

Original article

## 국내 4대강 보에서 채집된 어류 조직에서 microcystins 농도 분석 및 위해도 평가

김도환<sup>1</sup> · 신유나<sup>2</sup> · 박민정<sup>1,3</sup> · 조영철<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup>충북대학교 환경공학과, <sup>2</sup>국립환경과학원 물환경평가연구과, <sup>3</sup>강원도보건환경연구원

**Microcystins Concentration in Fishes Collected from the Weirs of Four Rivers in Korea and Risk Assessment.** Do-Hwan Kim<sup>1</sup> (0000-0002-7940-5574), Yuna Shin<sup>2</sup> (0000-0002-2867-3464), Min Jeong Park<sup>1,3</sup> (0000-0001-8565-1563) and Young-Cheol Cho<sup>1,\*</sup> (0000-0001-7444-143X) (<sup>1</sup>Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University, Cheongju 28644, Republic of Korea; <sup>2</sup>Water Quality Assessment Research Division, National Institute of Environmental Research, Incheon 22689, Republic of Korea; <sup>3</sup>Gangwondo Government Public Institute of Health & Environment, Chuncheon 24203, Republic of Korea)

**Abstract** Microcystins (MCs) are cyano-toxins mainly produced by cyanobacteria in the genera of *Microcystis*, *Anabaena*, and *Oscillatoria*. The concentrations of MCs in the water bodies and fish tissues taken from the four weirs (Ipo, Gangjeong-goryeong, Baekje, and Juksan) in the four main rivers in Korea, and the health risk of human due to consumption of toxin-detected fish was examined. The maximum values of MCs concentration in the water samples were as follows: Juksan ( $3.261 \mu\text{g L}^{-1}$ ), Gangjeong-goryeong ( $1.014 \mu\text{g L}^{-1}$ ), Baekje ( $0.759 \mu\text{g L}^{-1}$ ), and Ipo ( $0.266 \mu\text{g L}^{-1}$ ) weirs. The MC-RR concentration was the highest among the MCs, and MC-YR was not detected. MCs of  $0.222 \sim 9.808 \mu\text{g g}^{-1}$  dry weight were detected in the liver of 3 out of 215 fishes of 16 species, and below the detection limit in muscle. As a result of comparing the feeding characteristics of the collected fishes and toxin concentrations in water and fish tissue, it was concluded that the biomagnification of MCs through the food chain did not occur. It was judged that there was no health risk due to the consumption of the fish detected the toxin, based on the amount of the fish intake of the Korean people and the allowable daily intake of MCs. However, in order to reduce the health risk due to MCs, further studies should be conducted to analyze the concentration of MCs contained in fish tissues collected at various times in the area dominated by harmful cyanobacteria to obtain data on the exposure of MCs due to fish consumption. In addition, it is necessary to establish the management guidelines for MCs in fish tissues.

**Key words:** microcystins (MCs), weirs, fish, biomagnification, risk assessment

### 서 론

호소의 부영양화로 인해 발생하는 조류의 과다증식(이

하, 녹조 현상)은 수체의 색을 변화시킬 뿐 아니라 이취미를 발생시켜 음용수의 가치를 떨어뜨리기도 하며, 독소를 생산하는 남조류(cyanobacteria)가 과다증식하는 경우 인간이나 가축에 해를 끼치기도 한다(Park, 2007). 일부 남조류는 microcystins (MCs), nodularins, anatoxins, cylindrospermopsins, saxitoxins 등의 남조류독소를 생

Manuscript received 24 December 2021, revised 31 March 2022,  
revision accepted 21 April 2022

\* Corresponding author: Tel: +82-43-261-3577, Fax: +82-43-264-2465  
E-mail: choym@chungbuk.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.

산하며, 이들은 간독성, 신경독성 또는 세포독성을 일으킨다(Sivonen and Jones, 1999). 우리나라 담수 생태계에서 녹조 현상의 주요 원인종은 *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* 속 남조류이며, 이들 중 *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*는 MCs의 주요 생산종이다(Sivonen and Jones, 1999; Janse *et al.*, 2005).

MCs는 단백질 탈인산화효소 중 serine/threonine protein phosphatase type 1A (PPase 1A) 또는 type 2 (PPase 2)와 공유결합을 함으로써 이들의 저해제로 작용한다(Honkanen *et al.*, 1990; MacKintosh *et al.*, 1990). PPase 1A와 PPase 2는 주로 간에 위치하고 있기 때문에 MCs는 간독소로 작용한다(Sivonen and Jones, 1999). MCs에 의한 대표적인 피해 사례는 1996년 브라질 Caruaru에 있는 혈액투석센터에서 MCs에 오염된 물을 혈액 투석 과정에 사용하면서 약 49명의 환자가 사망한 것이다(Jochimsen *et al.*, 1998). 이 사건을 계기로 세계보건기구(World Health Organization, WHO)에서는 먹는물에서 MCs에 대한 잠재적 허용 기준을  $1 \mu\text{g MC-LR L}^{-1}$ 로 정하였다(Sivonen and Jones, 1999; Zurawell *et al.*, 2005). 이후 많은 국가에서 먹는물에서 MCs에 대한 관리 기준을 설정하였으며, 대체적으로  $0.8 \sim 1.3 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 범위이다(Burch, 2008). 우리나라는 ‘먹는물 수질감시항목 운영 등에 관한 고시(환경부고시 제 2016-271호)’를 통해 정수에서 MCs에 대한 감시기준을 WHO와 같은  $1.0 \mu\text{g MC-LR L}^{-1}$ 로 정하였다.

MCs는 수생생물의 조직에서 검출되기도 한다. 미국 California 주의 Klamath 호에서 잡은 perch(농어류의 민물고기)의 근육에서 MCs의 농도는  $169 (\pm 117) \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$  (wet weight)이었으며, Klamath 강에서 채집된 mussel에서는  $554 (\pm 928) \text{ ng g}^{-1} \text{ ww}$ 의 MCs가 검출되었다(California EPA, 2012). 그리스의 Lake Karla에서 2011년 6월에 채집된 이스라엘 잉어(*Cyprinus carpio*)의 조직에서 MCs의 농도를 분석한 결과, 근육에서  $108 (\pm 33) \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$  (dry weight)로 가장 낮았으며, 간( $346 \pm 156 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ ) 또는 콩팥( $696 \pm 258 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ )에서 농도가 높았다(Mitsoura *et al.*, 2013). 아르헨티나의 Los Padres Lake에서 우기에 채집된 *Odontesthes bonariensis*(색줄멸과 어류)의 근육 및 간 조직에서 MCs 농도를 측정된 결과, 각각  $2.2 (\pm 1.3)$ ,  $67.3 (\pm 18.3) \text{ ng g}^{-1} \text{ fw}$  (fresh weight)로 근육보다는 간 조직에 농축되는 것으로 나타났다(Ame *et al.*, 2010). 브라질 호수에 서식하는 2 종류의 어류(Nile tilapia(*Oreochromis niloticus*), *Tilapia rendalli*)의 간과 근육에서 MCs의 농도를 측정된 결과, *T. rendalli*에 비해 *O. niloticus*의 조직에서 MCs의 농도가 높게 측정되어 어류의 종류에 따라 MCs의 농축 정도가 다른 것으로 나타났다(Deblois *et al.*, 2008).

이상과 같이 어류에서 MCs의 농도는 어류의 종류, 조직 등에 따라 다르게 나타났다.

