

## 낙동강 수생태계 먹이망 구조 분석: 안정동위원소 비 기반의 정량적 생태정보를 이용한 영양단계 시공간 분포 경향 파악

오혜지 · Jin Mei-Yan · 최보형<sup>1</sup> · 신경훈<sup>1</sup> · 나금환<sup>2</sup> · 김현우<sup>2</sup> · 장민호<sup>3</sup> · 이경락<sup>4</sup> · 장광현\*

경희대학교 환경학및환경공학과, <sup>1</sup>한양대학교 해양융합과학과, <sup>2</sup>순천대학교 환경교육과, <sup>3</sup>공주대학교 생물교육과, <sup>4</sup>국립환경과학원

**Analysis of Food Web Structure of Nakdong River Using Quantitative Food Web Parameters Obtained from Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratios.** Hye-Ji Oh (0000-0003-2098-8485), Mei-Yan Jin (0000-0003-0552-2222), Bohyung Choi<sup>1</sup> (0000-0001-6998-400X), Kyung-Hoon Shin<sup>1</sup> (0000-0002-3169-4274), Geung-Hwan La<sup>2</sup> (0000-0002-0512-1018), Hyun-Woo Kim<sup>2</sup> (0000-0003-3898-5864), Min-Ho Jang<sup>3</sup> (0000-0001-6108-3186), Kyung-Lak Lee<sup>4</sup> (0000-0001-7276-0445) and Kwang-Hyeon Chang\* (0000-0002-7952-4047) (Department of Environmental Science and Engineering, Kyung Hee University; <sup>1</sup>Department of Marine Sciences and Convergent Technology, Hanyang University; <sup>2</sup>Department of Environmental Education, Suncheon National University; <sup>3</sup>Department of Biology Education, Kongju National University; <sup>4</sup>Watershed Ecology Research Team, National Institute of Environmental Research)

**Abstract** Recently, quantitative analyses of food web structure based on carbon and nitrogen stable isotopes are widely applied to environmental assessments as well as ecological researches of various ecosystems, particularly rivers and streams. In the present study, we analyzed carbon and nitrogen stable isotope ratios of POM (both planktonic and attached forms), zooplankton, benthic macroinvertebrates and fish collected from 6 sites located at Nakdong River. Samples were collected from upstream areas of 5 weirs (Sangju, Gangjeong-Goryeong, Dalseong, Hapcheon-Changnyeong, and Changnyeong-Haman Weirs) and one downstream area of Hapcheon-Changnyeong Weir in dry season (June) and after rainy season (September). We suggested ranges of their carbon and nitrogen stable isotope ratios and calculated their trophic levels in the food web to compare their temporal and spatial variations. Trophic levels of organisms were relatively higher in Sangju Weir located at upper part of Nakdong River, and decreased thereafter. However, the trophic levels were recovered at the Changnyeong-Haman Weir, the lowest weir in the river. The trophic level calculated by nitrogen stable isotope ratios showed more reliable ranges when they were calculated based on zooplankton than POM used as baseline. The suggested quantitative ecological information of the majority of biological communities in Nakdong River would be helpful to understand the response of river food web to environmental disturbances and can be applied to various further researches regarding the quantitative approaches for the understanding food web structure and function of river ecosystems as well as restoration.

**Key words:** regulated river, trophic level, zooplankton, benthic macroinvertebrates, fish community

Manuscript received 26 February 2019, revised 11 March 2019,  
revision accepted 12 March 2019  
\* Corresponding author: Tel: +82-31-201-3392 Fax: +82-31-202-8854,  
E-mail: chang38@khu.ac.kr

© The Korean Society of Limnology. All rights reserved.

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

## 서론

국내 주요 하천수계는 용수의 지속적인 공급을 위한 하천수 확보 및 홍수 통제와 전력 생산을 목적으로 댐을 통해 지류 및 상류의 유량, 수위 등 물리적 특성이 조절되어왔다 (Kim and Hong, 1992). 특히, 최근 4대강 사업을 통해 본류에 건설된 보 역시 하천의 물리, 화학 및 생물학적 특성에 영향을 미치는 요인으로 지적되고 있다 (Na *et al.*, 2015; Jo *et al.*, 2019). 이와 같은 인위적인 유량 변화는 하천의 저수지화를 유도하여 기존에 유속으로 인해 큰 제약을 받았던 섭식 및 번식을 위한 물리적인 공간의 확보를 가능하게 해 하천 생태계 생물상에 변화를 일으킬 수 있다 (Brönmark and Hansson, 2017). 하천과 같은 유수 생태계는 상류로부터의 영양분 유입에 의존도가 높고 물리적 환경의 제한으로 생물군집간의 상호작용이 미약한 반면, 정체된 정수 생태계는 환경이 안정됨에 따라 일차 생산이 증가하고 이에 따른 생물학적 상호작용의 역할이 커질 수 있다 (Thorp and Casper, 2003). 4대강과 같은 대형 하천들을 비롯한 국내 주요 하천들은 정비, 자연화 등을 목적으로 다양한 변형이 지속적으로 가해지고 있으며, 복원 등을 통해 앞으로도 많은 변화가 예상되므로 지속적인 모니터링을 통하여 수생태계 변화를 추적할 필요가 있다.

국내의 하천을 포함한 수생태계의 모니터링 방법으로는 주로 수질 및 수리수문 분석, 생물군집에 기초한 건강성 평가(부착돌말류, 저서성 대형무척추동물, 어류, 서식 및 수변 환경)와 이를 통합한 평가가 이루어지고 있다 (Ministry of Environment, 2009). 최근 수질의 일시성이라는 문제점을 보완하기 위해 생물상을 이용한 생물학적 평가가 주목 받고 있으나 (Kong *et al.*, 2018), 생물학적 지표의 사용에 있어 평가 대상 수계에 대한 대표성의 문제 및 수계별로 선정된 지표생물간의 변동성이 크다는 점과 같은 문제가 제기되고 있어 폭넓은 사용에 제한이 따를 수 있다 (Chun *et al.*, 2015). 또한, 이와 같은 생물학적 평가는 대부분 분류군별 생물상 및 건강성 지수의 모니터링을 통한 구조적인 평가에 중점을 두고 있어 분류군간 상호관계와 같은 수생태계 기능에 대한 부분의 평가가 요구되고 있다.

안정동위원소 비 분석은 생물간의 섭식작용을 통해 발생하는 탄소 및 질소 안정동위원소의 농축 비 변화를 바탕으로 먹이망에서 발생하는 생물학적 상호작용을 이해하고 생태적인 해석에 적용이 가능할 뿐만 아니라, 생태계 시스템의 구조와 물질순환에 대한 기초 정보를 제공해 줄 수 있어 국내외적으로 많은 연구가 이루어지고 있다 (Vander Zander and Rasmussen, 2001; Choi and Shin, 2018). 국내 하천 및 호소의 담수 생태계 연구에서는 비교적 최근 안정동위원소

비를 활용한 먹이망 구조 분석이 증가하기 시작했으며, 주로 먹이원 평가, 유역으로부터의 외부 유입 분석, 영양단계 및 생태지위 면적 분석 등에 적용되어지고 있다 (Gal *et al.*, 2012; Choi *et al.*, 2013; Kim *et al.*, 2014a; Yoon *et al.*, 2015; Hur *et al.*, 2018). 특히 일반적으로 생태계 크기 및 생산성 등에 영향을 받는 것으로 알려진 영양단계의 경우, 다양한 교란 요인에 의해 그 값이 달라지는 것으로 연구된 바 있어 유량, 유속, 외부기원 유기물의 유입과 같은 수체 내 환경 변화가 수생태계 먹이망 내 영양단계 및 생물학적 상호작용에 끼치는 영향에 관한 연구가 수행되어왔다 (Post, 2002; Kim *et al.*, 2014b; Ruhi *et al.*, 2016). 실제 하천 생태계에 댐 건설을 통한 인위적인 유량의 변화는 수계 내 유기물의 동태와 생물종 구성에 영향을 미쳐 최종적으로 생태계 먹이사슬 길이 (food chain length; 최상위 포식자의 영양단계)가 짧아지는 경향이 보고되는 등 생태계의 다양성과 안정성이 안정동위원소 비를 이용하여 정량적으로 평가된 사례가 있다 (Doi *et al.*, 2009; Kautza and Sullivan, 2016).

국내 대규모 하천 생태계에서도 댐, 보와 같은 인공 구조물의 건설로 인해 발생하는 먹이망 구조 및 기능의 변화에 대한 연구의 필요성이 제기되고 있는 가운데, 하천 내 안정동위원소 비 분석을 기반으로 한 생물의 영양단계 및 관련된 정량적 생태정보의 시공간분포를 하천 내 다양한 지점에서 조사하여 분석한 연구 결과는 아직 부족한 실정이다. 따라서, 본 연구에서는 환경영향 평가를 위한 생물학적 모니터링이 주로 적용되고 있는 국내 대형하천 중 낙동강을 선정하여 안정동위원소 분석을 통해 일차 생산자와 저·고차 소비자 간의 정량적인 생태정보 (ecological information)를 제공하고, 그 정보를 바탕으로 영양단계를 산출하여 시공간적인 변화를 분석하였다. 생태정보란 생태학적 분석, 합성, 예측 및 관리를 위한 정보로 (Recknagel, 2006), 탄소 및 질소 안정동위원소 비의 정량적인 값은 향후 수생태계 생물 농축 과정 추정 등에 있어 계수를 계산하는데 활용 가능하고, 생물종의 섭식 특성을 정량적으로 평가 가능한 믹싱모델 (mixing model; R package SIAR)과 같은 생물학적 상호작용 기반의 생태모델의 기초자료로서 특정 생물군에서 상위 생물군으로 이동되는 물질 및 에너지의 경로 및 기여율을 산출하는데 사용될 수 있어 유용한 생태정보로 활용될 수 있다 (Kim *et al.*, 2012; Chang *et al.*, 2016). 이처럼 안정동위원소 비를 이용한 정보는 먹이망 내 생물학적 상호작용 분석을 통해 수생태계의 전반적인 구조 및 특성을 이해하는데 도움을 줄 수 있으며, 특히 정량적 생태정보를 제공하므로 향후 다양한 생태계 모델에 적용하여 생태계를 평가하고 예측하는데 기여할 것으로 여겨진다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사지점 및 시기

하천 수생태 먹이망 구조 분석을 위한 안정동위원소 측정용 시료 채집 및 수질 조사는 낙동강에 위치한 상주보(SW), 강정고령보(GGW), 달성보(DW), 합천창녕보(HCW), 창녕함안보(CHW)의 총 5개 보에서 실시하였다. 채집과 조사는 각 보의 상류 500 m 구간에서 실시하였으며, 합천창녕보의 경우 보의 하류 500 m 구간에서도 조사를 실시하였다(Fig. 1). 조사는 2017년 홍수기 이전(6월)과 이후(9월), 두 차례에 걸쳐 실시하여 시기에 따른 차이를 분석하였다.

