 경우에 필요한 승인과 안전 기준 표시 의무화 외에 수자원 관리나 식수에 대한 수질 기준 등은 제시되고 있지 않은 상황이다. 환경 매체의 유해물질 잔류 농도를 분석하는 것은 조사한 시점에 대한 정보를 제공하지만 일정하지 않은 유입량의 영향을 받는 환경에서는 조사시기만의 결과를 반영한다. 또한, 앞서 언급한 연구들 즉, 방역 기간 동안 증가한 사용량과 함께 관찰되는 다양한 환경 매체 내의 높아진 잔류 농도 및 이들 살생 물질에 대한 여러 수생물에 미치는 생물 독성영향 결과들은(Juergensen *et al.*, 2000; Cho *et al.*, 2010; Won *et al.*, 2022) 물질이 생태계에 미치는 영향을 파악, 관리하기에는 물과 퇴적물을 비롯한 환경 매체에서의 일시적인 잔류농도만을 모니터링하는 것은 부족함을 보여준다. 팬데믹에 의한 급격한 사용량 증가는 처리장에서의 배출 농도를 증가시켰음에도 수계, 토양 내 잔류성에 대한 연구 외에 수환경 내 잔류성이 야기하는 영향에 대한 연구는 제한적이며 생물을 대상으로 한 물질의 축적에 대한 정보나 생태학적 거동에 대한 모니터링은 전무하다(Kim *et al.*, 2020).

질소안정동위원소비($\delta^{15}\text{N}$)는 생태계 구조 내에서 먹이단계의 차이를 보여주는 지표로 활용되어 왔으며, 물질이 생태계 내 먹이망을 통해 확대될 수 있는 가능성을 확인하기 위해 물질의 농도와 더불어 사용되어 왔다(Choi and Shin, 2018). 영양단계 정보를 활용하는 biomagnification factor (BMF)와 trophic magnification slope (TMS)은 물질의 먹이망 내 거동을 살펴보는 지표로서 물질의 생태계에서의 위해성을 평가하기 위한 방법 중 하나로 제안되었다(Lavoie *et al.*, 2013). BMF는 1을 기준으로 1보다 큰 경우 섭식을 통해 물질이 축적됨을 의미하며 반대로 1 미만의 경우에는 섭식을 통한 물질의 축적이 일어나지 않음을 의미한다(Borgå *et al.*, 2012). 반면, TMS는 단일 먹이관계가 아닌 먹이망 내에서의 물질의 거동을 보여주는 지표로 양의 값이면 먹이망을 따라 증가됨을 의미한다. 본 연구에서는 양이온성 계면활성제로써 박테리아나 곰팡이에 대한 억제작용을 위해 산업, 의료, 생활환경에서 살균제 또는 보존제로 사용되고 있는 성분인 benzalkonium chloride (벤잘코늄클로라이드, BAC or BKC)와 didecyldimethylammonium chloride (염화디데실디메틸암모늄, DDAC)를 대상으로 유해물질의 생태계 내 거동을 이해하고자 금강, 한강, 영산강의 하수종말처리장 배출수의 영향을 받는 지역에 서식하는 어류 체내 잔류량과 생태계 내 생물확대를 해석하였다.

재료 및 방법

1. 조사지역 및 어류채집

조사지역은 금강의 상류 지점인 충청남도 대전 유성구에 위치한 갑천(GC; 36°23'02"N 127°24'40"E)과 금강의 하류 정점인 전라북도 군산에 위치한 금강하구언(GR; 36°01'12"N 126°44'60"E), 한강 지류인 서울 성동구에 위치한 중랑천(HR; 37°33'09"N 127°03'55"E)과 광주 서구에 위치한 영산강 상류(YR; 35°09'20"N 126°49'28"E) 네 정점이었다. 어류는 2020년 4월과 9월에 갑천과 금강에서, 2021년 6월과 9월에 한강과 영산강에서 각각 채집되었다. 정점은 생활하수처리장의 방류수가 배출되는 지점으로부터 하류 1 km 범위 내였으며 투망(망목 7×7 mm)과 족대(망목 2×2 mm) 그리고 채집 지점의 지형 및 물리적인 특징을 고려하여 정치망(삼각망, 유도망 길이: 20 m, 높이: 2 m, 망목 4×4 mm/일각망, 유도망: 10 m, 높이: 1 m, 망목 4×4 mm)과 삼중자망(길이 50 m, 높이 1 m)을 이용해 12시간 이상 수중 설치 채집법을 이용하였다. 조사기간 동안 채집된 어류는 모두 26종(피라미(pale chub), 강준치(lake skygazer), 눈불개(barbel chub), 잉어(common carp), 붕어(crucian carp), 가승어(mullet), 밀자개(light bullhead), 누치(barbel steed), 치리(Korean sharpbelly), 동자개(Korean bullhead), 꼬리(Korean piscivorous chub), 큰납지리(deep body bitterling), 송어(common mullet), 참붕어(stone moroko), 배스(largemouth

bass), 줄물개(stripe false gudgeon), 가물치(snakehead), 메기(catfish), 민물검정망둑(triden goby), 모래무지(goby minnow), 블루길(bluegill), 물개(short barbel gudgeon), 참물개(Korean gudgeon), 얼룩동사리(dark sleeper), 눈동자개(black bullhead), 돌마자(*Microphysogobio yaluensis*))으로 시료는 현장에서 동정하였고 등 근육 부분을 분취하여 드라이아이스에 보관 후 실험실로 이동하여 실험에 활용하였다. 이후 동결 건조된 시료는 균질화시킨 뒤 BACs와 DDACs 농도와 총 $\delta^{15}\text{N}$ 분석에 각각 이용하였다.

2. 소독제 성분 분석

건조 및 균질화된 시료를 0.1 ± 0.02 g 정량하여 반응용기에 넣고 내부표준물질(Internal standard, IS) 100 ng 및 5% HCl가 함유된 acetonitrile를 8 mL 첨가하였다. 반응용기를 80°C에서 30분간 가열시킨 후 Microwave digestion system(Goojung, Korea)을 활용해 120°C에서 30분간 분해 및 추출하였다. 이후 분해물을 GF/A filter를 이용하여 1차 여과한 뒤, acetonitrile 4 mL를 첨가하여 2차 여과하여 합한 여액(총 12 mL)을 질소농축기를 이용하여 건조하였다. 건조물을 acetonitrile 500 μL 로 재용해 후 Nylon filter를 이용하여 여과하였다. 어류 체내 BACs 및 DDACs의 정성 및 정량분석을 위하여 liquid chromatography-tandem mass spectrometry(LC-MS/MS, LCMS-8050 with Nexera X2, Shimadzu, Tokyo, Japan)를 사용하였으며 electrospray ionization(positive) 방법

Table 1. Instrumental conditions of liquid chromatography-tandem mass spectrometry for BACs and DDACs analysis.