국내의 경우 영천호에서 채집한 4종의 어류(꺼지, 떡붕어, 잉어, 메기)를 대상으로 아가미, 내장, 간, 근육에서 MCs 농도를 분석한 결과, 각각  $33,618 (\pm 27,464)$ ,  $30,617 (\pm 31,920)$ ,  $234 (\pm 117)$ ,  $17.07 (\pm 11.8) \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ 로 분석되었으며, 메기와 잉어에서 농도가 높았다(NIER, 2007). 경기도에 위치한 농업용 저수지에서 채집된 메기와 붕어의 근육에서 MCs 농도는 각각 21과  $20 \text{ ng g}^{-1}$ 이었으며, 이때 수중의 용존성 및 조체성 MCs의 평균 농도는 각각  $0.59$ 와  $192.41 \mu\text{g L}^{-1}$ 이었다(NIER, 2013). 이와 같이 국내 서식 어류에서도 MCs가 검출되는 것으로 알려져 있으나, 분석 사례는 많지 않다.

MCs가 인체로 유입되는 가장 중요한 경로는 음용수의 소비이며, 일부 사람들은 남조류 제품이나 어패류의 섭취를 통해 독소에 노출되기도 한다(Health Canada, 2012). 따라서 MCs에 대한 위해성을 관리하기 위하여 상수원수 및 음용수에서 MCs에 대한 모니터링 뿐만 아니라, 어패류에 포함된 독소의 농도를 모니터링하고 이에 대한 관리 기준이 설정되어야 한다. 본 연구에서는 4대강에 위치한 4개의 보(이포보, 강정고령보, 백제보, 죽산보)에서 채집된 어류의 조직에서 MCs의 농도를 분석하고, MCs가 검출된 어류의 섭취로 인한 위해성을 검토하였다.

## 재료 및 방법

수 시료 및 어류는 4대강 사업으로 설치된 16개 보 중에서 한강의 이포보( $37^{\circ}23'59.5''\text{N}$ ,  $127^{\circ}32'21.6''\text{E}$ ), 낙동강의 강정고령보( $35^{\circ}50'33.6''\text{N}$ ,  $128^{\circ}27'24.9''\text{E}$ ), 금강의 백제보( $36^{\circ}19'16.6''\text{N}$ ,  $126^{\circ}56'36.1''\text{E}$ ) 및 영산강의 죽산보( $34^{\circ}58'27.2''\text{N}$ ,  $126^{\circ}37'46.5''\text{E}$ )에서 채집하였다.

수 시료는 각 보의 상류 약 500 m 지점에서 2016년 5월부터 12월까지 매월 1~2회 채취하였다. 수 시료는 하천을 횡방향으로 4등분하여 좌안, 중앙, 우안으로 나누어 후 각 지점의 표층에서 비이커를 사용하여 채취하였으며, 채취된 시료를 동량으로 섞은 후 분석하였다. 채취된 수 시료에서 수질오염공정시험기준(MOE, 2016)에 따라 클로로필-*a* 농도와 식물플랑크톤의 종류별 세포수 밀도를 분석하였다. 식물플랑크톤은 규조류, 녹조류, 남조류, 기타조류로 구분하여 분석하였다.

어류는 4개 보의 상류 500~1,000 m 이내의 유속이 느린 구간에서 각 보별로 3회씩 채집하였다. 어류 채집 일자는 이포보에서 2016년 7월 12일, 9월 7일, 9월 25일이었으

며, 강정고령보는 2016년 7월 13일, 8월 26일, 10월 16일, 백제보는 2016년 7월 1일, 9월 6일, 10월 12일, 죽산보는 2016년 9월 6일, 10월 5일, 11월 3일이었다. 어류의 채집은 자망과 정치망을 사용하였으며, 12시간 정치하였다. 자망은 두 가지 종류(5절: 삼중망, 망목 40×40 mm, 높이 150 cm; 12절: 삼중망, 망목 12×12 mm, 높이 85 cm)를 혼용하여 설치하였으며, 정치망은 망목의 크기가 6×6 mm, 유인어망의 높이가 2 m, 길이가 20 m이었으며 수심이 1.5~2 m 인 구간에 설치하였다. 채집된 시료는 아이스박스에 넣어 즉시 실험실로 운반하여 당일애 조직을 분리하였으며, 분리된 조직은 -70°C에 보관하였다.

수 시료에서 MCs의 종류별 농도는 HPLC-PDA를 사용하여 분석하였으며, 입자성(조체성) 독소와 용존성 독소로 나누어 분석하였다. 입자성 독소는 시료를 GF/C(Whatman, UK) 여과지로 여과한 후 여과지로부터 추출하여 분석하였으며, 용존성 독소는 여과액을 사용하여 분석하였다. 입자성 독소를 추출하기 위하여 적당량의 수 시료(100~1,000 mL)를 GF/C로 여과한 후, 여과지에 5% acetic acid를 넣고 초음파 파쇄기(Ultrasonic Processor, KFS-150N, 한국코프로텍)로 40 W에서 5분간 처리한 후 4°C에서 12시간 동안 독소를 추출하였다. 이를 원심분리하여 부유물을 제거하고, 상징액에 포함된 MCs를 C-18 column(Sep-Pak Vac 3 cc; Waters, Milford, MA, USA)으로 정제하였다. 컬럼에 상징액을 첨가한 후 20% methanol로 세척하였으며, 100% methanol로 추출하였다. 정제된 시료에 포함된 methanol을 질소 가스(99.99%) 하에서 evaporator(Hurricane-Lite; 청민테크)를 사용하여 완전히 제거하였다. 다시 소량의 100% methanol을 첨가하여 MCs를 녹이고 syringe filter(0.2 µm PTFE; Advantec, Japan)를 사용하여 농축액에 포함된 입자를 제거하였다. 용존성 독소는 여과액에 acetic acid(최종농도, 5%)를 첨가한 후 입자성 독소와 같은 방법으로 정제 후 농축하여 분석하였다.

어류 조직에서 MCs 분석은 근육과 간을 대상으로 실시하였다. 어류로부터 조직을 분리한 후 -70°C에 보관하였으며, 시료에서 수분을 제거하기 위해 48시간 동안 동결건조를 하였고, 건조된 조직을 막자사발에서 분쇄하였다. 어류 조직으로부터 MCs를 추출하기 위하여 전 처리된 시료에 추출용매(BuOH:MeOH:H<sub>2</sub>O=1:4:15)를 넣고 2분간 초음파 분쇄를 한 후, 4°C에서 12시간 동안 정치하여 추출하였다(Xie and Park, 2007). 이를 7,000×g에서 20분간 원심분리한 후 상징액을 분리하였다. 용매 추출-초음파 처리-12시간 냉장-원심분리 과정을 3회 반복한 후, 상징액을 수집하였다. 수집된 용출액에 포함된 MCs의 정제 및 농축은 수 시료에서 사용한 과정과 동일하게 수행하였다.

MCs의 분석은 PDA 검출기(Waters 2998, Waters, USA)와 autosampler(Waters 2707)가 장착된 HPLC(Waters 1525)를 사용하였으며, 결과 분석을 위하여 Empower Pro 프로그램을 사용하였다. 사용한 column은 Xterra RP18 column(5 µm particle size, 15 cm×3.9 mm I.D.; Waters)이었다. 유동상은 0.05% (v/v) tri-fluoroacetic acid가 포함된 acetonitrile/water를 사용하였고, 유동상 이동속도는 0.8 mL min<sup>-1</sup>이었다. MCs의 종류별 분석을 위하여 표준 MC-LR, -YR, -RR을 Sigma-Aldrich Co. (St. Louis, MO, USA)로부터 구입하여 사용하였다.