### 2. 기초 수질

조사지점별 수심과 수질은 현장에서 다항목 수질측정기(U-5000, HORIBA)를 이용하여 수온(water temperature), pH 및 전기전도도(EC; electrical conductivity)를 측정하였다. 각 조사지점에 대해 횡단면을 따라 5개 지점(좌우안, 좌중앙, 중앙, 우중앙)에서 수심 1 m 간격으로 측정하여 평균값을 사용하였다. 유량 및 영양염류(TN; total nitrogen, TP; total phosphorus) 농도, 총유기탄소(TOC; total organic carbon) 데이터는 환경부 국립환경과학원 물환경정보시스템에서 제공하는 값을 사용하였다(<http://water.nier.go.kr>).

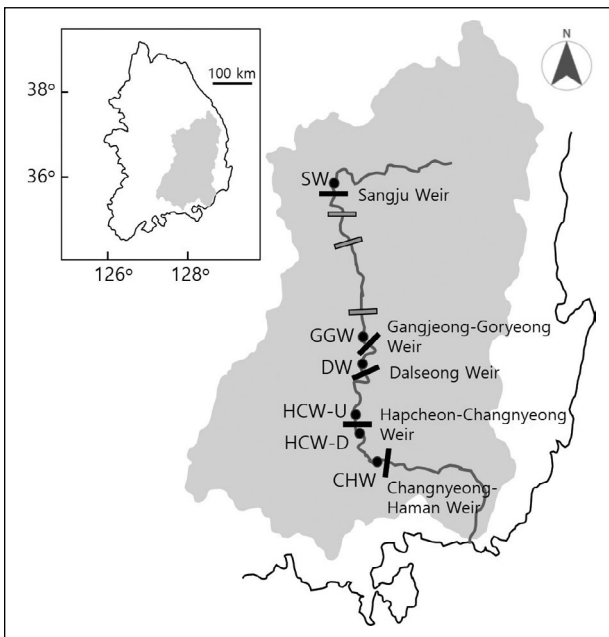


Fig. 1. The map of study sites.

### 3. 유기물 및 생물시료 채집

안정동위원소 분석을 위한 입자성 부유 유기물(POM; particulate organic matter) 시료는 조사지점(보상류 500 m, 중앙지점)의 수면 0~0.5 m의 원수를 채수하여 유기물의 양을 고려하여 준비된 GF/F 여과지(0.7  $\mu\text{m}$  pore size, 47 mm; Whatman, Clifton, USA)에 여과하였다(300~500 mL). 여과지는 여과 전 700°C에서 2시간 동안 가열하여 불순물을 제거 후 사용하였다. 채수된 원수는 20  $\mu\text{m}$  네트로 여과하여 네트를 통과한 20  $\mu\text{m}$  이하 크기의 POM은 동물플랑크톤이 섭식 가능한(edible) 크기의 POM으로(EPOM; edible particulate organic matter), 네트에 여과 후 남은 POM은 섭식이 불가능한(inedible) 크기의 POM으로(INPOM, inedible particulate organic matter) 분류하여 여과하였다(Stockner and Antia, 1986; Masson and Pinel-Alloul, 2000). INPOM은 녹조 발생 시 군체를 형성하는 남조세균 성분을 포함하여, 녹조 발생 시 섭식 관계를 평가할 수 있도록 하기 위해 분석하여 그 값을 제시하였다. 입자성 부착 유기물(APOM; attached particulate organic matter)의 경우, 조사 지점 좌안 또는 우안에서 직경 5~10 cm의 부착돌말류를 포함한 생물막이 형성되어 있는 자갈 또는 수생식물 기질을 채집하여 전체 표면을 벗겨 내어 표면에 부착된 유기물 성분을 시료로 사용하였다.

동물플랑크톤 시료는 플랑크톤 네트(직경 30 cm, 망목 60  $\mu\text{m}$ )를 이용하여 저층에서 수면까지 수직 인양하여 충분한 양을 채집, 현미경을 이용하여 지각류, 요각류 및 총동물플랑크톤 시료로 적정량을 분리하여 포집하였다. 이때, 총동물플랑크톤 시료는 지각류, 요각류 및 윤충류를 모두 포함하지만 이외의 이물질은 제거된 시료를 일컫는다. 하천에서 우점하는 윤충류의 경우 안정동위원소 분석을 위한 충분한 생체량이 채집되지 않아 분석에서 제외하였다.

저서성 대형무척추동물은 조사지점의 중심부 및 좌, 우안에서 채니기 또는 서버네트를 통해 채집하여 종류별로 골라내어 안정동위원소 분석에 필요한 양(건조 중량 1 g)으로 분류하였다. 조사 지점에 따라 우점종 및 분석에 필요한 생체량을 충족시키는 종이 상이하였으므로, 섭식성향을 고려하여(입자성 부유 및 부착 유기물 섭식자, 여과 섭식자) 생체량이 충분히 채집 가능한 세 종을 선택하여 시료를 채집하였다.

어류의 경우 투망, 족대 및 정치망을 통해 채집된 어류 중 섭식 성향 및 우점 여부를 고려해 분석 대상 어류 5종을 선정, 현장에서 뼈, 혈액, 비늘 등 기타 조직을 제외한 순수한 등 부분의 근육을 추출하였다. 어류의 근육은 1~2g의 충분한 양을 추출하여 2 mL 튜브에 보관하고 시료 추출 대상 어

류의 채집 지점, 종 명과 함께 체장, 체중의 개체정보를 기록하고 냉동 보관하였다.

**4. 안정동위원소 분석과 영양단계(trophic level) 산출**

일차 생산자를 포함한 입자성 부유 유기물(POM)은 여과 후 여과지를 -80°C에서 48시간 이상 동결건조하였다. 탄소 안정동위원소 측정용 시료의 경우 여과 후 무기 탄소 제거를 위해 12N 농도의 HCl을 이용하여 산처리(acid fuming 법)를 실시하였다. 입자성 부착 유기물(APOM)의 경우 채집된 자갈 및 수생식물 표면에서 채취 후 동결건조를 통해 분말화 시켰으며, 탄소 안정동위원소 측정용 시료를 HCl 처리하여 무기탄소를 제거하였다. 동물플랑크톤 및 저서성 대형 무척추동물의 경우 분말화를 통해 안정동위원소 비 측정을 위한 시료를 준비하였으며, 탄소 측정용 시료는 무기탄소 및 지질 제거(2 : 1 Chloroform : Methanol (v/v)) 과정을 수행했다. 어류는 현장에서 근육 등 지방을 포함하지 않은 조직을 1 g 이상 채취하여 냉동보관 후 실험실에서 건조, 분쇄하고 지질 제거를 위한 전처리를 수행했다(Kim *et al.*, 2013).

전처리 된 시료는 안정동위원소 질량분석계(IRMS; Isotope Ratio Mass Spectrometers, Isoprime, UK)를 이용하여 탄소와 질소의 안정동위원소 비를 측정하였다. 측정된 안정동위원소 비는 각 원소별 정해진 표준물질(탄소; VPDB; Vienna Pee-Dee Belemnite, 질소; Air)의 원소존재비를 비교하여 대상 시료에 대한 존재비가 어느 정도 차이가 나는지를 천분율로 계산하여 나타내었다.

$$\delta X_{\text{sample}} = [(R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$$

X = <sup>13</sup>C 또는 <sup>15</sup>N      R = 각각 <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C 또는 <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N  
 sample = 측정시료      standard = 표준시료

본 논문에서는 안정동위원소 비가 제공하는 정량값을 이용하여 대상 생물의 먹이망 내에서의 영양단계(trophic level)를 다음 식을 이용하여 산정하였다(Vander Zanden *et al.*, 1997).

$$\text{영양단계} = N (\text{Baseline trophic level}) + (\text{대상생물 } \delta^{15}\text{N} - \text{Baseline } \delta^{15}\text{N}) / 3.4$$

계산에 있어 영양단계 산정의 기준(baseline)이 되는 일차 생산자의 안정동위원소 비는 선정 대상에 따라 결과가 다르게 계산되므로(Won *et al.*, 2018), 대상 생물의 실제 주먹이원을 고려해 대입하였다. 저서성 대형 무척추동물의 경우, 섭식기능군(functional feeding groups)에 따라 먹이원을 섭식하는 방법이 다르다는 점을 바탕으로 주워먹는 무리(Gathering), 주워먹고 굶어먹는 무

리(Gathering + Scrapers), 여과하는 무리(Filtering), 포식하는 무리(Predator), 주워먹고 여과, 포식하는 무리(Gathering + Predators + Filtering) 분류하여 기준이 되는 POM의 조합을 달리하였다. 어류 또한 섭식길드(Trophic guild) 및 서식 특성에 따라 섭식하는 먹이원과 그 방법이 다르기 때문에 육식성(Carnivores; 배스, 강준치, 꼬리), 잡식성(Omnivores; 파랑볼우럭, 참물개), 저서성(Benthivores; 누치, 모래무지)로 분류하였으나 고차 소비자 특성상 모든 입자성 유기물의 직·간접적 섭취가 가능하다고 판단하여 부유 및 부착 유기물의 평균값을 적용하였다. 이차 생산자(동물플랑크톤)을 기준으로 영양단계를 산출한 경우에는 총 동물플랑크톤(Total zooplankton)의 질소 안정동위원소 비를 적용하여 계산하였다.

**결과 및 고찰**

**1. 수질**

본 연구에서 안정동위원소 분석용 시료가 채집된 지점은 보의 하류인 합천창녕보 하류(HCW-L)를 제외하고 모두 6 m 이상의 최대 10 m에 이르는 수심 범위를 나타내었다(Table 1). 측정된 수온(Water temperature), pH, 전기전도도(EC) 및 물환경정보시스템에 공개된 동일 시기의 수질항목(총질소; TN 및 총인; TP 농도, 총유기탄소량; TOC)은 최상류에 위치한 상주보를 제외한 보들에서 유사한 값을 나타내었다. 상주보는 상대적으로 낮은 영양염류 농도와 총유기탄소량을 보였다. 강우 전과 후의 경우 강우 후 유량이 증가하고 pH의 감소와 총질소, 총인 농도의 증가경향이 관찰되었으나(paired t-test, *p* < 0.05), 타 항목의 경우 뚜렷한 변화가 관찰되지 않았다(paired t-test, *p* > 0.05).