Compound name	RT (min.)	Ionization	Precursor ion > Product ion (CE, eV)							
			Quantifier ion				Qualifier ion			
BAC C8	10.96	M+H ⁺	248.1	>	91.00	-25	248.1	>	156.25	-18
BAC C10	12.40	M+H ⁺	276.1	>	91.05	-30	276.1	>	184.20	-21
BAC C12	14.07	M+H ⁺	304.1	>	91.10	-35	304.1	>	212.30	-22
BAC C14	15.83	M+H ⁺	332.1	>	91.05	-35	332.1	>	240.25	-24
BAC C16	17.48	M+H ⁺	360.2	>	268.30	-26	360.2	>	91.05	-35
BAC C18	18.98	M+H ⁺	388.2	>	296.25	-27	388.2	>	90.0	-35
DDAB C10:C10	16.47	M+H ⁺	326.2	>	186.20	-30	326.2	>	57.15	-34
DDAB C12:C12	19.10	M+H ⁺	382.2	>	214.35	-33	382.2	>	57.15	-38
DDAB C14:C14	21.16	M+H ⁺	438.2	>	242.35	-37	438.2	>	57.05	-43
DDAB C16:C16	22.78	M+H ⁺	494.2	>	270.35	-40	494.2	>	57.10	-47
DDAB C18:C18	24.12	M+H ⁺	550.3	>	298.35	-45	550.3	>	57.05	-50
AEDAC C12(IS)	12.84	M+H ⁺	242.1	>	74.14	-25	242.1	>	57.10	-27
AEDAC C16(IS)	16.65	M+H ⁺	298.2	>	74.10	-30	298.2	>	57.05	-30
BAC D7-C10(IS)	12.38	M+H ⁺	283.2	>	98.10	-35	283.2	>	184.20	-22
BAC D7-C12(IS)	14.04	M+H ⁺	311.2	>	98.10	-30	311.2	>	212.25	-23
BAC D7-C14(IS)	15.80	M+H ⁺	339.2	>	98.10	-30	339.2	>	240.25	-25

으로 분석하였다. 분석성분의 분리를 위하여 Agilent Poroshell 120 (100 mm×3.00 mm, SB-Aq 2.7 μm) 컬럼을 사용하였으며, 이동상 용매는 0.1% formic acid 및 5 mM ammonium formate가 함유된 물과 methanol을 사용하였다. interface temperature는 150°C, heat block temperature는 400°C, desolvation line (DL) temperature는 220°C로 설정하였으며, nebulizing gas flow는 3 L min⁻¹, heating gas flow는 10 L min⁻¹, drying gas flow는 10 L min⁻¹으로 하였다. 상세 이온화 조건은 Table 1에 있으며, IS를 활용한 내부표준검량법을 사용하였다.

3. 총 질소안정동위원소비 분석을 이용한 BMF와 TMS 계산

총 질소안정동위원소비는 동결 건조된 시료를 균질화한 후 전처리 과정 없이 원소분석기(EA, Elementar)와 연계된 안정동위원소질량분석기(IRMS, Isoprime)를 사용하여 분석하였고 각 10개의 시료마다 표준물질(IAEA N-1, δ¹⁵N: 0.43±0.07‰)을 분석하여 정확성 및 재현성을 확인하였다. 분석된 표준물질의 표준편차는 오차범위 0.1‰ 이내였다. 질소안정동위원소비는 표준물질(대기질소)과의 상대적 차이를 McKinney *et al.* (1950)에서 제시한 delta (δ)로 나타내었다. 식에서 R은 ¹⁵N/¹⁴N 비를 나타내며, δ는 퍼밀(‰) 단위를 사용하였다(Eq. 1).

$$\delta (\text{‰}) = \left(\frac{R \text{ 시료}}{R \text{ 표준물질}} - 1 \right) \times 1000 \quad (1)$$

BMF는 소비자와 먹이 간 물질 농도의 비로 계산되며 물질이 섭식에 의해 확대되는 경향성을 보여주는 지표로(Gray, 2002) equation 2에 나타내었다.

$$\text{BMF} = \frac{\text{Conc.}_{\text{consumer}}}{\text{Conc.}_{\text{diet}}} \quad (2)$$

TMS는 Lavoie *et al.* (2013)의 방법에 따라 δ¹⁵N를 x축으로 하는 유해물질(y축)과의 관계식에서 그래프의 기울기 값을 이용하여 변환시켰으며, 기울기(b)를 TMS로 사용하였다(Eq. 3).

$$\text{Log}_{10} [\text{contaminants}] = b \times \delta^{15}\text{N} + a \quad (3)$$

4. 통계 분석

통계 분석은 IBM SPSS Statistics 23 (2015 SPSS Inc., IBM Corp., Armonk, NY, USA)을 사용하여 수행하였으며, 정점별 어류의 질소안정동위원소비의 유의한 차이 비교를

위해 일원분산분석(one-way ANOVA) 후 Turkey 방법으로 사후 검정을 진행하였으며 유의수준은 0.05를 기준으로 하였다.

결과 및 고찰

1. 어류의 BAC와 DDAC 농도

Table 2는 총 26종의 어류에서 측정된 BAC와 DDAC의 농도를 보여준다. 소독제의 성분 중에서도 BAC와 DDAC는 코로나19 발병 이후 사용량이 많았던 물질로(Hora *et al.*, 2020) 강우 전후에 갑천에서는 1.2±2.5 ng g⁻¹과 0.9±3.2 ng g⁻¹, 금강하구언에서는 3.2±7.4 ng g⁻¹과 ND(not detected), 한강에서는 43±39 ng g⁻¹과 1.9±2.7 ng g⁻¹, 영산강에서는 13±31 ng g⁻¹과 0.53±2.2 ng g⁻¹의 농도로 ΣBACs가 검출되었으며, ΣDDACs는 갑천 서식 어류에서는 검출되지 않았고 금강하구언에서는 강우 전후에 0.8±3.7 ng g⁻¹과 ND, 한강에서는 13±5 ng g⁻¹과 2.3±3.2 ng g⁻¹, 영산강에서는 3.4±4.5 ng g⁻¹과 1.1±2.4 ng g⁻¹의 농도로 ΣDDACs가 검출되었다(Fig. 1a, c). 두 물질 모두 한강 중랑천에서 가장 높은 농도를 보였는데, 이는 조사가 수행된 중랑하수종말처리장은 일일 방류량으로 산정하였을 때 우리나라 하수종말처리장 중 세 번째로 막대한 양의 하수를 처리하는 시설이며 대전광역시 시설관리공단, 신천하수처리장보다 큰 규모의 하수처리장이기 때문으로 사료되며(ME, 2019) 그 검출빈도(detection frequency) 또한 한강에서 가장 높았다. 이는 생물 체내의 물질 농도와 검출 빈도가 하수처리장의 방류량 및 방류수 내 농도의 영향을 받는다는 것을 의미한다. 물질 농도는 배출구로부터의 거리에도 영향을 받을 수 있는데 경기도 화성의 제약공장 근처 하천에서 수행된 연구에서도 수계의 BAC 농도가 제약공장에서 멀어질수록 감소하는 경향을 보였다(Kim *et al.*, 2020). 하지만, 갑천 서식 생물에서는 DDAC가 검출되지 않은 반면, 금강하구언에서는 더 높은 농도로 검출된 것으로 보아 하수처리장 외에서도 물질이 수계로 유입됨을 짐작할 수 있었다. Melin *et al.* (2016)에 의하면 BAC와 DDAC의 섭식을 통한 노출량이 하루 120,000 ng g⁻¹ 이상일 때, 쥐에서 생식독성이 발현되었다. 또한, BAC에 48시간 노출된 *Daphnia magna*는 38.2 (33.7~43.2) μg L⁻¹의 농도에서 유영저해를 일으켰으며, 24시간 노출된 *Ceriodaphnia dubia*는 403.7 (265.2~614.7) μg L⁻¹의 농도의 반수치사량을 갖는 등 생식독성과 같은 독성발현이 보고되었다(Lavorgna *et al.*, 2016). DDAC의 노출에 대해 coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*)의 아가미에서 조직병리학적 스트레스가 유발되었

Table 2. Continued.