## 결과 및 고찰

### 1. 수 시료에서 클로로필-a와 microcystin 농도

조사 기간 중 이포보에서 측정된 클로로필-a의 농도 범위는 4.63~39.19 mg m<sup>-3</sup>이었다(Table 1). 6월까지 비교적 높은 농도를 보였으나 7월부터는 20 mg m<sup>-3</sup> 이하로 낮아졌다. 조사 기간 중 조류의 총 세포수 밀도는 689~2,339 cells mL<sup>-1</sup>의 범위였다. 남조류는 6월부터 일부 시료에서 출현하였으며, 남조류 세포수 밀도는 122~950 cells mL<sup>-1</sup>로 본 연구 대상 지역 중에서 가장 낮았다. 조류경보제의 관리 대상인 유해남조류(*Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* 속) 중 *Microcystis* 속 남조류는 6월 22일에 122 cells mL<sup>-1</sup>이었으며, 8월 22일 이후에는 *Oscillatoria* 속 남조류가 263~950 cells mL<sup>-1</sup>의 범위로 검출되었다(Table 1).

이포보 시료에서 조체성 MCs는 총 6개 중 3개의 시료에서 검출되었으며, 검출된 시료에서 총 MCs 농도는 0.076~0.266 µg L<sup>-1</sup>로 본 연구의 대상 지점 중에서 가장 낮았다(Table 1). 모든 시료에서 MC-RR만 검출되었으며, 용존성 MCs는 검출되지 않았다. 이포보에서 MCs의 주생산자인 *Microcystis* 속 남조류는 6월 22일 시료에서만 관찰되었다. 따라서 이포보에서 채집된 수 시료는 남조류 밀도가 낮을 뿐 아니라 MCs의 주생산자인 *Microcystis*의 밀도가 낮기 때문에 MCs의 농도가 낮은 것으로 판단된다.

강정고령보에서 조사 기간 중 클로로필-a 농도는 3.81~22.45 mg m<sup>-3</sup> 범위였으며, 조류의 총 세포수 밀도는 1,250~7,583 cells mL<sup>-1</sup>이었다(Table 2). 5월부터 9월까지 유해남조류 중에서 대체적으로 *Microcystis* 속 남조류가 우점하였지만, 8월 10일에 표층 시료에서 *Aphanizomenon* 속 남조류가 우점하였다. 7월 18일에는 일시적으로 *Anabaena*가 관찰되었으나, *Oscillatoria* 속 남조류는 관찰되지 않았다.

**Table 1.** Concentrations of chlorophyll *a*, phytoplankton, and microcystins in the samples from Ipo weir in 2016.

Date	Chl. <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	Phytoplankton (cells mL <sup>-1</sup> )					Microcystins in particle (µg L <sup>-1</sup> )			
		Algae	<i>Microcystis</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Aphanizomenon</i>	LR	RR	YR	Total
May 25	39.19	1,083	0	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jun. 22	23.46	2,339	122	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jul. 18	4.96	689	0	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Aug. 22	12.41	1,046	0	0	263	0	nd	0.266	nd	0.266
Sep. 13	15.03	1,067	0	0	388	0	nd	0.183	nd	0.183
Oct. 13	4.63	1,692	0	0	950	0	nd	0.076	nd	0.076

nd: under detection limit(<0.02 µg L<sup>-1</sup>)

**Table 2.** Concentrations of chlorophyll *a*, phytoplankton, and microcystins in the samples from Gangjeong-goryeong weir in 2016.

Date	Chl. <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	Phytoplankton (cells mL <sup>-1</sup> )					Microcystins in particle (µg L <sup>-1</sup> )			
		Algae	<i>Microcystis</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Aphanizomenon</i>	LR	RR	YR	Total
May 26	3.81	7,583	7,000	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jun. 20	6.50	1,650	1,338	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jul. 18	22.45	6,967	742	33	0	0	nd	nd	nd	nd
Aug. 10	11.83	3,639	661	0	0	906	nd	0.297	nd	0.297
Aug. 23	5.16	2,433	725	0	0	0	nd	0.222	nd	0.222
Sep. 5	17.58	4,394	478	0	0	0	0.190	0.824	nd	1.014
Oct. 12	16.04	1,250	0	0	0	0	nd	nd	nd	nd

nd: under detection limit(<0.02 µg L<sup>-1</sup>)

강정고령보에서 MCs의 농도를 분석한 결과, 조체성 MCs는 총 7개 시료 중 3개에서 검출되었으며, 검출된 시료에서 총 MCs의 농도 범위는 0.222~1.014 µg L<sup>-1</sup>이었다 (Table 2). MCs 중 MC-RR의 농도가 가장 높았으며, 이러한 결과는 국내 여러 호소에서 MCs의 종류별 농도를 분석한 선행 연구의 결과와 일치하는 것이다 (Kim *et al.*, 1999; Oh *et al.*, 2013). MC-LR은 9월 5일에 채취된 시료에서 0.190 µg L<sup>-1</sup>의 농도로 검출되었다. MCs의 주 생산자인 *Microcystis* 속 남조류 세포수와 MCs 농도를 비교한 결과 서로 상관성이 낮은 것으로 나타났다. 예를 들어 5월 26일과 6월 20일에 채취된 시료에서 *Microcystis*의 세포수 밀도는 각각 7,000과 1,338 cells mL<sup>-1</sup>로 높았으나, MCs는 검출되지 않았다.

백제보에서 클로로필-*a*의 농도 범위는 26.64~92.46 mg m<sup>-3</sup>로 대상 지역 중 가장 높은 값을 나타내었다 (Table 3). 조사 기간 중 조류의 세포수 밀도는 1,700~47,742 cells mL<sup>-1</sup> 범위였다. 유해남조류의 세포수 밀도는 8월 16일 최대 45,708 cells mL<sup>-1</sup>로 연구 대상 지역 중 가장 높았다. *Microcystis* 속 남조류는 6월부터 9월 초까지 1,128~

22,833 cells mL<sup>-1</sup>로 관찰되었으며, 8월에는 *Anabaena*와 *Oscillatoria* 속 남조류가 검출되었다.

백제보에서 MCs의 농도를 분석한 결과, 조체성 MCs는 총 8개 중 3개의 시료에서 검출되었으며, 총 MCs의 농도는 0.150~0.759 µg L<sup>-1</sup>이었다 (Table 3). 강정고령보와 마찬가지로 대부분의 시료에서 MCs 중 MC-RR이 검출되었으며, MC-LR은 8월 16일 시료에서 0.165 µg L<sup>-1</sup>로 검출되었다.

죽산보 시료에서 클로로필-*a*의 농도 범위는 6.09~52.98 mg m<sup>-3</sup>이었으며, 평균 23.10 mg m<sup>-3</sup>이었다 (Table 4). 조사 기간 중 조류의 밀도는 625~28,567 cells mL<sup>-1</sup>의 범위였으며, 유해남조류는 6월부터 출현하여 9월에 최대 25,666 cells mL<sup>-1</sup>이 출현하였다. 유해남조류 중 *Microcystis*와 *Anabaena* 속 남조류가 출현하였으며, *Oscillatoria*와 *Aphanizomenon*은 검출되지 않았다.