**2. 분류군별 탄소 및 질소 안정동위원소 비**

일차 생산자를 포함하는 입자성 부유 유기물(POM)의 탄소 안정동위원소 비는 강우 전 -28~-23%의 범위를 나타내었으며, 이차생산자인 동물플랑크톤의 경우도 유사한 범위(-27~-22%)를 나타내었다(Table 2). 이와 달리 강우 후 조사에서는 -32~-28%로 보다 가벼운 범위를 나타내었다. 부착돌말류를 포함하는 입자성 부착 유기물(APOM)은 부유 유기물에 비해 무거운 범위를 나타내었으며 강우 전의 경우 -21~-16%, 강우 후의 경우 -24~-20%의 범위를 보여 부유성과 유사하게 강우 후 보다 가벼운 범위를 나타내었다.

질소 안정동위원소 비의 경우, 부유 유기물은 강우 전 조

**Table 1.** Summary of water quality data in the study sites.

Site		Depth (m)	Total inflow (m <sup>3</sup> sec. <sup>-1</sup> )	Water temperature (°C)	pH	EC (mS cm <sup>-1</sup> )	TN (mg L <sup>-1</sup> )	TP (mg L <sup>-1</sup> )	TOC (mg L <sup>-1</sup> )
SW	Jun.	9.3	47.2	28.1±1.0	9.5±0.1	0.3±0.0	1.20	0.02	3.8
	Sep.	7.7	258.8	26.9±0.5	9.3±0.1	0.2±0.0	2.59	0.05	3.7
GGW	Jun.	9.5	62.0	26.4±0.3	9.7±0.1	0.4±0.0	1.80	0.04	4.7
	Sep.	10.2	415.8	27.7±0.3	8.8±0.1	0.2±0.0	2.66	0.07	4.9
DW	Jun.	9.1	79.6	28.4±0.8	9.9±0.3	0.6±0.0	2.68	0.05	5.9
	Sep.	9.2	373.4	28.0±0.2	8.9±0.3	0.3±0.0	3.00	0.07	5.8
HCW (upper)	Jun.	8.5	87.1	26.2±0.1	9.8±0.1	0.5±0.0	2.39	0.04	5.6
	Sep.	8.2	443.6	27.0±0.2	9.6±0.0	0.3±0.0	2.81	0.08	5.4
HCW (lower)	Jun.	4.2	—	25.8±0.1	9.5±0.2	0.5±0.0	2.41	0.03	5.2
	Sep.	2.6	—	26.7±0.0	9.2±0.0	0.3±0.0	3.05	0.07	4.0
CHW	Jun.	6.7	161.0	25.8±0.3	9.6±0.2	0.4±0.0	1.79	0.04	4.9
	Sep.	7.3	511.7	27.1±0.3	9.32±0.1	0.2±0.0	2.55	0.08	4.9

- Sangju Weir (SW); Gangjeong-Goryeong Weir (GGW); Dalseong Weir (DW); Hapcheon-Changnyeong Weir (HCW); Changnyeong-Haman Weir (CHW)
- before rainy season (Jun.); after rainy season (Sep.)
- For water quality parameters with replicates data, the values are marked as average ± standard deviation.

**Table 2.** Summary of carbon and nitrogen isotope ratio of POM and zooplankton samples (average ± standard deviation) in the study sites, n = 3.

	Site		EPOM	IEPOM	APOM	Total Zooplankton	Cladocera	Copepoda
SW	$\delta^{13}C$	Jun.	-25.2±0.2	-25.4±0.0	-16.7±0.2	-26.9±0.0	-26.9±0.1	-26.5
		Sep.	-30.7±0.4	-30.3±0.2	-21.2±1.6	-30.4±0.7	-30.2±1.4	-26.7
	$\delta^{15}N$	Jun.	8.8±1.6	7.7±0.3	10.4±0.3	9.6±0.3	9.4±0.1	11.5
		Sep.	8.8±2.0	7.9±1.5	7.2±1.0	10.5±0.3	10.4±0.2	11.0
GGW	$\delta^{13}C$	Jun.	-28.2±0.4	-29.4±0.4	-20.8±0.8	-27.7±0.2	-27.8±0.2	-25.0
		Sep.	-31.9±0.2	-31.3±0.3	-21.1±0.4	-33.8±0.2	-34.2±0.1	-32.3±0.2
	$\delta^{15}N$	Jun.	23.3±4.0	14.5±0.4	13.5±0.6	14.7±0.6	13.8±0.5	16.2
		Sep.	12.9±0.6	11.7±0.5	11.5±0.1	10.7±0.4	10.7±0.2	12.4±0.3
DW	$\delta^{13}C$	Jun.	-24.2±0.3	-24.6±0.8	-21.5±1.7	-24.2	—	-23.0±0.1
		Sep.	-32.3±0.1	-32.1±0.1	-21.9±1.5	-33.5±0.3	-33.8±0.2	-32.5±0.5
	$\delta^{15}N$	Jun.	13.3±1.8	13.2±2.1	12.9±2.2	12.2	—	12.6±0.1
		Sep.	12.9±0.4	12.1±0.1	10.6±0.3	11.4±0.3	11.3±0.3	13.5±0.3
HCW (upper)	$\delta^{13}C$	Jun.	-24.7±0.6	-24.9±0.5	-21.0±0.7	-22.3±0.0	-23.7±0.2	-21.0±0.1
		Sep.	-30.1±0.3	-29.8±0.6	-24.8±0.3	-32.6±0.0	-33.7±0.2	-32.4±0.1
	$\delta^{15}N$	Jun.	16.8±5.6	13.4±2.1	12.0±0.1	12.9±0.3	12.6±0.4	13.4±0.0
		Sep.	12.2±0.1	11.2±0.7	11.2±0.3	13.6±0.2	11.6±0.3	13.9±0.2
HCW (lower)	$\delta^{13}C$	Jun.	-25.3±0.7	-25.8±0.4	-19.6±0.5	-24.1±0.2	-24.5	-21.4
		Sep.	-30.4±0.2	-29.4±0.2	-24.4±0.3	-32.5±0.1	-33.9±0.2	-32.2±0.1
	$\delta^{15}N$	Jun.	15.6±4.6	11.5±0.4	13.0±1.6	12.3±0.2	12.1	13.1
		Sep.	12.2±0.1	10.6±0.1	11.3±0.3	13.6±0.2	10.5±0.3	14.1±0.4
CHW	$\delta^{13}C$	Jun.	-23.1±0.3	-22.7±0.1	-18.7±1.0	-23.5±0.2	—	-22.2
		Sep.	-28.4±0.2	-28.7±0.6	-20.9±1.0	-30.7±0.4	—	-30.9±0.3
	$\delta^{15}N$	Jun.	13.4±1.4	11.5±0.2	10.4±0.4	12.8±0.1	—	14.2
		Sep.	9.5±0.3	8.8±0.5	10.3±0.3	11.6±0.3	—	14.3±0.1

- Sangju Weir (SW); Gangjeong-Goryeong Weir (GGW); Dalseong Weir (DW); Hapcheon-Changnyeong Weir (HCW); Changnyeong-Haman Weir (CHW)
- before rainy season (Jun.); after rainy season (Sep.)

사에서 최상류에 위치한 상주보를 제외하고 모든 보에서 11‰ 이상의 무거운 값을 나타내었으며, 강우 후의 경우 전반적으로 강우 전에 비해 가벼운 값을 나타냈다. 질소 안정동위원소 비 값은 식물의 사체나 동물 배설물 원료의 유기질 비료 혹은 동물 배설물에서 기인한 질산염의 유입 등에 영향을 받아 증가되는 것으로 알려져 있어 (Fry, 1991; Kendall, 1998), 이를 통해 상주보 이후 낙동강 수계 내로 외부 기원의 유기물 유입이 증가했다고 볼 수 있다. 한편 동물 플랑크톤의 경우, 지각류에 비해 요각류에서 무거운 질소 안정동위원소 비를 가지는 것으로 나타났다.

저서성 대형무척추동물은 섭식성향을 고려하여 총 7개 분류군을 대상으로 안정동위원소 비를 분석하였으나, 지점별, 시기별 출현 분류군이 상이한 것으로 나타났다 (Table 3). 강우 전 조사에서는 동양하루살이 (*Ephemera orientalis*)와 깔다구류 (*Chironomidae* sp.)가 대부분의 조사지점에서 채집된 반면 강우 후 조사에서는 깔다구류는 채집되지 않

았으며 상주보를 제외한 모든 지점에서 줄새우 (*Palaemon paucidens*)가 출현하는 것으로 나타났다. 채집된 다양한 섭식 특성의 저서성 대형무척추동물은 강우 전 -30~-17‰의 넓은 탄소 안정동위원소 비 폭을 보여 먹이원 다양성이 높은 것을 확인할 수 있었으며, 강우 후 -27~-21‰로 값이 감소하고 분포 범위가 축소되는 것으로 나타났다. 질소 안정동위원소 또한 마찬가지로 강우를 전후로 10~17‰에서 9~14‰로 값이 변화하는 경향을 나타내, 강우로 인한 유량의 증가, 집수역에서의 유기물 유입 및 하상구조의 물리적 변화와 같은 수생태계 교란이 저서성 대형무척추동물 군집의 섭식 활동에 영향을 주는 것으로 판단된다.

어류의 경우도 저서성 대형무척추동물과 동일하게 섭식성향을 고려하여 총 7종의 시료를 채집하여 안정동위원소 비를 분석하였다 (Table 4). 6월에는 파랑볼우럭이 모든 지점에서 공통으로 채집되었으나, 9월에는 배스와 끄리가 대부분의 지점에서 공통으로 채집되었다. 강우 전 조사에서 어

**Table 3.** Summary of carbon and nitrogen isotope ratio of benthic macroinvertebrate species (average ± standard deviation) in the study sites, n=3.