Site (season)	Name	BAC (ng g ⁻¹ dw)							DDAC (ng g ⁻¹ dw)						$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
		C8	C10	C12	C14	C16	C18	Sum	C10	C12	C14	C16	C18	Sum	
GR (June)	#3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.4
	Crucian carp #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17.3
	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14.9
	Common mullet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14.9
	Stone moroko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.1
	Largemouth bass	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20.8
	Average	-	-	2.8	0.3	-	-	3.2	0.8	-	-	-	-	0.8	15.7
	Standard deviation	-	-	6.0	1.6	-	-	7.4	3.7	-	-	-	-	3.7	2.4
	Detection frequency (%)	0	0	22	4.3	0	0	26	4.3	0	0	0	0	4.3	
	(Sep.)	Lake skygazer #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#2		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18.8
#3		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17.8
#4		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.5
#5		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.5
Korean piscivorous chub #1		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.3
#2		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.5
Crucian carp #1		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.1
#2		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.1
#3		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.9
#4		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.2
Largemouth bass		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19.0
Average		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.0
Standard deviation		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.9
Detection frequency (%)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
HR (Apr.)	Common carp #1	-	-	17.5	7.7	-	-	25.2	5.2	-	7	-	-	12.2	9.04
	#2	-	-	23.3	9.1	8.1	-	40.5	7.7	-	10	-	-	17.7	10.3
	#3	-	-	137	46	-	-	183	9.7	-	6	-	-	15.7	8.05
	#4	-	-	28.8	14.4	-	-	43.1	8.3	-	9	-	-	17.3	8.67
	#5	-	-	30.7	17.0	6.4	-	54.2	9.0	-	11	-	-	20	8.17
	Crucian carp #1	-	-	23.8	18.9	5.1	-	47.8	5.3	-	5	-	-	10.3	7.33
	#2	-	-	11.0	10.2	-	-	21.3	4.6	-	10	-	-	14.6	9.14
	#3	-	-	21.7	6.6	-	-	28.3	10.0	-	-	-	-	10	10.6
	#4	-	-	29.3	15.0	5.9	-	50.2	6.3	-	7	-	-	13.3	12.3
	#5	-	-	35.1	31.0	-	-	66.1	9.9	-	13	-	-	22.9	11.3
	#6	-	-	31.3	11.2	-	-	42.5	15	-	6	-	-	21	8.40
	Snakehead	-	-	16.1	-	-	-	16.1	5	-	5	-	-	10	16.9
	Catfish #1	-	-	14.4	-	-	-	14.4	6	-	5	-	-	11	15.1
	#2	-	-	15.9	12.3	5.0	-	33.1	5	-	5	-	-	10	12.9
	#3	-	-	14.0	4.7	-	-	18.7	5	-	5	-	-	10	14.0
	Triden goby	-	-	13.6	9.7	-	-	23.2	6	-	-	-	-	6	11.7
	Goby minnow	-	-	14.0	6.8	-	-	20.7	6	-	-	-	-	6	10.7
	Average	-	-	28	13	1.8	-	43	7.3	-	6.1	-	-	13	10.9
	Standard deviation	-	-	29	11	2.9	-	39	2.7	-	3.8	-	-	5.0	2.7
	Detection frequency (%)	0	0	100	88	29	0	100	100	0	82	0	0	100	

Table 2. Continued.

Site (season)	Name	BAC (ng g ⁻¹ dw)							DDAC (ng g ⁻¹ dw)						$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
		C8	C10	C12	C14	C16	C18	Sum	C10	C12	C14	C16	C18	Sum	
(Sep.)	Common carp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.1
	Crucian carp #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.83
	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.75
	Deep body bitterling	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.59
	Lake skygazer	-	-	5.2	-	-	-	5.2	-	-	-	-	-	-	4.06
	Short barbel gudgeon	-	-	5.3	-	-	-	5.3	-	-	7	-	-	7	8.70
	Stone moroko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	6	9.30
	Dark sleeper	-	-	4.9	-	-	-	4.9	-	-	5	-	-	5	10.0
	Average	-	-	1.9	-	-	-	1.9	-	-	2.3	-	-	2.3	8.5
	Standard deviation	-	-	2.7	-	-	-	2.7	-	-	3.2	-	-	3.2	2.0
Detection frequency (%)	0	0	33	0	0	0	33	0	0	33	0	0	33		
YR (Apr.)	Common carp #1	-	-	103	-	-	-	103	5	-	9	-	-	14	9.67
	#2	-	-	18.2	5.9	-	-	24.1	6	-	9	-	-	15	9.64
	#3	-	-	89	44	-	-	132	6	-	-	-	-	6	8.48
	#4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	5	8.59
	Crucian carp #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	6	7.18
	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.05
	#3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.44
	#4	-	-	22	14	-	-	35.8	-	-	-	-	-	-	8.24
	Catfish #1	-	-	-	-	-	-	0.0	-	-	-	-	-	-	10.6
	#2	-	-	7.2	-	-	-	7.2	-	-	-	-	-	-	12.4
	#3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.0
	#4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	7	14.4
	Largemouth bass #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	6	12.1
	#2	-	-	5.6	-	-	-	5.6	-	-	9	-	-	9	14.0
	Goby minnow #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1
	#2	-	-	6	-	-	-	6	-	-	6	-	-	6	11.1
	Blugill #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.8
	#2	-	-	5.7	-	-	-	5.7	-	-	-	-	-	-	12.8
	Barbel steed	-	-	30.3	-	-	-	30.3	-	-	-	-	-	-	9.58
	Pale chub	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.3
	Short barbel gudgeon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.3
	Korean sharpbelly	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.08
	Barbel chub	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.34
	Korean gudgeon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	6	10.4
	Deep body bitterling	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	7	9.77
	Dark sleeper	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	8	10.7
	Black bullhead	-	-	5.2	-	-	-	5.2	-	-	-	-	-	-	12.1
	<i>Microphysogobio yaluensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.3
	Average	-	-	10	2.3	-	-	13	0.6	-	2.8	-	-	3.4	10.5
	Standard deviation	-	-	25	8.6	-	-	31	1.8	-	3.6	-	-	4.5	1.9
Detection frequency (%)	0	0	32	11	0	0	36	11	0	39	0	0	43		

Table 2. Continued.