죽산보 시료에서 조체성 MCs는 총 8개 시료 중 5개에서 검출되었으며, 총 MCs의 농도는 0.100~3.261 µg L<sup>-1</sup>로 대상 지역 중 가장 높았다 (Table 4). MCs 중 MC-RR의 농도가 가장 높았으며, MC-LR은 3개 시료에서 0.280~0.639

**Table 3.** Concentrations of chlorophyll *a*, phytoplankton, and microcystins in the samples from Baekje weir in 2016.

Date	Chl. <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	Phytoplankton (cells mL <sup>-1</sup> )					Microcystins in particle (µg L <sup>-1</sup> )			
		Algae	<i>Microcystis</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Aphanizomenon</i>	LR	RR	YR	Total
May 27	37.52	1,700	0	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jun. 27	74.96	13,233	4,750	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jul. 15	43.90	3,289	1,128	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Aug. 2	26.64	32,225	16,883	2,450	1,992	0	nd	nd	nd	nd
Aug. 16	32.87	47,742	22,833	2,708	20,167	0	0.165	0.594	nd	0.759
Sep. 6	92.46	11,725	5,142	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Sep. 26	76.91	7,175	0	0	0	0	nd	0.548	nd	0.548
Oct. 11	48.17	5,467	0	0	0	0	nd	0.150	nd	0.150

nd: under detection limit(<0.02 µg L<sup>-1</sup>)

**Table 4.** Concentrations of chlorophyll *a*, phytoplankton, and microcystins in the samples from Juksan weir in 2016.

Date	Chl. <i>a</i> (mg m <sup>-3</sup> )	Phytoplankton (cells mL <sup>-1</sup> )					Microcystins in particle (µg L <sup>-1</sup> )			
		Algae	<i>Microcystis</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Aphanizomenon</i>	LR	RR	YR	Total
May 27	11.23	5,100	0	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jun. 27	12.80	3,400	1,650	0	0	0	nd	nd	nd	nd
Jul. 15	52.98	9,767	4,625	2,475	0	0	nd	nd	nd	nd
Aug. 2	26.80	7,688	1,138	0	0	0	0.280	1.130	nd	1.410
Aug. 16	24.91	10,233	6,867	0	0	0	0.596	1.694	nd	2.290
Sep. 6	39.19	28,567	18,908	6,758	0	0	0.639	2.622	nd	3.261
Oct. 2	10.78	625	0	0	0	0	nd	0.130	nd	0.130
Oct. 11	6.09	858	0	0	0	0	nd	0.100	nd	0.100

nd: under detection limit(<0.02 µg L<sup>-1</sup>)

µg L<sup>-1</sup>의 범위로 검출되었다. MC-YR은 모든 시료에서 검출되지 않았으며, 용존성 MCs도 검출되지 않았다.

환경 조건의 변화가 독소 생성량에 미치는 영향에 대해서 일부 연구가 수행되었으나 확실하게 알려져 있지 않다. MCs의 생성은 독소를 생성하는 남조류(특히 *Microcystis*)의 생물량과 관련이 있는 것으로 알려져 있으나(Zurawell *et al.*, 2005), 환경에서 모든 *Microcystis*가 독소를 생성하는 것이 아니라 독성 및 비독성 *Microcystis*가 혼재되어 있기 때문에(Janse *et al.*, 2004) 전체 *Microcystis*의 수 또는 생물량과 독소 농도와의 관련성을 규정하기는 힘들다. 독소 생성에 영향을 미치는 환경 조건으로는 광량, 수온, 용존산소 농도, 미량 원소, 영양염류 등이 알려져 있다(Dai *et al.*, 2016). 총인의 농도와 독소의 농도는 양의 상관관계를 나타내는 반면, 무기질소와 독소 농도는 음의 상관관계를 나타내는 것으로 조사되었다(Kotak *et al.*, 2000). 질소, 인의 농도 뿐 아니라 N:P의 비율도 독소 생성 잠재력

에 영향을 미친다(Orihel *et al.*, 2012). 광량 및 CO<sub>2</sub> 농도가 *M. aeruginosa*의 성장 속도와 독소 생성에 미치는 영향을 분석한 결과, 높은 광량(110~190 µmol photons m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>)과 CO<sub>2</sub> 농도(4~9.5% v/v)에서 *M. aeruginosa*의 성장 속도가 큰 반면, 낮은 광량(<80 µmol photons m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>)과 낮은 CO<sub>2</sub> 농도(<1% v/v)에서 독소 생산능이 높은 것으로 나타났다(Geada *et al.*, 2017). 이와 같이 MCs의 생성에 미치는 환경 요인은 다양하기 때문에 연구 대상 지역에서 MCs의 농도가 상이하게 나타난 이유를 설명하기 위하여 독소의 생성에 영향을 미치는 환경 요인에 대한 심도있는 연구가 필요할 것으로 판단된다.

## 2. 어류 조직에서 microcystins의 농도

2016년 7월부터 11월까지 연구 대상 지역인 4개의 보에서 채집된 16종 215개체의 어류의 근육과 간에서 MCs

**Table 5.** Information of fishes used for analysis of microcystins.

Feeding group	Fish	Site					Length (cm)	Weight (g)
		IP	GG	BJ	JS	Total		
Carnivore	<i>Erythroculter erythropterus</i>	1	10	11	-	22	39.0 (±1.0)	349.1 (±18.0)
	<i>Micropterus salmoides</i>	3	4	2	1	10	22.9 (±1.9)	194.7 (±65.4)
	<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	3	6	5	11	25	19.7 (±1.3)	99.5 (±14.9)
	<i>Silurus asotus</i>	1	-	-	-	1	35.7	280
	<i>Siniperca scherzeri</i>	1	-	-	-	1	18.7	67.3
Insectivore	<i>Sarcocheilichthys nigripinnis morii</i>	6	-	2	1	9	11.7 (±0.3)	17.7 (±1.8)
	<i>Sarcocheilichthys variegatus wakiyae</i>	3	-	-	-	3	10.6 (±0.5)	12.2 (±1.6)
	<i>Pseudogobio esocinus</i>	5	5	1	-	11	40.0 (±1.7)	16.8 (±0.3)
	<i>Hemibarbus labeo</i>	1	13	11	7	32	27.5 (±1.3)	161.5 (±21.8)
	<i>Pseudobagrus fulvidraco</i>	1	-	3	4	8	22.6 (±1.8)	100.9 (±13.8)
Zooplanktivore	<i>Lepomis macrochirus</i>	2	10	1	15	28	19.9 (±3.7)	101.9 (±9.3)
Phytoplanktivore	<i>Carassius auratus</i>	12	7	12	14	45	22.4 (±7.7)	265.5 (±171.0)
	<i>Zacco platypus</i>	3	-	-	1	4	11.4 (±1.0)	10.4 (±1.8)
	<i>Squaliobarbus curriculus</i>	-	-	6	-	6	103.0 (±67.6)	443.3 (±94.7)
	<i>Hemiculter eigenmanni</i>	-	-	6	-	6	20.2 (±1.2)	65.2 (±8.9)
	<i>Acanthorhodeus macropterus</i>	-	4	-	-	4	12.0 (±1.2)	19.4 (±2.0)
Sum		42	59	60	54	215		

IP, Ipo; GG, Gangjeong-goryeong; BJ, Baekje; and JS, Juksan.