	Site		<i>Radix auricularia</i>	<i>Physa acuta</i>	<i>Limnoperna fortunei</i>	<i>Paracercion calamorum</i>	<i>Ephemera orientalis</i>	<i>Palaemon paucidens</i>	<i>Chironomidae</i> sp.
SW	$\delta^{13}C$	Jun.	-17.8±1.4	-	-	-	-18.3±0.8	-	-
		Sep.	-	-	-	-26.6±0.1	-22.2±0.1	-	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	10.4±0.2	-	-	-	11.4±0.2	-	-
		Sep.	-	-	-	11.9±0.4	9.4±0.4	-	-
GGW	$\delta^{13}C$	Jun.	-23.6±0.3	-	-	-	-22.3±0.1	-	-30.1±0.3
		Sep.	-	-	-	-23.7±0.6	-	-25.4±0.4	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	15.0±0.1	-	-	-	16.1±0.2	-	16.8±0.3
		Sep.	-	-	-	12.5±0.2	-	12.7±0.3	-
DW	$\delta^{13}C$	Jun.	-	-	-21.9±4.0	-	-21.3	-	-20.6
		Sep.	-	-	-27.6±0.1	-	-21.8±0.1	-25.5±0.7	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	-	-	12.7±0.3	-	14.3	-	14.5
		Sep.	-	-	12.2±0.3	-	9.8±0.3	12.2±0.2	-
HCW (upper)	$\delta^{13}C$	Jun.	-	-24.0±0.6	-	-	-25.2±0.2	-	-23.4±1.2
		Sep.	-	-	-	-	-25.6±0.9	-26.6±0.2	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	-	13.5±0.6	-	-	15.0±0.4	-	13.2±0.3
		Sep.	-	-	-	-	13.2±0.5	13.0±0.7	-
HCW (lower)	$\delta^{13}C$	Jun.	-	-23.3±0.2	-	-	-23.3	-	-23.7
		Sep.	-21.7±0.5	-	-	-26.6±0.5	-	-26.3±0.7	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	-	14.7±0.0	-	-	14.7	-	15.0
		Sep.	12.3±0.1	-	-	12.7±0.1	-	13.1±0.5	-
CHW	$\delta^{13}C$	Jun.	-	-23.6±0.5	-	-	-21.5	-	-27.0
		Sep.	-24.4±0.3	-	-	-	-24.6±0.4	-	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	-	13.8±0.4	-	-	13.4	-	13.8
		Sep.	13.6±0.3	-	-	-	12.8±0.2	-	-

• Sangju Weir (SW); Gangjeong-Goryeong Weir (GGW); Dalseong Weir (DW); Hapcheon-Changnyeong Weir (HCW); Changnyeong-Haman Weir (CHW)  
• before rainy season (Jun.); after rainy season (Sep.)

**Table 4.** Summary of carbon and nitrogen isotope ratio of fish species (average  $\pm$  standard deviation) in the study sites, n = 5.

Site		<i>Micropterus salmoides</i>	<i>Erythroculter erythropterus</i>	<i>Opsariichthys bidens</i>	<i>Lepomis macrochirus</i>	<i>Squalidus chankaensis</i>	<i>Pseudogobio esocinus</i>	<i>Hemibarbus labeo</i>
SW	$\delta^{13}C$	Jun.	-23.6 $\pm$ 0.4	-23.7 $\pm$ 0.5	-22.9 $\pm$ 0.2	-22.0 $\pm$ 0.3	-23.7 $\pm$ 0.9	-19.3 $\pm$ 0.5
		Sep.	-23.3	-23.9 $\pm$ 0.2	-24.4 $\pm$ 0.2	-23.2 $\pm$ 0.8	-23.2 $\pm$ 0.9	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	15.8 $\pm$ 2.7	17.1 $\pm$ 0.2	14.4 $\pm$ 0.3	15.9 $\pm$ 0.2	15.6 $\pm$ 0.7	16.3 $\pm$ 2.5
		Sep.	16.9	14.3 $\pm$ 0.7	11.6 $\pm$ 0.3	14.6 $\pm$ 0.6	12.6 $\pm$ 0.9	-
GGW	$\delta^{13}C$	Jun.	-25.2 $\pm$ 0.9	-	-	-25.0 $\pm$ 0.2	-	-
		Sep.	-25.1 $\pm$ 0.1	-26.9 $\pm$ 0.6	-	-24.8 $\pm$ 0.0	-	-23.9
	$\delta^{15}N$	Jun.	20.9 $\pm$ 0.4	-	-	19.6 $\pm$ 2.7	-	-
		Sep.	18.1 $\pm$ 1.1	18.0 $\pm$ 0.4	-	16.0 $\pm$ 0.4	-	14.4
DW	$\delta^{13}C$	Jun.	-	-25.3 $\pm$ 0.1	-	-24.7 $\pm$ 0.2	-	-24.0 $\pm$ 1.2
		Sep.	-23.9 $\pm$ 1.2	-26.2 $\pm$ 0.2	-26.0 $\pm$ 0.7	-24.6 $\pm$ 1.4	-	24.7 $\pm$ 0.1
	$\delta^{15}N$	Jun.	-	16.4 $\pm$ 0.4	-	17.6 $\pm$ 1.0	-	-
		Sep.	18.1 $\pm$ 1.1	15.8 $\pm$ 0.4	15.3 $\pm$ 0.4	15.9 $\pm$ 0.1	-	14.7 $\pm$ 0.3
HCW (upper)	$\delta^{13}C$	Jun.	-22.9 $\pm$ 0.2	-25.2 $\pm$ 1.2	-24.5 $\pm$ 0.3	-24.5 $\pm$ 1.9	-24.6 $\pm$ 1.0	-23.9
		Sep.	-25.7 $\pm$ 0.3	-	-26.2 $\pm$ 1.0	-	-	-27.4
	$\delta^{15}N$	Jun.	20.2 $\pm$ 0.2	17.4 $\pm$ 0.4	15.9 $\pm$ 0.8	18.2 $\pm$ 0.5	17.0 $\pm$ 0.2	16.2
		Sep.	18.1 $\pm$ 0.6	-	15.7 $\pm$ 0.6	-	-	-
HCW (lower)	$\delta^{13}C$	Jun.	-	-26.0 $\pm$ 0.2	-23.7 $\pm$ 1.1	-24.7 $\pm$ 1.8	-24.7 $\pm$ 0.3	-
		Sep.	-	-	-27.4 $\pm$ 0.3	-24.6	-24.4 $\pm$ 0.8	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	-	17.6 $\pm$ 0.2	17.4 $\pm$ 1.5	18.0 $\pm$ 2.9	18.8 $\pm$ 0.4	-
		Sep.	-	-	15.5 $\pm$ 0.1	17.9	17.3 $\pm$ 0.1	-
CHW	$\delta^{13}C$	Jun.	-23.9 $\pm$ 2.2	-25.6 $\pm$ 0.4	-25.0 $\pm$ 0.3	-24.8 $\pm$ 0.8	-	-24.2 $\pm$ 1.0
		Sep.	-23.9 $\pm$ 1.0	-25.3 $\pm$ 0.3	-23.7 $\pm$ 0.4	-25.3 $\pm$ 0.6	-	-
	$\delta^{15}N$	Jun.	18.6 $\pm$ 0.2	17.1 $\pm$ 0.3	17.5 $\pm$ 3.0	17.8 $\pm$ 0.4	-	16.6 $\pm$ 0.7
		Sep.	17.4 $\pm$ 0.2	16.3 $\pm$ 0.6	16.0 $\pm$ 0.5	16.0 $\pm$ 0.9	-	-

• Sangju Weir (SW); Gangjeong-Goryeong Weir (GGW); Dalseong Weir (DW); Hapcheon-Changnyeong Weir (HCW); Changnyeong-Haman Weir (CHW)  
 • before rainy season (Jun.); after rainy season (Sep.)

류 군집은 -26~-19‰의 탄소 안정동위원소 비 범위를, 15~21‰의 질소 안정동위원소 비 범위를 나타내었다. 강우 후의 경우에는 -28~-23‰의 탄소 안정동위원소 비를 나타내었으며, 질소 안정동위원소 비의 경우 11~19‰의 범위를 보여 강우 전에 비해 탄소는 보다 가벼운 값을, 질소는 보다 넓은 분포 범위를 가지는 것으로 분석되었다.

### 3. 분류군별 탄소 안정동위원소 비의 시공간 분포

동물플랑크톤의 경우, 강우 전후 두 차례 조사에서 지각류와 요각류 모두 탄소 안정동위원소 비의 범위가 다른 것으로 분석되었다. 강우 이후 두 분류군에서 모두 탄소 안정동위원소 비 값이 감소하는 경향이 나타나 강우에 의한 섭식 유기물의 성분이 변화하는 것으로 나타났는데, 이는 강우로 인한 외부 유입 유기물의 동물플랑크톤 먹이원 기여율이 식물플랑크톤을 중심으로 한 일차 생산자의 기여 정도에 비해 증가한 결

과로 판단된다(Gal *et al.*, 2016). 또한 종적 분포의 경우 강우 이전에는 두 분류군 모두 지점에 따라 탄소 안정동위원소 비 값이 달라지는 경향을 나타냈으나, 강우 이후 상주보(SW)를 제외한 이후의 지점들에서 유사한 탄소 안정동위원소 비 값을 나타내 강우 이후에 강정고령보(GGW)부터 합천창녕보(HCW)에 이르는 구간에서 각 분류군이 섭식하는 먹이원에 큰 차이가 없는 것으로 나타났다(Fig. 2(a); Fig. 2(b)).