Site (season)	Name	BAC (ng g ⁻¹ dw)							DDAC (ng g ⁻¹ dw)					$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	
		C8	C10	C12	C14	C16	C18	Sum	C10	C12	C14	C16	C18		Sum
	Common carp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.14
	Crucian carp #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.92
	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.3
	Catfish	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12.7
	Largemouth bass #1	-	-	9	-	-	-	9	-	-	-	-	-	-	11.2
	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12.0
	#3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.9
	Barbel steed #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.6
	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.0
	Pale chub #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	7	9.84
(Sep.)	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	6	9.81
	Korean gudgeon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	5	8.82
	Goby minnow	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.0
	Blugill	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12.4
	Korean sharpbelly #1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.9
	#2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.97
	Deep body bitterling	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.86
	Average	-	-	0.53	-	-	-	0.53	-	-	1.1	-	-	1.1	10.4
	Standard deviation	-	-	2.2	-	-	-	2.2	-	-	2.4	-	-	2.4	1.4
	Detection frequency (%)	0	0	5.9	0	0	0	5.9	0	0	18	0	0	18	

- : Not detected

으며 (Johnston *et al.*, 1998), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)의 경우에도 DDAC 노출에서 스트레스 지수인 코르티코스테로이드 수치가 증가하고 유영능력이 저하되는 등의 결과가 관찰되었다 (Wood *et al.*, 1996). 뿐만 아니라, Kim *et al.* (2020)은 물벼룩과 송사리를 이용한 BAC의 급, 만성 독성 평가 연구를 통해 이 물질이 내분비교란을 일으킬 수 있음을 지적하며 생태학적 위험을 강조하였다. BAC와 DDAC 모두 한강과 영산강 서식 어류에게서 높은 검출 빈도(5.9~100%, 평균 46±35%)로 나타났는데 이처럼 높은 검출빈도와 농도가 관찰되는 생물의 경우 그렇지 않은 생물보다 더 큰 독성 위험을 내포할 수 있음이 예상된다. 본 연구에서 수생태계 내에 물질이 검출되는 것을 종합했을 때, 측정된 물질 농도는 생물에게 독성 영향을 주는 수준보다는 매우 낮았지만 BAC와 DDAC의 수생태계에서의 장기적 모니터링의 필요성을 보여준다. BAC와 DDAC는 한국의 네 정점 모두에서 유사한 조성비를 가지고 검출되었는데, BAC는 C12가 가장 검출 빈도가 높게 측정되었고 뒤이어 C14가 높은 빈도로 검출되었다 (Fig. 1b, d). 이는 BAC 물질 중 C12, C14 및 C16가 소비자 제품에서 발견되는 가장 일반적인 compound임을 고려하였을 때 (Hudalla and Fountain, 2019), 하천에서 측정되는 농

도가 생활하수를 반영하는 것으로 보인다. 국내의 제약공장의 배출수와 인근 하천에서도 C12와 C14가 BAC 중 가장 높은 농도를 가지고 검출되었다 (Kim *et al.*, 2020). 또한 DDAC 중 검출빈도와 농도가 가장 높게 측정된 C10, C14가 소비자 제품에서 가장 많이 사용 및 배출되는 compound라고 추정된다. 반면, BAC 중 C8, C10, C18과 DDAC 중 C12, C16, C18은 검출 한계 이하의 값을 나타내었으며 이는 모든 정점에서 같은 결과를 보였는데 이 역시 사용량을 반영한 것으로 보인다 (Hudalla and Fountain, 2019). 강우에 의한 영향 (Fig. 2)을 알아보기 위해 강우 전, 후의 물질의 농도를 비교했을 때, 네 정점 모두에서 강우 전보다 강우 후에 BACs와 DDACs 모두 검출 빈도와 농도가 감소하였다 (Fig. 1a, c). 물질의 조성 또한 강우 후에 단순해졌는데 이는 강우에 의해 물질이 희석되거나 혹은 배출되어 어류 체내에 축적되지 않는 것으로 보여진다.

2. 먹이망 내 생물 축적 경향성: BMF와 TMS

TMS 계산에 사용되는 $\delta^{15}\text{N}$ 는 먹이망 내에서의 생물의 영양학적 위치에 대한 정보를 제공하므로 (Griffiths, 2020) 상대적으로 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 를 갖는 생물의 경우 해당 먹이망 내

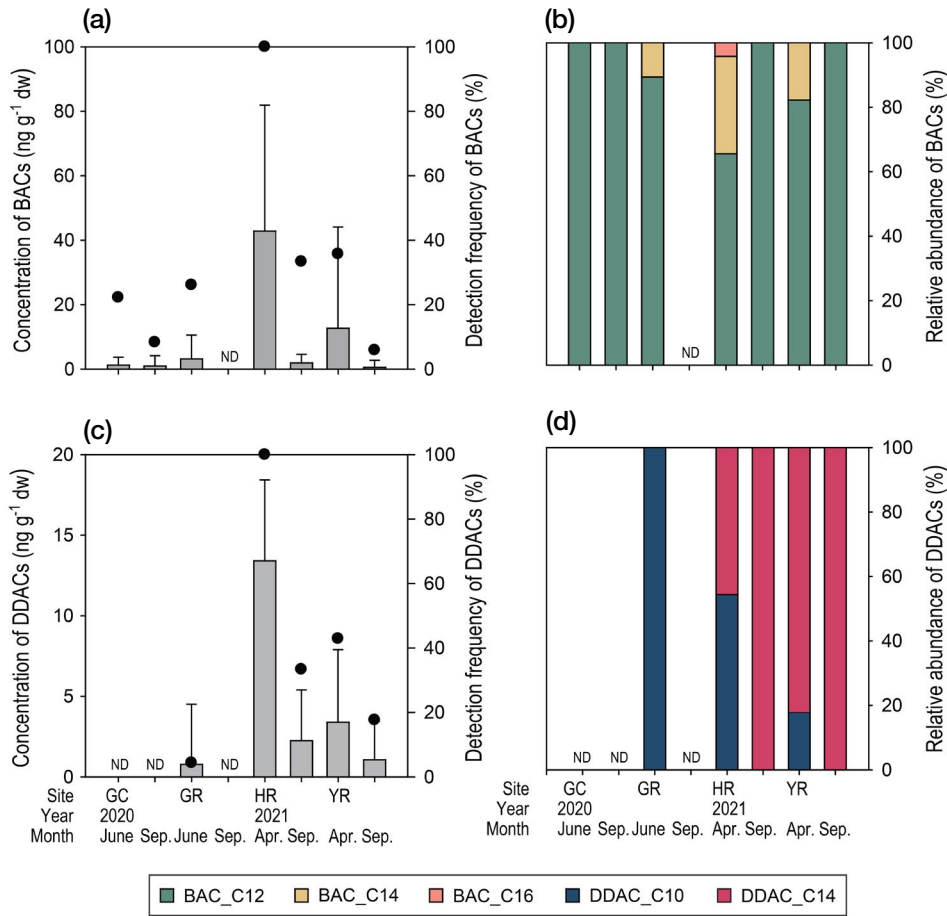


Fig. 1. The concentration (bar graph), detection frequency (dot graph) and relative abundance of (a), (b) BAC and (c), (d) DDAC in GC, GR, HR, and YR. ND indicate 'not detected'. The detection frequency was calculated by number of detections per samples.