의 종류별 농도를 분석하였다 (Table 5). 분석 대상 어류의 식성을 보면 육식성 어류는 강준치 (*Erythroculter erythropterus*), 배스 (*Micropterus salmoides*), 꼬리 (*Opsariichthys uncirostris amurensis*), 메기 (*Silurus asotus*), 쏘가리 (*Siniperca scherzeri*) 등 5종 59개체이었으며, 충식성 어류는 중고기 (*Sarcocheilichthys nigripinnis morii*), 참중고기 (*Sarcocheilichthys variegatus wakiyae*), 모래무지 (*Pseudogobio esocinus*), 누치 (*Hemibarbus labeo*), 동자개 (*Pseudobagrus fulvidraco*) 등 5종 63개체이었다. 동물플랑크톤 섭식성 어류는 블루길 (*Lepomis macrochirus*)로 28개체에 대해 독소를 분석하였고, 식물플랑크톤 섭식성 어류는 붕어 (*Carassius auratus*), 피라미 (*Zacco platypus*), 눈불개 (*Squaliobarbus curriculus*), 치리 (*Hemiculter eigenmanni*), 큰납지리 (*Acanthorhodeus macropterus*) 등 5종 65개체에 대해 분석하였다.

실험 결과 총 215개체의 어류 중 3개체의 간에서 MCs가 222~9,808 ng g<sup>-1</sup> dw의 범위로 검출되었으며, 나머지 어류의 간과 모든 개체의 근육에서는 검출한계 이하로 나타났다 (Table 6). MCs이 검출된 어류는 강정고령보에서 2016년 10월 16일에 채집된 붕어 (crucian carp), 큰납지리 (macropterus)와 2016년 9월 26일 이포보에서 채집된 모

래무지 (goby minnow)이었다. MCs의 종류는 붕어의 경우에는 MC-LR이었으며, 큰납지리는 MC-YR, 모래무지는 MC-RR이 검출되었다.

강정고령보의 수체에서 MCs 농도는 2016년 9월 5일에 1.014 µg L<sup>-1</sup>로 조사 기간 중 가장 높았으며, 이 시기에 MC-LR과 MC-RR의 농도가 각각 0.190, 0.824 µg L<sup>-1</sup>이었고 MC-YR은 검출되지 않았다 (Table 2). 또한 10월 12일의 수 시료에서는 MCs가 검출되지 않았다. 하지만 10월 16일에 채집된 붕어와 큰납지리의 간에서 독소가 검출되었으며, MC-LR과 MC-YR와 같이 수체에서 검출되지 않거나 상대적으로 농도가 낮은 MCs가 측정되었다. 이포보에서 2016년 8월 22일부터 10월 13일까지 MCs의 농도는 0.076~0.266 µg L<sup>-1</sup>이었으며, MC-RR만 검출되었다 (Table 1). 이포보에서 9월 26일에 채집된 모래무지의 간에서 검출된 MCs는 MC-RR로 수체와 동일한 종류이었다. 본 연구 대상 지역 중 죽산보에서 수체 중 MCs 농도가 3.261 µg L<sup>-1</sup> (2016년 9월 6일)로 가장 높았으나, 죽산보에서 채집된 8종 54개체의 어류의 근육 및 간에서 MCs가 검출되지 않았다.

미국 Ohio 주의 부영양호인 Grand Lake St. Marys에서 채집된 5종 (black crappie (*Pomoxis nigromaculatus*), 큰입

**Table 6.** Concentrations of microcystins in the fish tissues.

Fish	Site (Collection date)	Length (cm)	Weight			Microcystins		
			Total (g, ww*)	Muscle (g, ww)	Liver (g, dw*)	Tissue	Congener	Concentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ dw)
Crucian carp ( <i>Carassius auratus</i> )	Gangjeong-goryeong (Oct. 16, 2016)	20.7	190	114	0.176	Liver	LR	0.248 (0.248)**
Macropterus ( <i>Acanthorhodeus macropterus</i> )	Gangjeong-goryeong (Oct. 16, 2016)	10.6	17.4	4.3	0.007	Liver	YR	0.222 (0.0888)
Goby minnow ( <i>Pseudogobio esocinus</i> )	Ipo (Sep. 26, 2016)	18.4	47.3	18.6	0.010	Liver	RR	9.808 (1.962)

\* ww, wet weight; dw, dry weight

\*\* Microcystin-LR equivalent concentration converted with toxicity equivalent factors of microcystins based on the results of Gupta *et al.* (2003)

배스, 블루길, 메기, 이스라엘 잉어) 129마리의 어류의 근육에서 LC-MS/MS법으로 MCs의 농도를 측정된 결과, black crappie 시료 69마리 중 5마리와 이스라엘 잉어 15마리 중 1마리에서 MC-LR이 검출되었고 다른 어류에서는 검출되지 않았다. 조사 기간 중 수 시료에서 조체에 포함된 입자성 MCs의 농도는  $20\sim 537 \mu\text{g g}^{-1}$  dw 범위로 높았으며, 이러한 결과로부터 수 시료의 독소 농도와 어류 조직에서 독소 농도는 상관성이 없다고 하였다(Schmidt *et al.*, 2013). 이와 같이 녹조 현상이 일어난 호소에서 어류 조직 내 독소 농도가 낮게 나타나는 것은, 어류 조직 내 MCs는 용매로 추출이 가능한 유리된 (free) 형태와 어류 조직의 단백질과 공유결합된 형태가 존재하며, 공유결합된 형태는 추출이 잘 되지 않거나 추출이 되어도 HPLC 법으로 분석이 되지 않기 때문이라는 연구 결과도 있다(Foss *et al.*, 2017; Greer *et al.*, 2017). 동남아시아의 양어장에 있는 Nile tilapia의 근육에서 LC-MS/MS 법으로 유리된 MC-LR 농도를 측정된 결과  $15.45 \text{ ng g}^{-1}$  dw이었으나, Lemieux oxidation법으로 MCs를 MMPB (2-methyl-3-methoxy-4-phenylbutyric acid)로 전환시킨 후 측정된 공유결합 형태의 MC-LR의 농도는  $94.65 \text{ ng g}^{-1}$  dw이었다(Greer *et al.*, 2017). 어류 조직에 있는 MCs의 60~90% 정도는 단백질에 결합되어 있거나 추출이 되지 않는 형태로 존재하는 것으로 알려져 있다(Ibelings *et al.*, 2005; Greer *et al.*, 2017). 따라서 어패류 조직 내 MCs의 농도를 분석할 유리된 형태와 공유결합된 형태를 동시에 분석한다면 보다 신뢰성 있는 결과를 얻을 수 있을 것으로 판단된다(Schmidt *et al.*, 2013), 하지만 공유결합된 형태의 MCs는 조직 내에서 비활성된 형태로 존재하므로 유리된 형태에 비해 독성이 약하기 때문에 조류 독소에 대한 위해 관리에서는 중요하지 않다고 알려져 있다(Metcalf *et al.*, 2000; Ito *et al.*, 2002;

Campos and Vasconcelos, 2010).

강정고령보에서는 수체에 존재하는 MCs와 어류의 간에서 검출된 MCs 종류가 다른 반면, 이포보에서는 동일한 종류가 검출되었다. 선행 연구에 따르면 MCs의 종류에 따라 흡수, 조직내 분포, 배출 경로가 다르기 때문에 수 시료의 MCs 종류와 어류 조직에서 검출되는 MCs 종류가 상이한 것으로 알려져 있다(Ame *et al.*, 2010).