저서성 무척추동물 또한 연속적인 변화 경향 파악이 가능했던 주위먹는 무리의 경우 강우 이전에는 동물플랑크톤과 마찬가지로 지점에 따라 탄소 안정동위원소 비의 차이가 나타났으나 강우 이후 탄소 안정동위원소 비 값이 감소함과 동시에 지점간 값의 차이가 감소하는 것으로 분석되었다(Fig. 2(c))

반면 어류의 경우, 섭식길드 및 서식특성에 따라 지점별, 시기별 탄소 안정동위원소 비 값의 분포 경향이 상이하게 나타났으나, 동물플랑크톤 및 저서성 대형무척추동물에 비

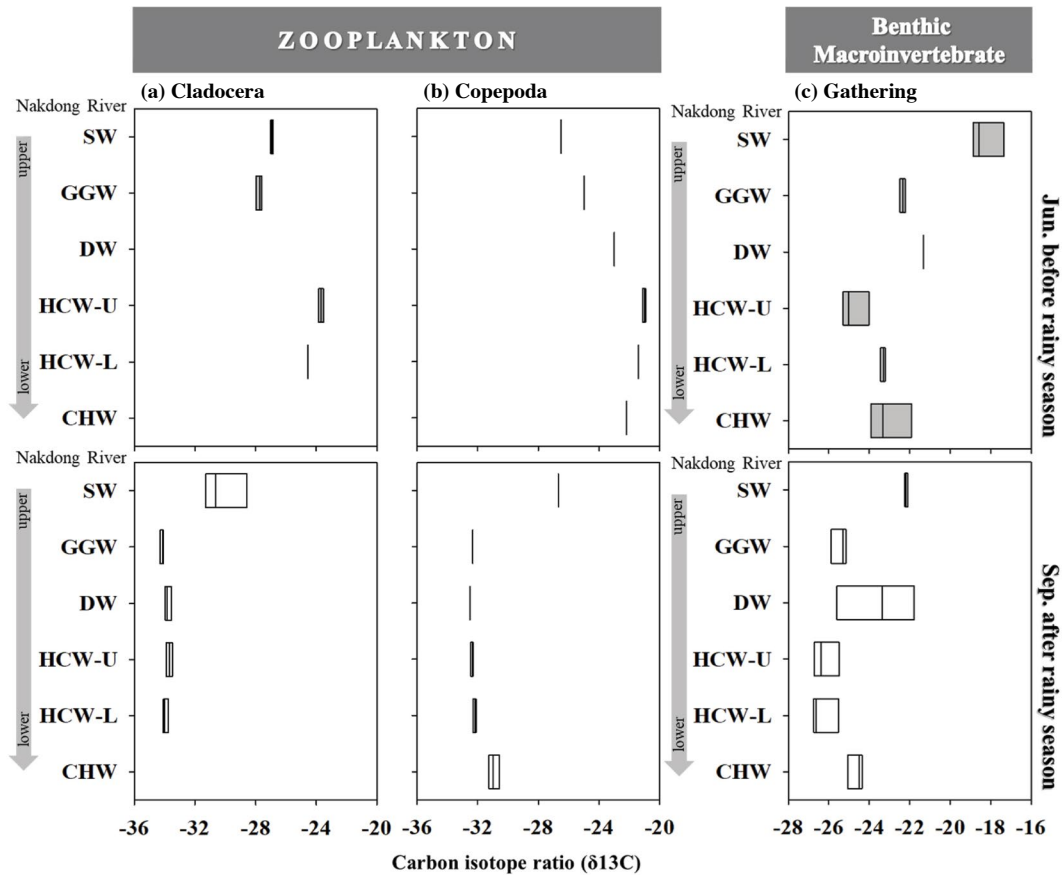


Fig. 2. Spatial and temporal variations in the range of carbon isotope ratios ( $\delta^{13}C$ ) of zooplankton (Cladocera and Copepoda) and benthic macroinvertebrates functional feeding groups (Gathering group) in Nakdong River.

해 강우 전후 안정동위원소 비의 차이는 뚜렷하지 않았다 (Fig. 3). 이는 어류가 저차생물과는 달리 섭식성향이 안정 동위원소 비에 반영되기까지 상대적으로 장기간이 요구되기 때문이라고 판단된다(Xia *et al.*, 2013). 베스, 강준치, 꼬리를 포함하는 육식성 어류들은 강우 이전에는 상류에서 하류로 이동할수록 탄소 안정동위원소 비 범위가 증가하는 경향을 보여 섭식 먹이의 다양성이 증가하는 것으로 나타났으나 강우 이후의 경우 뚜렷한 경향은 나타나지 않았다(Fig. 3(a)). 잡식성 어류들의 경우, 강우 이전에는 상주보 이후 탄소 안정동위원소 비 값이 창녕함안보(CHW)까지 유사한 범위를 나타내었으나, 강우 이후에는 지점에 따라 상이한 경향을 나타내는 것으로 분석되었다. 탄소 안정동위원소 비 값은 대부분 잡식성 어류들에서 상대적으로 높게 나타나 서로 다른 섭식길드에 속하는 어류들의 먹이원이 상이한 것으로 분석되었다(Fig. 3(b)). 저서성 어류들의 경우 최상류의 상주보에서는 저서성 생물에서 나타나는 높은 값이 분석되었으나, 하류에서는 육식성 및 잡식성 어류와 유사한 탄소 안정동위원소 비 범위를 나타내었다(Fig. 3(c)).

#### 4. 분류군별 영양단계(trophic level)의 시공간 분포

먹이사슬에서의 위치가 다른 다양한 먹이원을 섭취하는 생물의 경우, 섭취한 먹이원의 특성은 최종적으로 영양단계에 반영된다. 따라서, 영양단계는 생태계 먹이망 내 연쇄 및 상호작용을 이해하고 물질과 에너지의 흐름을 파악하기 위한 종합적인 정보로 활용되며, 생물농축을 계산하고 먹이망 내 다양성과 안정성을 평가하는 등 폭넓게 활용될 수 있다(Vander Zanden *et al.*, 1997). 또한 질소 안정동위원소 비를 이용해 계산된 생물의 영양단계의 변화는 섭식성향과 먹이환경을 평가하는데 사용 가능하다. 본 연구에서는 질소 안정동위원소 비( $\delta^{15}N$ )를 이용, 입자성 유기물(POM 및 APOM)을 일차 생산자로 상정하여 동물플랑크톤(지각류 및 요각류), 저서성 대형무척추동물, 어류를 대상으로 영양단계를 계산하였으며, 이와 동시에 동물플랑크톤을 이차생산자로 상정, 저서성 대형무척추동물 및 어류의 영양단계를 계산하여 영양단계 산출에 있어 베이스라인 선정에 따른 값의 차이를 비교하였다.



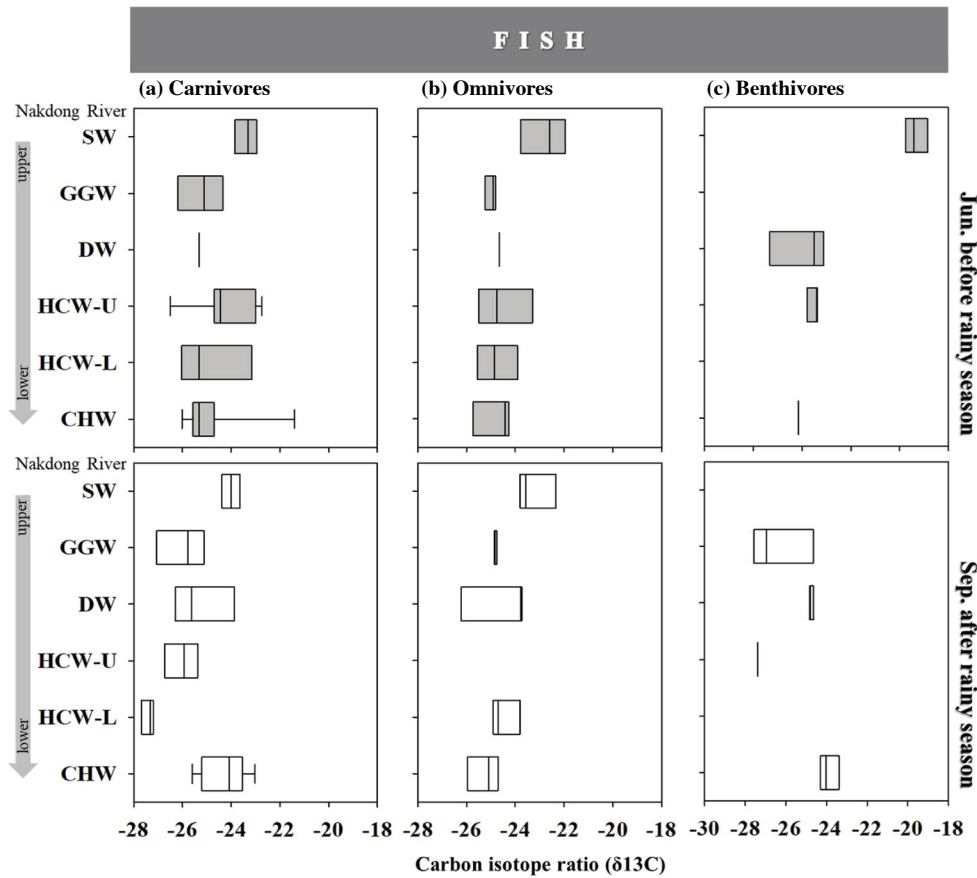


Fig. 3. Spatial and temporal variations in the range of carbon isotope ratios ( $\delta^{13}C$ ) of fish trophic guilds in Nakdong River.

동물플랑크톤은 수생태계의 대표적인 2차 생산자이므로 부유성 유기물 중 섭식 가능한 20  $\mu m$  이하의 EPOM을 기준으로 영양단계를 산출한 결과, 강우 전후 모두 전 지점에서 요각류(Jun.,  $0.49 \pm 1.02$ ; Sep.,  $1.52 \pm 0.52$ )의 영양단계가 지각류(Jun.,  $-0.24 \pm 1.22$ ; Sep.,  $0.73 \pm 0.46$ )보다 높게 나타났다(Fig. 4). 지각류는 일반적으로 식물플랑크톤을 섭식하는 반면, 요각류는 대체로 잡식, 대형의 경우, 육식 성향을 갖는 것으로 알려져 있어 두 군집의 서로 상이한 섭식 성향이 영양단계에 반영된 것으로 판단된다. 대부분의 지점에서 값의 비교가 가능한 강우 이후의 경향을 보면, 지각류는 최상류에 위치한 상주보(SW) 이후 영양단계가 감소하였으나, 요각류의 경우 상주보 이후 계속적으로 증가하여 최하류에 위치한 창녕함안보(CHW)에서 높게 나타났다. 동물플랑크톤은 이론적으로 먹이사슬 내에서 2단계 이상의 영양단계를 가지지만 POM을 기준으로 영양단계를 산정한 경우 2단계 이하 또는 음의 값이 계산되어 POM을 베이스라인으로 영양단계를 산정하는데 문제점이 있는 것으로 나타났다.