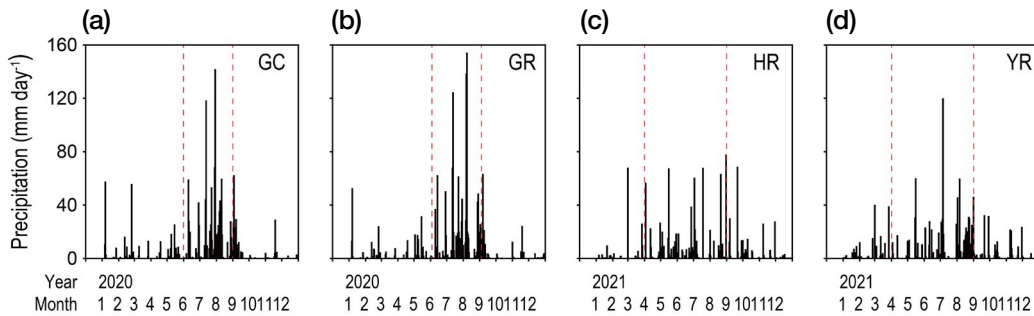


Fig. 2. Precipitation at (a) GC and (b) GR in 2020, (c) HR, and (d) YR in 2021, respectively. The red dot lines indicated each sampling date.

높은 먹이 지위를 나타낸다(Post, 2002). 종별 $\delta^{15}\text{N}$ 를 비교했을 때, 가물치(snakehead), 강준치(lake skygazer), 끄리(Korean piscivorous chub), 배스(largemouth bass)가 다른 어류들에 비해 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 를 가졌는데(10.7~20.8‰, 평균 $15.1 \pm 3.1\%$) (Fig. 3a), 이는 작은 어류 등을 잡아먹는 육식성 섭식 특성을 반영한 것으로 2015년 금강하류에서 채집

된 어류에서도 육식성 어종의 경우 잡식성 어종에 비해 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 를 가졌다(Yoon *et al.*, 2015). 본 연구에서도, 잉어, 붕어, 모래무지와 같이 유기물을 먹는 잡식성 생물은 가벼운 $\delta^{15}\text{N}$ 를 갖는 것을 확인하였다. 또한, $\delta^{15}\text{N}$ 의 범위가 종별로 상이한 결과를 보였는데 이는 먹이 섭식 특성에 의한 결과임을 알 수 있다. 배스($n=7$)의 경우 $\delta^{15}\text{N}$ 의 범위가

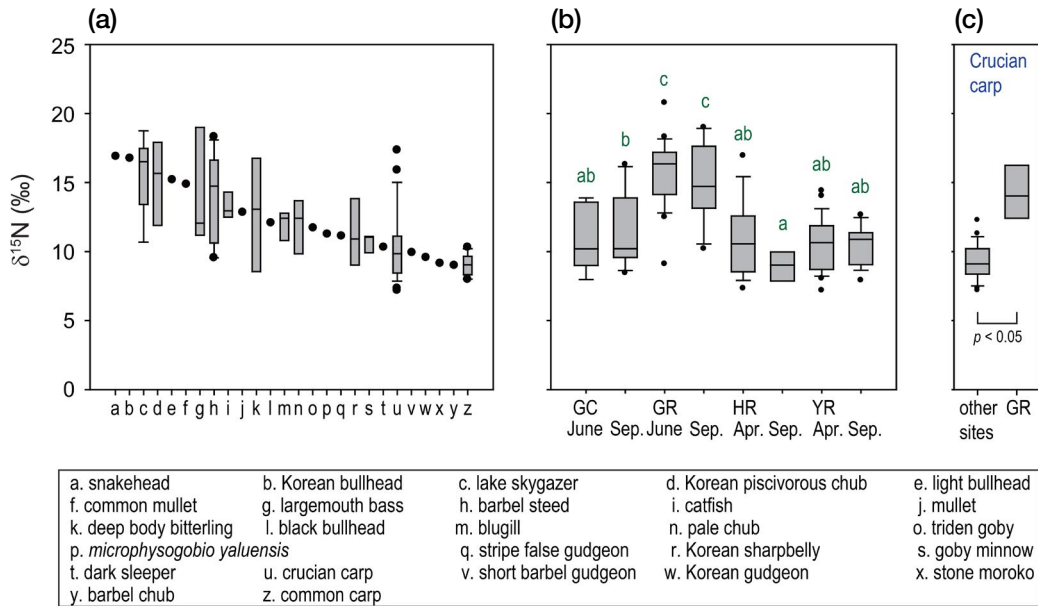


Fig. 3. The $\delta^{15}\text{N}$ of organism by (a) species in all sample sites and by (b) each site and season. And the $\delta^{15}\text{N}$ of (c) crucian carp between GR and other sites. The different letters (a, b, c) above the bars indicate statistically different groups (significance level at $p < 0.05$).

10.9~20.8‰ ($14.3 \pm 4.0\%$)로 상대적으로 넓은 범위였는데 이는 특정먹이를 선호하지 않고, 비 선택적으로 섭식하는 배스의 먹이 습성에 의한 것으로 서식처의 먹이 가용성에 따라 넓은 범위의 $\delta^{15}\text{N}$ 를 보인다(Choi *et al.*, 2020). 이러한 이유로, 포식자로 알려져 있음에도 불구하고, 생태계에 따라 영양단계가 4.1~5.4까지 넓은 범위를 보이기도 한다(Kim *et al.*, 2022). 반면에, 모래무지는 저서성 무척추동물을 선택적으로 섭식하는 생물로서(Katano *et al.*, 2008) 서식지에 상관 없이 비슷한 생태적 지위를 가지는 것으로 알려져 있다. 따라서 이는 모래무지가 오염물질의 생물 축적 연구의 타겟 생물로 활용될 가능성을 시사한다(Yang *et al.*, 2022). 본 연구에서도 모래무지($n=4$)는 $\delta^{15}\text{N}$ 의 범위가 10.7~11.1‰ ($11.0 \pm 0.2\%$)로 서식지에 상관 없이 비교적 일정한 범위를 보였다. 정점별로 비교했을 때, 금강하구언의 $\delta^{15}\text{N}$ 는 강우 전후에 모든 정점과 유의하게 무거운 범위를 보였다(Fig. 3b). 이는 모든 수역에서 공통적으로 채집된 붕어를 기준으로 비교했을 때도 같았는데(Fig. 3c) 금강하구언에 서식하는 붕어에서 유의하게 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 를 확인하였다($p < 0.05$). 금강하구언은 하구둑으로 인해 수체의 흐름이 막혀 있고 주변 농경지를 포함한 인위적 질소원의 유입과 식물플랑크톤의 잦은 대변성으로 인해 비교적 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 를 가지며(Kim *et al.*, 2019) 이전 연구에서 입자성유기물질의 $\delta^{15}\text{N}$ 가 10.2‰의 무거운 값으로 보고된 바 있다(Kim *et al.*, 2022). 따라서 본 연구에서 관찰된 금강하구언 서식 생물의 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 는 기저 먹이

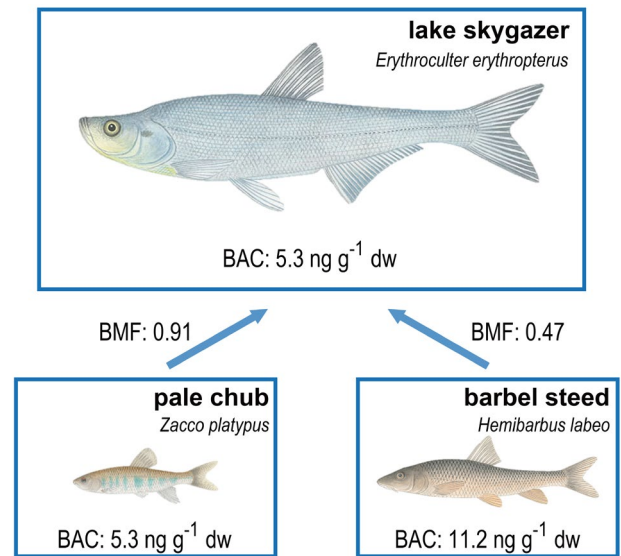


Fig. 4. Biomagnification factors of ΣBACs at GC in 2020. The fishes are illustrated by In Young Kim (<http://fishillustr.com>).