이포보의 수체에서 MCs의 농도가 다른 지점에 비하여 낮았음에도 이포보에서 채집된 모래무지에서 MCs 농도가 높은 것은 이들이 저서성 어류로 바닥에 침전된 유해남조류의 잔류물을 섭취하였기 때문일 가능성이 있다. 하지만 같은 지점에서 채집된 모래무지 4개체와 강정고령보와 백제보에서 각각 채집된 5개체 및 1개체의 모래무지에서는 독소가 검출되지 않았다. 이러한 결과는 어류의 섭식 특성이 독소 축적 정도에 미치는 영향이 낮다는 것을 의미하며, 이에 대한 추가 연구가 필요한 것으로 판단된다.

다수의 국외에서 유해남조류의 과다증식이 일어난 시기에 호소에서 채집된 어류 조직에서 MCs가 검출되었다(Xie *et al.*, 2005; Deblois *et al.*, 2008; Ame *et al.*, 2010; Mitsoura *et al.*, 2013; Amrani *et al.*, 2014). 하지만 이들 연구에서 녹조 현상이 종료된 이후에 어류 조직에 있는 독소의 농도 변화에 대한 자료가 제시되지 않았기 때문에 독소가 어류 조직에 지속적으로 잔류하는지에 대해서는 판단하기 어렵다. 어류 생체 내에서 MCs 거동을 분석한 연구에서 어류 생체 조직에 농축된 MCs의 농도가 제독(detoxification) 또는 배출 과정을 통하여 시간이 경과함에 따라 급격히 줄어드는 것으로 나타났기 때문에 MCs가 어류 체내에 생물농축(bioaccumulation)되지 않는다는 결과를 제시하였다(Malbrouck *et al.*, 2003; Adamovský *et al.*, 2007; Dyble *et al.*, 2011; Bieczynski *et al.*, 2013).

또한 다수의 연구에서 MCs는 먹이사슬을 통한 생물증폭(biomagnification)은 일어나지 않는다는 결과를 제시하였다(Ibelings *et al.*, 2005; Smith and Haney, 2006; Papadimitriou *et al.*, 2012). 특히 Kozłowsky-Suzuki *et al.* (2012)의 연구에서 생물 체내에 농축된 MCs의 농도와 관련된 42개의 연구 결과를 분석한 결과, 먹이사슬의 상위단계로 갈수록 MCs의 생물농축계수가 1보다 작은 것으로 나타나, MCs는 생물증폭이 아니라 생물희석(biodilution)이 되는 것으로 결론지었다. 본 연구에서도 독소가 검출된 어류의 식성을 보면 붕어와 큰납지리는 식물플랑크톤 섭취성이었으며 모래무지는 충식성 어류이었다. 본 연구에서 어식성 어류 5종 59개체의 조직에서 MCs를 분석한 결과 모든 개체에서 MCs가 검출되지 않았다. 이러한 결과는 MCs가 먹이사슬에 따른 생물증폭이 일어나지 않는다는 것을 시사한다.

### 3. MCs가 검출된 어류의 섭취로 인한 위해성 평가

본 연구 대상 지역에서 채집된 어류 중 붕어, 큰납지리, 모래무지의 간에서 222~9,808 ng g<sup>-1</sup> dw의 MCs가 검출되었으며, 근육에서는 독소가 검출되지 않았다. 본 연구에서는 독소가 포함된 어류의 섭취로 인한 위해성을 검토하였다.

MCs에 대한 일일 섭취 허용량은 WHO가 제시한 내용일일섭취량(tolerable daily intake, TDI)과 US EPA가 제시한 독성참고치(reference dose, RfD)가 알려져 있다(Kuiper-Goodman *et al.*, 1999; US EPA, 2006). TDI는 특정 독성물질을 일생 동안 섭취하여도 인체에 부정적인 영향이 없을 정도의 일일 섭취량이다(Kuiper-Goodman *et al.*, 1999). RfD는 특정한 기간 동안 어떤 유입경로를 통하여 독성물질이 유입되었을 때 부정적 효과가 나타나지 않는 물질의 양을 말하며, 정해진 기간(급성, 24시간 이하; 단기, 30일까지; 아만성, 생애 기간의 10%까지; 만성, 최대 생애 기간) 동안에 지속적으로 독성물질에 노출되는 것으로 가정한다(US EPA, 2006). WHO는 MC-LR에 대한 TDI 값으로 0.04 µg kg<sup>-1</sup> bw (body weight) day<sup>-1</sup>을 제시하였으며(Falconer *et al.*, 1999), US EPA는 MC-LR에 대한 RfD로 노출기간에 따라 6.4 ng kg<sup>-1</sup> bw day<sup>-1</sup>(단기 및 아만성 독성) 또는 3 ng kg<sup>-1</sup> bw day<sup>-1</sup>(만성 독성)을 제시하였다(US EPA, 2006).

MCs는 현재까지 279종의 변이체(congener)가 알려져 있으며, 이들 각각의 독성이 다른 것으로 알려져 있다(Carmichael, 1988; Namikoshi *et al.*, 1992; Welker *et al.*, 2004; Bouaicha *et al.*, 2019). WHO와 US EPA에서 제안

한 MCs의 일일 섭취 허용량은 MCs 중 독성이 가장 강한 MC-LR을 기준으로 설정된 값이다. Gupta *et al.* (2003)은 MCs의 독성도와 관련된 연구 결과를 바탕으로 환경에서 널리 발견되는 3종의 MCs (-LR, -RR, -YR)에 대한 독성등가치수를 제시하였는데, 이러한 연구 결과는 다양한 종류의 독소가 포함된 혼합액의 독성등가치를 구하는데 널리 사용되고 있다(Lei *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2008). 이 연구에 따르면 MC-LR의 독성을 1로 가정하였을 때, MC-RR과 MC-YR의 독성등가치수는 각각 0.2와 0.4이다(Gupta *et al.*, 2003).

본 연구에서는 Gupta *et al.* (2003)이 제시한 독성등가치수를 활용하여 어류에 포함된 독소 농도를 MC-LR 기준으로 환산하였다. 붕어의 간에 포함된 MC-LR의 농도는 248 ng MC-LR g<sup>-1</sup> dw이었으며, 큰납지리의 간에서 검출된 MC-YR에 대하여 독성등가치수를 반영하여 MC-LR로 환산할 경우 88.8 ng MC-LR g<sup>-1</sup> dw로 평가되었다. 또한 모래무지의 간에서는 검출된 MC-RR의 농도를 MC-LR로 환산한 결과, 1,962 ng MC-LR g<sup>-1</sup> dw로 계산되었다.

환경부(MOE, 2007)의 ‘한국 노출 계수 핸드북’에서 제시한 일반 국민 체중당 어패류 섭취량은 평균 1.53 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>(남자는 1.58 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>, 여자는 1.48 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>)이다. 어패류를 전혀 섭취하지 않는 국민을 제외할 경우 섭취자의 체중당 일일 어패류 섭취량은 1.85 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>이었다.