총 5개의 섭식기능군으로 분류하여 영양단계의 시공간

적 변화 경향을 비교한 저서성 대형무척추동물은 주위먹는 무리(Gathering; Fig. 5(a))에 해당되는 종들을 제외한 나머지 종들이 연속적으로 채집되지 않아 시공간 분포를 해석하는데 한계가 있었다. 동물플랑크톤과 마찬가지로 저서성 대형무척추동물 역시 이론적으로 먹이사슬 내의 영양단계는 2단계 이상이 되어야 하나 부유성 및 부착성 유기물로 영양단계를 계산한 경우 1단계 전후로 나타나 해석에 제한이 따르는 것으로 나타났다. 반면 동물플랑크톤의 영양단계를 기준으로 계산한 결과, 대부분의 섭식기능군의 영양단계는 2단계 이상으로 나타났다(Jun.,  $2.42 \pm 0.25$ ; Sep.,  $2.07 \pm 0.38$ ). 주위먹는 무리의 경우, 강우 전에는 대체로 영양단계가 크게 변하지 않다가 창녕함안보(CHW)에서 감소하는 경향을 보였으며, 강우 후에는 강정고령보(GGW)와 창녕함안보(CHW)에서 다소 높은 것으로 나타났다. 또한 강우 후 영양단계가 전반적으로 낮아지는 경향을 나타내었다(Jun.,  $2.49 \pm 0.17$ ; Sep.,  $2.04 \pm 0.35$ ).

섭식길드 및 서식 특성을 바탕으로 총 3개의 그룹으로 분류한 어류의 경우, 육식성(Carnivores), 잡식성(Omnivores),

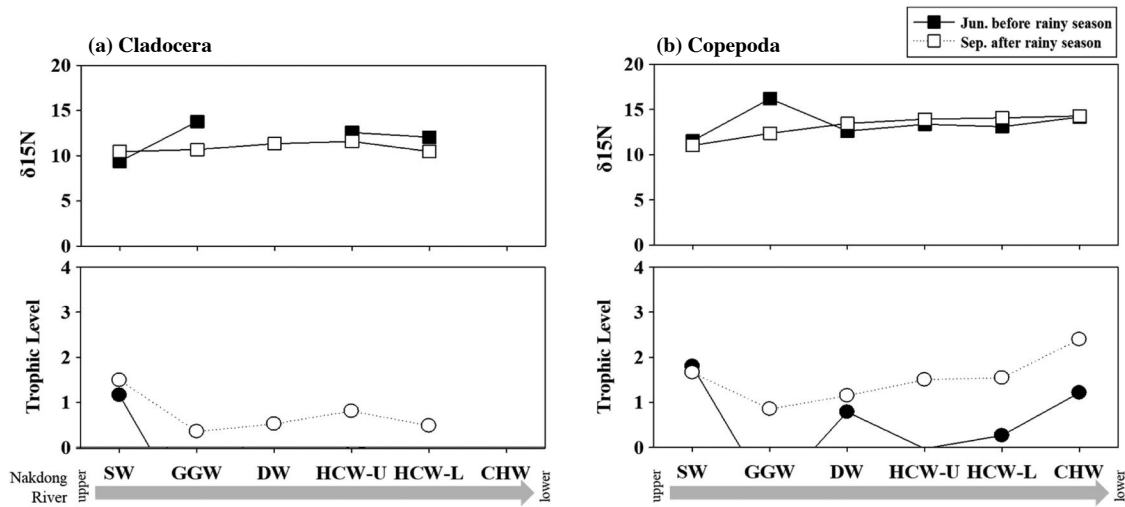


Fig. 4. Spatial and temporal variation of zooplankton (Cladocera and Copepoda) nitrogen stable isotope ratio (upper) and trophic level (lower) calculated based on primary producer (EPOM) in Nakdong River.

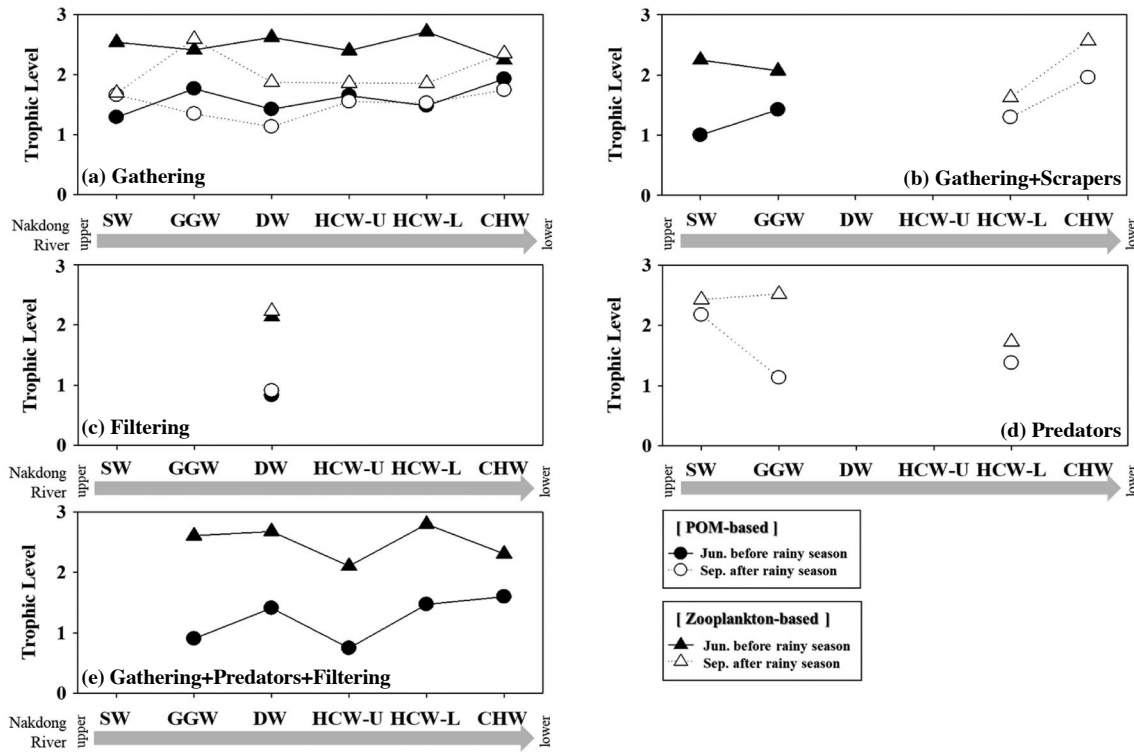


Fig. 5. Spatial and temporal variations in trophic levels of benthic macroinvertebrate functional feeding groups calculated based on primary producer (POM) and secondary producer (zooplankton) in Nakdong River.

저서성 (Benthivores) 모두 POM을 기반으로 산출한 경우 대체로 2 이상의 영양단계를 보이는 것으로 나타났다. 하지만 어류 군집 또한 POM을 이용하여 산출한 영양단계에 비해 동물플랑크톤을 기반으로 산출한 영양단계가 더 높게

나타났으며 강우 전후의 비교에서도 그 경향이 상이하게 분석되었다.

육식성 어류들은 강우 이전 영양단계의 변화 정도가 크지 않아 3~4 사이의 값을 유지하는 반면 (Jun.,  $3.55 \pm 0.23$ ;

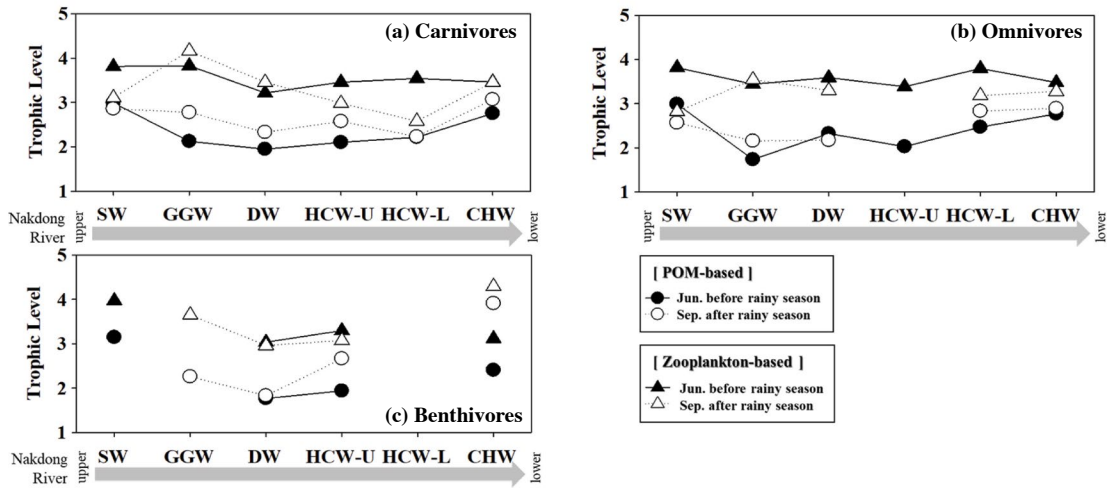


Fig. 6. Spatial and temporal variations in trophic levels of fish trophic guilds calculated based on primary producer (POM) and secondary producer (zooplankton) in Nakdong River.

Sep.,  $3.29 \pm 0.54$ ), 강우 이후 변화 폭이 커져 강정고령보 (GGW)에서 4 이상, 합천창녕보 하류(HCW-L)에서 3 이하로 나타나 지점 별 차이가 한 단계 이상을 보였다(Fig. 6(a)). 잡식성 어류들의 경우에도 강우 이전의 영양단계 변화 정도는 크지 않았으며(Jun.,  $3.58 \pm 0.18$ ; Sep.,  $3.23 \pm 0.26$ ), 3~4 사이의 값으로 나타나 육식성 어류들과 유사한 값을 갖는 것으로 확인되었다. 반면, 강우 이후에는 대부분의 지점에서 강우 이전보다 낮은 영양단계를 나타냈으며 육식성 어류들의 영양단계와 비교해보았을 때 상대적으로 낮은 영양단계를 보였다(Fig. 6(b)). 저서성 어류들은 앞서 언급했던 것과 같이 비교적 불연속적으로 채집되어 전 지점들에 대한 변화 경향을 파악하고 비교하는데 어려움이 있었으나(Jun.,  $3.36 \pm 0.43$ ; Sep.,  $3.50 \pm 0.61$ ) 저서성 어류들 또한 9월의 창녕함안보(CHW)를 제외하고는 육식성 및 잡식성 어류들과 영양단계의 큰 차이를 보이지 않았다(Fig. 6(c)).