원의 질소안정동위원소비를 반영해 무거워졌음을 알 수 있다.

잡천 정점의 BAC의 BMF 계산을 위해 강준치를 소비자라고 하고 누치와 피라미를 먹이로 설정하였다(Fig. 4). 이러한 생물 선정은 강준치의 육식성 섭식 특성과 질소안정동위원소비를 고려한 것으로 생물의 크기가 먹이원과 섭식자의 관계

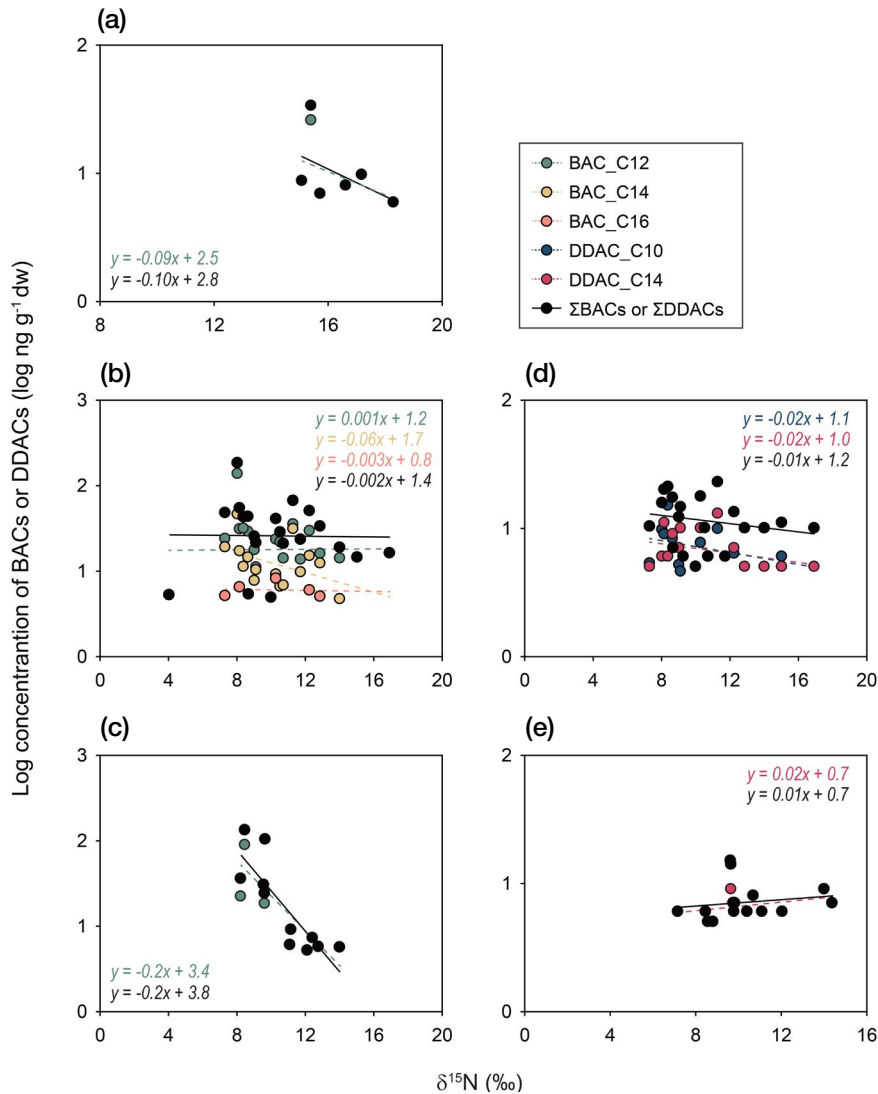


Fig. 5. Relationship between $\delta^{15}\text{N}$ and log concentration of BACs in (a) Geum River Estuary, (b) Han River, and (c) Yeongsan River and DDACs in (d) Han River, and (e) Yeongsan River.

가 될 수 있는지도 고려하였다. 그 결과, 피라미와 누치의 강준치에게로의 BMF는 각각 0.91, 0.47의 값을 가지며 섭식을 통해 물질이 확대되지 않음을 보였다.

TMS는 최소 3개 이상의 시료에서 검출이 되어야 한다는 가정을 내포하기 때문에 본 연구에서는 금강하구에서는 BAC만, 한강과 영산강에서는 BAC와 DDAC의 TMS를 도출할 수 있었다(Table 3). 한강에서 BAC 중 C12, 영산강에서 DDAC 중 C14와 Σ DDACs를 제외한 모든 결과에서 TMS는 0 미만의 값으로 계산되어 어류의 질소안정동위원소비에 따른 축적된 소독제 성분의 농도 경향은 감소하는 것으로 관찰되었다(Fig. 5).

Post (2002)가 제시한 영양단계가 1 증가함에 따라 $\delta^{15}\text{N}$

이 3.4‰ 증가하는 것을 이용하여 TMS로부터 TMF를 산출하였다. TMF는 1을 기준으로 1 이상인 경우 먹이망을 통해 물질이 확대됨을 의미하며 1 미만의 경우는 물질의 먹이망을 통한 희석을 의미한다(Borgå *et al.*, 2012). 분석된 물질의 TMF 값이 모두 1.01 미만으로 본 연구 지역에서 먹이망을 통해 확대되지 않음을 알 수 있었다. 이는 다른 소독제 성분에서의 연구와 유사한 결과로, 소독제의 한 성분인 triclosan은 다양한 생활화학제품에 주로 사용되어 하수처리장에서 높은 농도로 검출된다고 알려져 있으나(Janda, 2022), 2018년 싱가포르 해협에서 수행된 조사에서 triclosan과 methyl triclosan의 TMF는 각각 0.15와 0.44로 먹이망을 통해 확대되지 않는 결과가 보고되었다(Zhang and Kelly, 2018). 즉,

Table 3. The trophic magnification slope (TMS) and trophic magnification factor (TMF) of BACs and DDACs (GR: Geum River Estuary, HR: Han River, YR: Yeongsan River).