본 연구에서 독소가 검출된 어류 조직은 간이며, 일반적으로 어류 소비 시 근육을 섭취하며 간을 선택적으로 섭취하지 않기 때문에, 일반적인 어류 섭취로 인한 위해성은 없을 것으로 판단된다. 하지만 국내에서는 어류의 내장을 제거하지 않고 매운탕을 끓이거나 어류의 즙을 추출하여 섭취하는 경우도 있어 어류의 간에 포함된 독소가 인체로 유입될 가능성이 있다. 환경부에서 제시된 체중당 일일 어패류 섭취량은 근육 등 어패류의 가식성(edible) 조직에 대한 자료(MOE, 2007)이므로 간의 섭취량으로 환산할 필요가 있다. 본 연구에서는 간 섭취량이 근육 섭취량과 비례하는 것으로 가정하였으며, 식(1)을 사용하여 어류의 간과 근육 무게로부터 체중당 일일 간 섭취량을 구하였다. 즉 대상 어류의 근육과 간의 무게가 각각 2.0 g ww와 0.1 g ww이라고 가정하면, 체중당 일일 어패류(근육) 섭취량이 1.85 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>일 때 체중당 일일 간 섭취량은 0.093 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>로 계산된다.

$$\text{체중당 일일 간 섭취량(g ww kg}^{-1}\text{ day}^{-1}\text{)} =$$

$$\frac{\text{어류의 간 무게(g)}}{\text{어류의 근육 무게(g)}} \times \frac{\text{체중당 일일 어패류 섭취량}}{\text{(g ww kg}^{-1}\text{ day}^{-1}\text{)}} \quad (1)$$



또한 간 조직에 포함된 독소의 농도와 체중당 일일 간 섭취량으로부터 식(2)를 사용하여 체중당 일일 독소 섭취량을 계산하였다.

$$\begin{aligned} \text{체중당 일일 독소 섭취량}(\text{ng kg}^{-1} \text{ day}^{-1}) = \\ \text{체중당 일일 간 섭취량}(\text{g ww kg}^{-1} \text{ day}^{-1}) \\ \times \text{간에 포함된 독소 농도}(\text{ng g}^{-1} \text{ ww}) \end{aligned} \quad (2)$$

본 연구에서 독소가 검출된 붕어의 근육 무게는 114 g ww이었으며, 간의 무게는 0.176 g dw이었다. 일반 국민의 체중당 일일 어패류 섭취량인 1.53 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>를 붕어에 적용할 경우, 간에 대한 체중당 일일 섭취량은 2.362 mg ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>로 계산된다. 붕어의 간에 포함된 독소의 농도는 248 ng MC-LR g<sup>-1</sup> dw이므로, 붕어에 대한 체중당 일일 독소 섭취량은 0.586 ng MC-LR kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>로 계산되었다. 같은 방법을 큰납지리 및 모래무지에 대하여 적용하여 계산하면, 체중당 일일 독소 섭취량은 각각 0.221과 1.61 ng MC-LR kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>이었다. 붕어, 큰납지리, 모래무지에 대하여 일반 국민 중 어패류 섭취자에 대한 체중당 일일 어패류 섭취량(1.85 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>)을 기준으로 계산하면 각각 0.708, 0.267, 1.95 ng MC-LR kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>의 독소를 섭취하는 것으로 계산되었다.

이상의 결과에서 보면 독소가 검출된 어류의 간을 섭취하였을 때 일반 국민의 경우 체중당 일일 독소 섭취량은 최대 1.61 ng MC-LR kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>이며, 어패류 섭취자의 경우에는 1.95 ng MC-LR kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>인 것으로 계산되었다. 이러한 값은 독소 섭취 허용량 중 가장 낮은 US EPA의 만성독성에 대한 RfD인 3 ng MC-LR kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>과 비교할 때 각각 53.7%와 65.0%에 해당된다. 또한 WHO의 TDI와 비교하면 체중당 일일 독소 섭취량은 TDI의 각각 4.0%와 4.9%인 것으로 나타났다. 또한 한국형 노출 계수 자료(MOE, 2007)에 따르면 일반 국민의 경우 어패류 중 어류와 패류의 섭취량은 각각 1.00과 0.37 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>이며, 어패류 중 민물, 연안, 원양 어패류의 섭취량은 각각 0.04, 0.96, 0.37 g ww kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>으로 연안 또는 원양 어패류에 비해 민물 어패류 섭취량이 매우 낮은 편으로 나타났다. 이러한 결과로 판단할 때 본 연구에서 MCs가 검출된 어류의 섭취로 인한 인체 위해성은 낮은 것으로 보인다.

본 연구의 연구 대상 지역의 수 시료에서 MCs의 농도는 최대 3.261 µg L<sup>-1</sup>이었으며, 유해남조류 밀도는 최대 45,708 cells mL<sup>-1</sup>이었다. 일부 연구에 따르면 대청호의 추소리 지역에서 2008년 7월에 측정된 MCs 농도는 48.6 µg L<sup>-1</sup>로 본 연구의 결과에 비해 매우 높았다(Oh *et al.*, 2013). 따라서 수체 중 MCs의 농도가 높거나 유해남조류의 밀도가 높을 경우에 해당 지역에 서식하는 어류의 체내

에 MCs의 농도가 높을 가능성이 있다. 또한 본 연구에서는 7월~11월에 각 지점별로 3회에 걸쳐 채집된 어류를 대상으로 분석하였으므로 다른 시기 또는 장소에 서식하는 어류 체내에 포함된 MCs 농도에 대해서는 확신할 수 없다. 따라서 국내 서식 어류의 섭취로 인한 MCs의 위해성을 검토하기 위해서는 보다 다양한 시기와 지점에서 채집된 어류에 대한 정밀 분석이 수행되어야 할 것으로 판단된다.

MCs는 오염된 음용수 또는 어패류의 섭취로 인해 인체에 유입될 수 있다(Health Canada, 2012). 우리나라를 포함한 대부분의 국가는 먹는물에서 MCs에 대한 관리 기준을 설정하여 독소 위해성을 관리하고 있지만, 어패류에 대한 관리 기준이 설정되어 있지 않다. 국내에서는 조류 발생에 따른 정수처리장 기능 저하 및 일부 남조류의 독성 피해를 최소화하기 위하여 1998년부터 조류경보제를 도입·운영하고 있으며, 이는 수중의 유해남조류 세포수 밀도를 기준으로 관심, 경계, 조류대발생의 경보 단계를 정하고 있다. 『물환경보전법 시행령』에서 상수원 구간의 경보단계별 조치사항에 따르면 경계 단계에서 유역·지방 환경청장은 “낚시·수상스키·수영 등 친수활동, 어패류 어획·식용, 가축 방목 등의 자제 권고 및 이에 대한 공지(현수막 설치 등)”하며, 조류대발생 단계에서는 “낚시·수상스키·수영 등 친수활동, 어패류 어획·식용, 가축 방목 등의 금지 및 이에 대한 공지(현수막 설치 등)”하고 있다. 하지만 유해남조류 과다 증식 시 어패류의 섭취에 의한 인체 위해성 자료가 부족할 뿐 아니라, 어패류의 어획 및 식용을 자제 또는 금지할 수 있는 MCs에 대한 관리 규정이 설정되어 있지 않다. 따라서 국내 조류경보제 운영시 MCs에 의한 피해를 최소화하기 위하여 국내 호소에서 어류에 포함된 MCs의 농도를 분석하고, 이의 식용량을 근거로 어류 섭취로 인한 MCs의 위해도를 최소화하기 위한 관리 기준의 설정이 요구된다.