낙동강 수계 내 저서성 대형무척추동물(주위먹는 무리) 군집과 어류의 섭식길드 및 서식 특성을 반영한 군집들의 영양단계는 시공간적으로 지속적인 변화 경향 없이 지점별로 다소 상이한 값들을 갖는 것으로 분석되었다. 이러한 종적 이질성은 강우 이전 대비 이후에 상대적으로 심화되는 경향을 보이는 동시에 대부분의 지점들에서 영양단계가 감소하는 것으로 나타나 저차 생물 먹이원에 대한 의존도가 높아진 것으로 해석될 수 있다. 강우는 수생태계 외·내부적인 자원(allochthonous and autochthonous resources)의 균형에 교란을 주는 자연 현상으로, 강우 이후 육상으로부터 유입되는 육상 기원의 유기물량이 증가함에 따라 식물플랑크톤 기원의 먹이원에 비해 외부 기원의 먹이원 기여율이 증가해 최종적으로 먹이망의 고차 소비자에게까지 영향

을 미치는 것으로 알려져 있다(Park *et al.*, 2009). 특히, 국내 하천 및 호소의 경우 하절기 집중강우로 인한 물리적 교란과 유입 물질량의 증가가 집수역 특성에 따라 다양한 형태로 생물군집에 영향을 미치는 것으로 알려져 있다(Lee and Bae, 2011; Calderon and An, 2016). 실제로 본 연구에서 영양단계 산출 기준으로 사용된 동물플랑크톤의 탄소 안정동위원소 비가 강우 이후 감소하는 경향이 뚜렷하게 나타나 이와 같은 현상을 뒷받침해주는 것으로 나타났다(Table 2; Fig. 2(a); Fig. 2(b)).

## 5. 영양단계 산출 기준 선정의 중요성

상위 포식자에 해당하는 어류의 영양단계는 다양한 먹이원에 의해 변화할 수 있으며, 산출의 기준이 되는 저차 생물에 따라 그 값이 달라질 수 있다(Won *et al.*, 2018). 본 연구에서는 POM과 동물플랑크톤을 기준으로 산출한 경우를 종별로 비교하였으며, 국내외 동일 종에 대한 영양단계 정보를 비교하였다(Table 5). 배스(*Micropterus salmonides*), 파랑볼우럭(*Lepomis macrochirus*), 참물개(*Squalidus chankaensis*)의 영양단계를 기준에 제시된 영양단계와 비교했을 때, POM 기반의 영양단계 대비 동물플랑크톤 기반의 영양단계가 보다 유사한 값을 갖는 것으로 나타났다(Vander Zanden *et al.*, 1997; Persaud *et al.*, 2012; Hiramatsu *et al.*, 2014).

본 연구의 동물플랑크톤을 기반으로 한 어류들의 영양단계는 2011년 동일한 수계 및 어종을 대상으로 조사된 영양단계와 비교하였을 때, 약 1단계 이상 낮은 값을 갖는 것으로 나타났다(Kim *et al.*, 2015). 이와 같은 어류의 영양단

**Table 5.** Summary of trophic levels (major fish species) calculated based on different baseline (average  $\pm$  standard deviation) and comparison with previous studies.

Guild	Species		TL (POM based)	TL (Zooplankton based)	TL (2011) <sup>a</sup>	TL (Other studies)
Carnivore	<i>Micropterus salmonides</i>	Jun.	2.73 $\pm$ 0.41	3.88 $\pm$ 0.19	5.88	4.12 <sup>b</sup>
		Sep.	3.10 $\pm$ 0.36	3.81 $\pm$ 0.32		
	<i>Erythroculter erythropterus</i>	Jun.	2.42 $\pm$ 0.59	3.52 $\pm$ 0.40	5.40	
		Sep.	2.69 $\pm$ 0.38	3.48 $\pm$ 0.46		
	<i>Opsariichthys bidens</i>	Jun.	2.25 $\pm$ 0.52	3.31 $\pm$ 0.28	4.58	
		Sep.	2.29 $\pm$ 0.35	2.79 $\pm$ 0.40		
Omnivore	<i>Lepomis macrochirus</i>	Jun.	2.40 $\pm$ 0.46	3.60 $\pm$ 0.15	5.17	3.58 <sup>c</sup>
		Sep.	2.58 $\pm$ 0.38	3.28 $\pm$ 0.19		
<i>Squalidus chankaensis</i>	Jun.	2.46 $\pm$ 0.55	3.63 $\pm$ 0.37		2.1 <sup>d</sup>	
	Sep.	2.56 $\pm$ 0.27	2.86 $\pm$ 0.34			
Benthivore	<i>Pseudogobio esocinus</i>	Jun.	2.39 $\pm$ 0.77	3.35 $\pm$ 0.54	4.97	
		Sep.	1.76 $\pm$ 0.11	3.02 $\pm$ 0.08		
	<i>Hemibarbus labeo</i>	Jun.	2.02 $\pm$ 0.35	3.33 $\pm$ 0.41		
		Sep.	3.14 $\pm$ 0.67	3.87 $\pm$ 0.69		

<sup>a</sup>Kim *et al.*, 2015 (sedimentary organic matter based calculation, surveyed in 2011)

<sup>b</sup>Vander Zanden *et al.*, 1997 (mussel based calculation)

<sup>c</sup>Persaud *et al.*, 2012 (benthic invertebrate based calculation)

<sup>d</sup>Hiramatsu *et al.*, 2014 (POM based calculation)

계 감소를 통해 상위 포식자가 다양한 영양단계에 있는 먹이원을 폭넓게 선택 섭식하는 것이 가능했던 낙동강 수생태계가 비교적 단순한 먹이 구조로 변하면서 먹이 다양성과 선택성이 감소했다고 해석할 수 있다. 하지만 앞서 제시하였듯이 계산 기준에 따라 영양단계 차이가 발생하므로 절대적인 비교를 위해서는 추가적인 검증이 필요할 것으로 생각된다.

안정동위원소 비를 이용한 정량적인 영양단계 정보는 활용 가치가 높지만 산출 과정에 있어 일차 생산자로 일반적으로 사용되는 POM의 질소 안정동위원소 비 값이 높게 나타날 경우 상위 생물의 영양단계가 낮게 계산되는 경우가 발생하게 된다는 문제점이 있다. 이는 일차 생산자로 가정된 POM이 실제로 식물플랑크톤 이외에 외부로부터 유입된 유기물 등을 포함하고 있기 때문에 순수한 일차 생산자의 질소 안정동위원소 비 값보다 높게 측정될 수 있기 때문이다. 또한 일차 생산자의 경우, 종 조성의 변화 주기가 상대적으로 짧기 때문에 생물조직이 동위원소비에 반영되는데 있어 시간적 차이가 발생할 수 있다. 이러한 한계를 해결하기 위해 본 연구에서는 영양단계가 2단계로 고정되며 직접적으로 안정동위원소 비 측정이 가능한 동물플랑크톤을 기준으로 영양단계를 산출하였다. 최근 이와 같이 대량 조직(bulk-tissue)의 질소 안정동위원소 비를 이용하여 영양단계를 계산하는데 있어 기준(baseline)에 따라 결과가 상이하게 나타나는 문제를 해결하기 위해 시공간적 변동을 고

려한 표준화된 기준의 적용 및 모델을 이용한 계산 등이 적용되고 있다(Chikaraishi *et al.*, 2009; Lorrain *et al.*, 2015; Saigo *et al.*, 2015). 특히 먹이망 내 영양단계를 민감하게 예측할 수 있어 활발하게 적용되고 있는 아미노산의 안정동위원소 비(CSIA-AA; compound specific isotope analysis of amino acids)의 경우, 먹이원의 질소 안정동위원소 비의 반영 정도가 서로 다른 아미노산을 이용하여 독립적으로 영양단계를 파악할 수 있어 기준으로 사용되는 먹이원의 변동으로 인한 오류를 최소화할 수 있다(Choi *et al.*, 2017; Choi and Shin, 2018).

본 논문에서는 낙동강 수생태계 주요 생물군을 대상으로 탄소 및 질소 안정동위원소 비를 분석하고 이를 바탕으로 한 영양단계를 산출, 정량적인 생태정보를 제공하고자 하였다. 영양단계 산출에는 기준의 표준화, 분자수준 동위원소의 적용 등 보다 정확한 생태정보 축적을 위한 지속적인 연구가 필요한 것으로 나타났으며, 향후 이를 바탕으로 생태 모델과 같은 추가적인 연구를 진행하는데 있어 본 논문에서 제시된 정량적 정보가 중요하게 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

## 적 요

본 연구에서는 낙동강 5개 보의 상류 및 하류 총 6개 지점(상주보, 강정고령보, 달성보, 합천창녕보, 창녕함안보 상류

와 합천창녕보 하류)에서 서식 생물의 탄소 및 질소 안정동위원소 비를 분석, 낙동강 생태계 구조를 정량적으로 파악하고자 하였다. 대상 생물은 식물플랑크톤을 포함하는 입자성 유기물(부유 및 부착), 동물플랑크톤, 저서성 대형무척추동물 및 어류를 포함하며, 강우 전 갈수기(6월)와 강우 직후(9월), 두 차례에 걸쳐 시료를 채집, 안정동위원소 비를 분석하였다. 채집된 생물의 탄소 안정동위원소 비의 범위를 비교하고 질소 안정동위원소 비를 이용하여 각 생물의 영양단계를 산출, 시공간 분포를 분석하였다. 동물플랑크톤과 저서성 대형무척추동물은 상류에 위치한 상주보에서 높은 값을 나타낸 후 점차 감소하여 하류의 창녕함안보에서 다시 증가하는 경향을 나타냈다. 이들 값은 홍수 전과 후, 상이한 값을 나타내어 하절기 홍수로 인한 육상 기원 유기물의 영향을 받는 것으로 조사되었으나, 그 반응은 생물군에 따라 상이한 것으로 분석되었다. 질소 안정동위원소 비를 이용해 계산된 각 생물들의 영양단계는 그 기준(baseline)으로 POM보다 동물플랑크톤을 이용하는 것이 보다 타당한 범위를 보이는 것으로 나타났다. 본 논문에서는 생태계 먹이망 구조 해석에 대한 정략적 접근에 요구되는 주요 생물군의 생태정보를 제공하여 향후 생태계 반응을 평가, 예측하는 다양한 연구분석에 활용될 수 있도록 하였다.