Chemical	GR		HR				YR						
	BAC		BAC				DDAC			BAC		DDAC	
	C12	SUM	C12	C14	C16	SUM	C10	C14	SUM	C12	SUM	C14	SUM
TMS	-0.093	-0.108	0.001	-0.057	-0.003	-0.002	-0.023	-0.018	-0.015	-0.204	-0.236	0.017	0.012
TMF	0.94	0.93	1.00	0.96	1.00	1.00	0.98	0.99	0.99	0.87	0.85	1.01	1.01

소독제 성분의 물질들은 하수처리장을 통해 방류된 이후에 어류 체내에 농축되어 먹이망을 통해 전달되기보다는 빠르게 대사되어 배출되는 경향이 우세한 것으로 나타났으며, 이는 물질들의 낮은 log K_{ow} 범위(BAC (C12: 0.59, C14: 1.67, C16: 2.97), DDAC: 2.59, triclosan: 4.76, methyl triclosan: 5.39) (Tezel *et al.*, 2009; USEPA, 2017; Zhang and Kelly, 2018) 등 생물축적성이 낮은 화학적 특성 때문으로 사료된다. 본 연구에서 어류의 체내에 축적된 물질의 농도는 정점마다 차이가 있었으나 TMF는 모든 정점에서 비슷한 결과(0.85~1.01)를 보여주며 농도의 결과를 그대로 반영하지 않는 것으로 확인되었다. 이는 물질의 농도만이 아니라 다양한 시공간적 조건과 먹이망 구조 등과 같은 다양한 요인에 의해 물질의 거동이 결정됨을 알 수 있다. 물질의 BMF, TMS, TMF를 종합하여 수계에 배출된 화학물질이 먹이망을 통해 전달되며 확대되기보다는 희석된다는 결과를 확인하였다. 따라서, 본 연구에서 분석된 소독제 기인 유해물질인 BAC와 DDAC는 생물체 내 축적되긴 하지만 영양단계를 따라 확대되기보다는 빠르게 대사되는 등 생태계 잔류성과 유해성이 높지 않음을 보여준다. TMS와 TMF 결과는 생태계 내 물질의 위해성 평가에 이용될 수 있으며 물질 관리에 활용할 수 있는 정보를 제공한다. 이러한 결과는 화학물질의 생태계 내에서의 정확한 위해성평가를 위해서는 매체의 잔류 농도와 함께 생물 축적 경향, 먹이망을 통한 전달 가능성을 파악하여 생물영향을 이해하는 것이 중요함을 시사한다. 코로나 이후로 개인방역과 소독에 대한 문제의 인식으로 소독제 사용이 유지되어 물질의 노출시기나 정점에 따라 다양한 축적경향과 조성의 변동성을 보이기 때문에 물질의 위해성을 정확히 파악하기 위해서는 더욱 많은 연구가 필요하다.

적 요

화학물질은 현대생활에서 없어서는 안될 매우 중요한 요소이며, 그 종류와 발생량이 꾸준히 증가하는 추세이다. 코

로나19 발병 이후 소독제 사용증가로 인해 소독제 함유 화학물질의 사용 및 배출 또한 증가했지만, 환경모니터링이나 생물독성연구 외에 생태계 내 거동에 대한 연구는 부족한 실정이다. 본 연구는 2020, 2021년 금강, 한강, 영산강에서 어류를 대상으로 하는 생태계 먹이망을 조사하고, 어류의 근육에서 소독제 성분인 6종의 benzalkonium chloride (BACs)와 5종의 didecyldimethylammonium chlorides (DDACs) 농도를 분석하여 생태계 내 거동을 살펴보았다. ΣBACs와 ΣDDACs는 한강에 서식하는 어류의 체내에서 가장 높은 농도로, 뒤이어 영산강, 금강하구연, 갑천 순서로 검출되었으며 강우 이후 물질의 농도와 검출 빈도가 감소하는 것으로 관찰되었다. BAC는 C12와 C14가, DDAC는 C10과 C14가 가장 빈번하게 검출되었다. BAC와 DDAC가 어류 조직에서 검출된 것으로 보아 물질이 생물과 먹이망 내 축적될 수 있음을 확인하였으나, 체내 축적률을 보여주는 biomagnification factor (BMF)가 1 미만의 값으로, 먹이망 내 전달을 보여주는 trophic magnification slope (TMS)이 -0.236에서 0.001의 값으로, trophic magnification factor (TMF)가 0.85에서 1.01의 값으로 도출되어 먹이망을 통해 물질이 확대되기보다는 희석된다는 것을 알 수 있었다.

저자정보 조하은(한양대학교 해양융합과학과 연구원), 김도균(한양대학교 대학원생 박사 수료), 원은지(한양대학교 해양대기과학연구소 창의융합교육원 교수), 조형욱(한살림농식품분석센터 선임연구원), 안광국(충남대학교 교수), 신경훈(한양대학교 교수)

저자기여도 개념설정: 조하은, 원은지, 김도균, 신경훈, 자료 제공: 조하은, 조형욱, 안광국, 자료관리: 조하은, 김도균, 원고 초안작성: 조하은, 원은지, 신경훈, 원고 교정: 조하은, 김도균, 원은지, 신경훈, 원고 편집: 모든 저자, 과제관리: 신경훈, 연구비 수주: 신경훈

이해관계 이 논문에는 이해관계 충돌의 여지가 없습니다.

연구비 본 연구는 2022년 환경부에서 지원하는 생활화학

제품 안전관리 기술개발사업을 통해 한국환경산업기술원(KEITI)의 지원[2020002970007, 1485018715]과 연구재단(NRF)의 지원[2021R1C1C2005922]을 받아 수행되었습니다.

REFERENCES

- Alygizakis, N., A. Galani, N.I. Rousis, R. Aalizadeh, M.A. Dimopoulos and N.S. Thomaidis. 2021. Change in the chemical content of untreated wastewater of Athens, Greece under COVID-19 pandemic. *Science of The Total Environment* **799**: 149230.
- Borgå, K., K.A. Kidd, D.C.G. Muir, O. Berglund, J.M. Conder, F.A. Gobas, J. Kucklick, O. Malm and D.E. Powell. 2012. Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integrated Environmental Assessment and Management* **8**(1): 64-84.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: DDAC. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Chase, D.A., A. Karnjanapiboonwong, Y. Fang, G.P. Cobb, A.N. Morse and T.A. Anderson. 2012. Occurrence of synthetic musk fragrances in effluent and non-effluent impacted environments. *Science of The Total Environment* **416**: 253-260.
- Cho, C., J.G. Cho, I. Eom, B. Lee, S. Kim, K. Choi and J. Yoon. 2010. Bioconcentration of perfluorinated compounds in fish from Gulpo stream. *Environmental Health & Toxicology* **25**(3): 229-240.
- Choi, B. and K.-H. Shin. 2018. Applications and prospects of stable isotope in aquatic ecology and environmental study. *Korean Journal of Ecology and Environment* **51**(1): 96-104.
- Choi, B., C. Lee, Y. Takizawa, Y. Chikaraishi, H.-J. Oh, K.-H. Chang, M.-H. Jang, H.-W. Kim, K.-L. Lee and K.-H. Shin. 2020. Trophic response to ecological conditions of habitats: Evidence from trophic variability of freshwater fish. *Ecology and Evolution* **10**: 7250-7260.
- Dewey, H.M., J.M. Jones, M.R. Keating and J. Budhathoki-Uprety. 2021. Increased use of disinfectants during the COVID-19 pandemic and its potential impacts on health and safety. *ACS Chemical Health & Safety* **29**(1): 27-38.
- Estahbanati, S. and N.L. Fahrenfeld. 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere* **162**: 277-284.
- Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* **45**(1-12): 46-52.
- Griffiths, H. (Ed.). 2020. Stable Isotopes: The Integration of Biological, Ecological and Geochemical Processes. Garland Science.
- Hora, P.I., S.G. Pati, P.J. McNamara and W.A. Arnold. 2020. Increased use of quaternary ammonium compounds during the SARS-CoV-2 pandemic and beyond: consideration of environmental implications. *Environmental Science & Technology Letters* **7**(9): 622-631.
- Hudalla, C.J. and K.J. Fountain. 2019. UPLC Analysis of Benzalkonium Chloride (BAC) in Consumer Products using ACQUITY UPLC CSH C18.
- Institute of Public Health and Environment. 2014. A study on ecotoxicity of public sewage treatment plants in Incheon using *Daphnia Magna*. Report (in Korean).
- Janda, P.K. Dissertation, University of San Francisco. 2022. Monitoring the abundance of microplastics in mussels and marine ecosystems may indicate human health risks.
- Jeong, D.-H., S.-Y. Ham, W. Lee, H. Chung and H. Kim. 2017. Study on occurrence and management of organic micro-pollutants in sewer systems. *Journal of Korean Society of Water and Wastewater* **31**(6): 551-566.
- Johnston, B.D., J.M. Seubert and C.J. Kennedy. 1998. Biochemical effects of didecylidimethylammonium chloride (DDAC) exposure and osmoregulatory stress on juvenile coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **34**(3): 275-279.
- Juergensen, L., J. Busnarda, P.-Y. Caux and R.A. Kent. 2000. Fate, behavior, and aquatic toxicity of the fungicide DDAC in the Canadian environment. *Environmental Toxicology* **15**(3): 174-200.
- Kataki, S., S. Chatterjee, M.G. Vairale, S. Sharma and S.K. Dwivedi. 2021. Concerns and strategies for wastewater treatment during COVID-19 pandemic to stop plausible transmission. *Resources, Conservation and Recycling* **164**: 105156.
- Katano, O., T. Nakamura and S.I. ABE. 2008. Indirect effects of the algivorous fish *Plecoglossus altivelis altivelis* on the growth of two insectivorous benthic fish. *Freshwater Biology* **53**(7): 1345-1358.
- Kim, D., S. Hong, H. Choi, B. Choi, J. Kim, J.S. Khim and K.-H. Shin. 2019. Multimedia distributions, bioaccumulation, and trophic transfer of microcystins in the Geum River Estuary, Korea: Application of compound-specific isotope analysis of amino acids. *Environment International* **133**: 105194.
- Kim, D., H.-E. Cho, E. Won, H.-J. Kim, S. Lee, K.-G. An, H.B. Moon and K.-H. Shin. 2022. Environmental fate and trophic transfer of synthetic musk compounds and siloxanes in Geum River, Korea: Compound-specific nitrogen isotope analysis of amino acids for accurate trophic position estimation. *Environment International* **161**: 107123.
- Kim, S., K. Ji, H. Shin, S. Park, Y. Kho, K. Park and K. Choi. 2020. Occurrences of benzalkonium chloride in streams near a pharmaceutical manufacturing complex in Korea and associated ecological risk. *Chemosphere* **256**: 127084.
- Lavoie, R.A., T.D. Jardine, M.M. Chumchal, K.A. Kidd and L.M.

- Campbell. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental Science & Technology* **47**(23): 13385-13394.
- Lavorgna, M., C. Russo, B. D'Abrosca, A. Parrella and M. Isidori. 2016. Toxicity and genotoxicity of the quaternary ammonium compound benzalkonium chloride (BAC) using *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* as model systems. *Environmental Pollution* **210**: 34-39.
- Li, J., Y. Wang, H.S. Xiong, Z.-J. Tan, Z. Lü, K.-K. Zheng, L.X. Zou, G.B. Luo, L. Ye, Z.H. Zhang and M. Wang. 2020. Investigation and optimization strategy on the operation of disinfection facilities in municipal WWTPs. *China Water & Wastewater* **36**(8): 7-19 (in Chinese).
- McKinney, C.R., J.M. McCrea, S. Epstein, H.A. Allen and H.C. Urey. 1950. Improvements in mass spectrometers for the measurement of small differences in isotope abundance ratios. *Review of Scientific Instruments* **21**(8): 724-730.
- Melin, V.E., T.E. Melin, B.J. Dessify, C.T. Nguyen, C.S. Shea and T.C. Hrubec. 2016. Quaternary ammonium disinfectants cause subfertility in mice by targeting both male and female reproductive processes. *Reproductive Toxicology* **59**: 159-166.
- Ministry of Environment (ME). 2019. Nationwide water pollution source survey. Report (in Korean).
- Ministry of Environment (ME). 2021. Detailed instructions for the safe use of disinfectant products.
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* **83**(3): 703-718.
- Seo, H.J., J.M. Kim, K.W. Min, Y.J. Kang, K.J. Paik, J.T. Park and S.J. Kim. 2009. Generation characteristics of disinfection by-products (DBPs) by chlorination in sewage effluent. *Analytical Science and Technology* **22**(3): 272-276.
- Subpiramanyam, S. 2021. Outdoor disinfectant sprays for the prevention of COVID-19: Are they safe for the environment?. *Science of The Total Environment* **759**: 144289.
- Tezel, U., H. Giles, A. deRussy and S.G. Pavlostathis. 2009. Effect of Counter Ions and Natural Organic Matter on the Toxicity of Benzalkonium Chloride. *Proceedings of the Water Environment Federation* **2009**(17): 621-631.
- USEPA/Office of Pesticide Programs; Didecyl Dimethyl Ammonium Chloride (DDAC) Final Work Plan, Registration Review: Initial Docket Case Number 3003, March 2017. Docket Number EPA-HQ-OPP-2015- 0740.
- Won, E.-J., E. Byeon, Y.H. Lee, H. Jeong, Y. Lee, M.-S. Kim, H.-W. Jo, J.-K. Moon, M. Wang, J.-S. Lee and K.-H. Shin. 2022. Molecular evidence for suppression of swimming behavior and reproduction in the estuarine rotifer *Brachionus koreanus* in response to COVID-19 disinfectants. *Marine Pollution Bulletin* **175**: 113396.
- Wood, A.W., B.D. Johnston, A.P. Farrell and C.J. Kennedy. 1996. Effects of didecyldimethylammonium chloride (DDAC) on the swimming performance, gill morphology, disease resistance, and biochemistry of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**(11): 2424-2432.
- Yang, Y.H., S.Y. Kwon, M.T.K. Tsui, L.C. Motta, S.J. Washburn, J. Park and K.-H. Shin. 2022. Ecological Traits of Fish for Mercury Biomonitoring: Insights from Compound-Specific Nitrogen and Stable Mercury Isotopes. *Environmental Science & Technology* **56**(15): 10808-10817.
- Yoon, J.D., S.H. Park, K.H. Chang, J.Y. Choi, G.J. Joo, G.S. Nam, J. Yoon and M.H. Jang. 2015. Characteristics of fish fauna in the lower Geum River and identification of trophic guilds using stable isotopes analysis. *Korean Journal of Environmental Biology* **33**(1): 34-44.
- Zhang, H. and B.C. Kelly. 2018. Sorption and bioaccumulation behavior of multi-class hydrophobic organic contaminants in a tropical marine food web. *Chemosphere* **199**: 44-53.
- Zhang, H., W. Tang, Y. Chen and W. Yin. 2020. Disinfection threatens aquatic ecosystems. *Science* **368**(6487): 146-147.
- Zheng, G., G.M. Filippelli and A. Salamova. 2020. Increased indoor exposure to commonly used disinfectants during the COVID-19 pandemic. *Environmental Science & Technology Letters* **7**(10): 760-765.