**저자기여도** 개념설정: H.J. Oh, K.H. Shin, H.W. Kim, M.H. Jang & K.H. Chang, 방법론: H.J. Oh, M.Y. Jin & K.H. Chang, 분석: H.J. Oh, M.Y. Jin, B. Choi, K.H. Shin, G.H. La, H.W. Kim, M.H. Jang & K.H. Chang, 자료제공: K.L. Lee, 자료관리: H.J. Oh, B. Choi & G.H. La, 원고 초안작성: H.J. Oh & K.H. Chang, 원고 교정: H.J. Oh & K.H. Chang, 원고 편집: H.J. Oh & K.H. Chang, 과제관리: M.H. Jang & K.L. Lee, 연구비 수주: M.H. Jang. 모든 저자는 논문의 결과에 동의하였고, 출판될 최종본을 검토하고 동의하였습니다.

**이해관계** The authors declare no conflict of interest. The sponsors had no role in the design, execution, interpretation, or writing of the study.

**연구비** 본 연구는 국립환경과학원 대하천 구간 수생태계 특성조사 연구사업의 연구비 지원(과제번호 NIER-SP2017-359)에 의해 수행되었습니다.

## REFERENCES

Brönmark, C. and L. A. Hansson. 2017. The biology of lakes and

ponds. Oxford University Press. 68.

Calderon, M.S. and K.G. An. 2016. An influence of mesohabitat structures (pool, riffle, and run) and land-use pattern on the index of biological integrity in the Geum River watershed. *Journal of Ecology and Environment* **40**: 13.

Chang, K.H., D.I. Seo, S.M. Go, M. Sakamoto, G.S. Nam, J.Y. Choi, M.S. Kim, K.S. Jeong, G.H. La and H.W. Kim. 2016. Feeding behavior of crustaceans (Cladocera, Copepoda and Ostracoda): food selection measured by stable isotope analysis using R package SIAR in mesocosm experiment. *Korean Journal of Ecology and Environment* **49**(4): 279-288.

Chikaraishi, Y., N.O. Ogawa, Y. Kashiyama, Y. Takano, H. Suga, A. Tomitani, H. Miyashita, H. Kitazato and N. Ohkouchi. 2009. Determination of aquatic food-web structure based on compound-specific nitrogen isotopic composition of amino acids. *Limnology and Oceanography: methods* **7** (11): 740-750.

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, H., B. Choi and K.H. Shin. 2017. Determination of trophic position using nitrogen isotope ratio of individual amino acid in the Geum estuary. *Korean Journal of Ecology and Environment* **50**(4): 432-440.

Choi, J.Y., S.K. Kim, S.W. Hong, K.S. Jeong, G.H. La and G.J. Joo. 2013. Zooplankton community distribution and food web structure in small reservoirs: influence of land uses around reservoirs and littoral aquatic plant on zooplankton. *Korean Journal of Ecology and Environment* **46**(3): 332-342.

Chun, S.H., C.B. Kim, W.R. Kim, S.G. Park and S.K. Chae. 2015. Analysis of Stream Environmental Assessment Systems in Korea: focus on the biological aspect. *Ecology and Resilient Infrastructure* **2**(2): 108-117.

Doi, H., K.H. Chang, T. Ando, I. Ninomiya, H. Imai and S.I. Nakano. 2009. Resource availability and ecosystem size predict food-chain length in pond ecosystems. *Oikos* **118** (1): 138-144.

Fry, B. 1991. Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology* **72**(6): 2293-2297.

Gal, J.K., M.S. Kim, Y.J. Lee, J. Seo and K.H. Shin. 2012. Food-web of aquatic ecosystem within the Tamjin River through the determination of carbon and nitrogen stable isotope ratios. *Korean Journal of Limnology* **45**(2): 242-251.

Gal, J.K., G. Ock, H.K. Park and K.H. Shin. 2016. The effect of summer monsoon on pelagic and littoral food webs in a large regulated reservoir (Lake Paldang, Korea): a stable isotope approach. *Journal of Freshwater Ecology* **31**(3): 327-340.

Hiramatsu, K., K. Yonebayashi, E. Ichion, S. Nishimura and T. Onishi. 2014. Food web structure in an agricultural drain-

- age channel through an urbanized zone in Japan. *Paddy and Water Environment* **12**: 113-123.
- Hur, J., M.H. Jang, K.H. Shin, K.L. Lee and K.H. Chang. 2018. Ecological Niche Space of Fish Communities in Impounded Sections of Large Rivers: Its Application to Assessment of the Impact of Weirs on River Ecosystems. *Sustainability* **10**(12): 4784.
- Jo, H., E. Jeppesen, M. Ventura, T. Buchaca, J.S. Gim, J.D. Yoon, D.H. Kim and G.J. Joo. 2019. Responses of fish assemblage structure to large-scale weir construction in riverine ecosystems. *Science of the Total Environment* **657**: 1334-1342.
- Kautza, A. and S.M.P. Sullivan. 2016. Anthropogenic and natural determinants of fish food-chain length in a midsize river system. *Freshwater Science* **35**(3): 895-908.
- Kendall, C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. Elsevier. 519-576.
- Kim, E., H. Kim, K.H. Shin, M.S. Kim, S.R. Kundu, B.G. Lee and S. Han. 2012. Biomagnification of mercury through the benthic food webs of a temperate estuary: Masan Bay, Korea. *Environmental Toxicology and Chemistry* **31**(6): 1254-1263.
- Kim, J.K. and W.H. Hong. 1992. Studies on the physical environmental factor analysis for water quality management in man-made lake of Korea. *Journal of Environmental Science International* **1**(2): 49-57.
- Kim, M.S., J.Y. Hwang, O.S. Kwon and W.S. Lee. 2013. Analytical methodology of stable isotopes ratios: Sample pretreatment, analysis and application. *Korean Journal of Ecology and Environment* **46**: 471-487.
- Kim, M.S., Y.J. Lee, K.G. An, B.H. Kim, S.J. Hwang and K.H. Shin. 2014a. Allochthonous organic matter contribution to foodweb in Shingu agricultural reservoir after rainfall period. *Korean Journal of Ecology and Environment* **47**(1): 53-61.
- Kim, M.S., J.M. Kim, J.Y. Hwang, B.K. Kim, H.S. Cho, S.J. Youn, S.Y. Hong, O.S. Kwon and W.S. 2014b. Determination of the origin of particulate organic matter at the lake Paldang using stable isotope ratio ( $\delta^{13}C$ ,  $\delta^{15}N$ ). *Korean Journal of Ecology and Environment* **47**(2): 127-134.
- Kim, U.J., H. Jo, I.S. Lee, G.J. Joo and J.E. Oh. 2015. Investigation of bioaccumulation and biotransformation of polychlorinated biphenyls, hydroxylated and methoxylated derivatives in varying trophic level freshwater fishes. *Chemosphere* **137**: 108-114.
- Kong, D., S.H. Son, S.J. Hwang, D.H. Won, M.C. Kim, J.H. Park, T.S. Jeon, J.E. Lee, J.H. Kim, J.S. Kim, J. Park, I.S. Kwak, Y.C. Jun, Y.S. Park, S.A. Ham, J.K. Lee, S.W. Lee, C.H. Park, J.S. Moon, J.Y. Kim, H.K. Park, S.J. Park, Y. Kwon, P. Kim. and R. Kim. 2018. Development of benthic macroinvertebrates index (BMI) for biological assessment on stream environment. *Journal of Korean Society on Water Environment* **34**: 183-201.
- Lee, H.G. and Y.J. Bae. 2011. Recovery of aquatic insect communities after a catastrophic flood in a Korean stream. *Animal Cells and Systems* **15**: 169-177.
- Lorrain, A., B.S. Graham, B.N. Popp, V. Allain, R.J. Olson, B.P. Hunt, M. Potier, B. Fry, F. Galván-Magaña, C.E. Menkes, S. Kaehler and F. Ménard. 2015. Nitrogen isotopic baselines and implications for estimating foraging habitat and trophic position of yellowfin tuna in the Indian and Pacific Oceans. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **113**: 188-198.
- Masson, S. and B. Pinel-Alloul. 2000. Total phosphorus-chlorophyll a size fraction relationships in southern Québec lakes. *Limnology and Oceanography* **45**(3): 732-740.
- Ministry of Environment. 2009. Stream/River ecosystem survey and health assessment (III). NIER.
- Na, E.H., S. Park, J. Kim, S. Im and K. Kim. 2015. A study on spatial and temporal patterns of water quality in the middle area of the Nakdong River, Korea. *Journal of Korean Society on Water Environment* **31**(6): 723-731.
- Park, H.K., M.S. Byeon, Y.N. Shin and D.I. Jung. 2009. Sources and spatial and temporal characteristics of organic carbon in two large reservoirs with contrasting hydrologic characteristics. *Water Resources Research* **45**(11): W11418.
- Persaud, A.D., P.J. Dillon, L.A. Molot and K.E. Hargan. 2012. Relationships between body size and trophic position of consumers in temperate freshwater lakes. *Aquatic Sciences* **74**: 203-212.
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* **83**(3): 703-718.
- Recknagel, F. 2006. Ecological informatics. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 3-10.
- Ruhí, A., V. Acuña, D. Barceló, B. Huerta, J.R. Mor, S. Rodríguez-Mozaz and S. Sabater. 2016. Bioaccumulation and trophic magnification of pharmaceuticals and endocrine disruptors in a Mediterranean river food web. *Science of the Total Environment* **540**: 250-259.
- Saigo, M., F.L. Zilli, M.R. Marchese and D. Demonte. 2015. Trophic level, food chain length and omnivory in the Paraná River: a food web model approach in a floodplain river system. *Ecological Research* **30**(5): 843-852.
- Stockner, J.G. and N.J. Antia. 1986. Algal picoplankton from marine and freshwater ecosystems: a multidisciplinary perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **43**: 2472-2503.
- Thorp, J.H. and A.F. Casper. 2003. Importance of biotic interactions in large rivers: an experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St. Lawrence River. *River Research and Applications* **19**(3): 265-279.
- Vander Zanden, M.J., G. Cabana and J.B. Rasmussen. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*

54(5): 1142-1158.

Vander Zanden, M.J. and J.B. Rasmussen. 2001. Variation in  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* **46**(8): 2061-2066.

Won, E.J., B. Choi, S. Hong, J.S. Khim and K.H. Shin. 2018. Importance of accurate trophic level determination by nitrogen isotope of amino acids for trophic magnification studies: a review. *Environmental Pollution* **238**: 677-690.

Xia, X., J. Chen, R. Braun and Y. Tang. 2013. Isotopic reversals with respect to maturity trends due to mixing of primary and secondary products in source rocks. *Chemical Geology* **339**: 205-212.

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 Environment and Biology* **33**(1): 34-44.