## 적 요

Microcystins (MCs)는 남조류독소로 *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* 속 남조류에 의해 주로 생산된다. 4 대강에 있는 4개의 보(이포보, 강정고령보, 백제보, 죽산보)에서 채집된 수 시료 및 어류 조직에서 MCs의 종류별 농도를 분석하고, 독소가 검출된 어류의 섭취로 인한 인체 위해성을 검토하였다. 수 시료에서 MCs 농도의 최대 값은 죽산보(3.261 µg L<sup>-1</sup>), 강정고령보(1.014 µg L<sup>-1</sup>), 백제보(0.759 µg L<sup>-1</sup>), 이포보(0.266 µg L<sup>-1</sup>)의 순이었으며,

MC-RR의 농도가 가장 높았고 MC-YR은 검출되지 않았다. 대상 지역에서 채집된 16종 215개체의 어류 중 3개체의 간에서 0.222~9.808 µg g<sup>-1</sup> 건조중량의 독소가 검출되었으며, 나머지 어류의 근육과 간에서는 검출한계 이하였다. 어류의 섭식 특성과 수체 및 어류 조직의 독소 농도를 비교한 결과, MC가 먹이 사슬을 통한 생물증폭은 일어나지 않는 것으로 판단되었다. 한국인의 어류 섭취량과 MCs의 일일 섭취 허용량을 근거로 위해성을 검토한 결과, 독소가 검출된 어류의 섭취로 인한 위해성은 없는 것으로 판단되었다. 하지만 MCs에 의한 위해도를 줄이기 위하여, 추가 연구를 통하여 유해납조류가 우점하는 지역에서 다양한 시기에 채집된 어류의 조직에서 MCs 농도를 분석함으로써 어류 섭취로 인한 MCs의 노출 정도에 대한 자료를 확보하고, 이를 근거로 어류 중 MCs에 대한 관리 기준을 설정하는 것이 필요하다고 사료된다.

**저자정보** 김도환 (충북대학교 환경공학과 대학원생), 신유나 (국립환경과학원 물환경평가연구과 연구관), 박민정 (강원도보건환경연구원 연구사), 조영철 (충북대학교 환경공학과 교수)

**저자기여도** 개념설정: 김도환, 신유나, 박민정, 조영철, 조사 및 분석: 김도환, 박민정, 조영철, 자료 분석: 김도환, 신유나, 박민정, 원고 초안작성: 김도환, 신유나, 조영철, 원고 교정: 신유나, 조영철, 연구비 수주: 조영철

**이해관계** 본 연구는 이해관계의 충돌 여지가 없습니다.

**연구비** 본 연구는 환경부의 연구비 지원에 받아 수행된 연구입니다.

## REFERENCES

- Adamovský, O., R. Kopp, K. Hilscherová, P. Babica, M. Palíková, V. Pašková, S. Navrátil, B. Maršálek and L. Bláha. 2007. Microcystin kinetics (bioaccumulation and elimination) and biochemical responses in common carp (*Cyprinus carpio*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) exposed to toxic cyanobacterial blooms. *Environmental Toxicology and Chemistry* **26**: 2687-2693.
- Ame, M.V., L.N. Galanti, M.L. Menone, M.S. Gerpe, V.J. Moreno and D.A. Wunderlin. 2010. Microcystin-LR, -RR, -YR and -LA in water samples and fishes from a shallow lake in Argentina. *Harmful Algae* **9**(1): 66-73.
- Amrani, A., H. Nasri, A. Azzouz, Y. Kadi and N. Bouaïcha. 2014. Variation in cyanobacterial hepatotoxin (microcystin) content of water samples and two species of fishes collected from a shallow lake in Algeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **66**(3): 379-389.
- Bieczynski, F., V.A. Bianchi and C.M. Luquet. 2013. Accumulation and biochemical effects of microcystin-LR on the patagonian pejerrey (*Odontesthes hatcheri*) fed with the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. *Fish Physiology and Biochemistry* **39**(5): 1309-1321.
- Bouaïcha, N., C.O. Miles, D.G. Beach, Z. Labidi, A. Djabri, N.Y. Benayache and T. Nguyen-Quang. 2019. Structural diversity, characterization and toxicology of microcystins. *Toxins* **11**(12): 714.
- Burch, M.D. 2008. Effective doses, guidelines and regulations. *Advances in Experimental Medicine and Biology* **619**: 831-853.
- California Environmental Protection Agency (California EPA). 2012. Toxicological Summary and Suggested Action Levels to Reduce Potential Adverse Health Effects of Six Cyanotoxins. California Environmental Protection Agency, Sacramento, California, USA.
- Campos, A. and V. Vasconcelos. 2010. Molecular mechanisms of microcystin toxicity in animal cells. *International Journal of Molecular Sciences* **11**(1): 268-287.
- Carmichael, W.W. 1988. Freshwater cyanobacteria (blue-green algae) toxins, p. 3-16. In: National Toxins Characterization, Pharmacology and Therapeutics., Proceedings of the 9th World Congress on Animal, Plant and Microbial Toxins (Ownby, C.L. and V.G. Odell, eds.). Pergamon Press, New York.
- Dai, R., P. Wang, P. Jia, Y. Zhang, X. Chu and Y. Wang. 2016. A review on factors affecting microcystins production by algae in aquatic environments. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **32**(3): 1-7.
- Deblois, C.P., R. Aranda-Rodriguez, A. Giani and D.F. Bird. 2008. Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. *Toxicon* **51**(3): 435-448.
- Dyble, J., D. Gossiaux, P. Landrum, D.R. Kashian and S. Pothoven. 2011. A kinetic study of accumulation and elimination of microcystin-LR in yellow perch (*Perca flavescens*) tissue and implications for human fish consumption. *Marine Drugs* **9**: 2553-2571.
- Falconer, I., J. Bartram, I. Chorus, T. Kuiper-Goodman, H. Utikilen, M. Burch and G.A. Codd. 1999. Safe levels and safe practices, p. 148-169. In: Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management (Chorus, I. and J. Bartram, eds.). Spon Press, London, UK.
- Foss, A.J., J. Butt, S. Fuller, K. Cieslik, M.T. Aubel and T. Wertz. 2017. Nodularin from benthic freshwater periphyton and implications for trophic transfer. *Toxicon* **140**: 45-59.
- Geadá, P., R.N. Pereira, V. Vasconcelos, A.A. Vicente and B.D. Fernandes. 2017. Assessment of synergistic interactions between environmental factors on *Microcystis aeruginosa*

- growth and microcystin production. *Algal Research* **27**: 235-243.
- Greer, B., R. Maul, K. Campbell and C.T. Elliott. 2017. Detection of freshwater cyanotoxins and measurement of masked microcystins in tilapia from Southeast Asian aquaculture farms. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* **409**(16): 4057-4069.
- Gupta, N., S.C. Pant, R. Vijayaraghavan and P.V.L. Rao. 2003. Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. *Toxicology* **188**: 285-296.
- Health Canada. 2012. Guidelines for Canadian Recreational Water Quality, Third Edition. Health Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Honkanen, R.E., J.E.M.R. Zwiler, R.E. Moore, S.L. Daily, B.S. Khatra, M. Dukelow and A.L. Boynton. 1990. Characterization of microcystin-LR, a potent inhibitor of type 1 and type 2A protein phosphatases. *The Journal of Biological Chemistry* **265**(32): 19401-19404.
- Ibelings, B.W., K. Bruning, J. de Jonge, K. Wolfstein, L.M.D. Pires, J. Postma and T. Burger. 2005. Distribution of microcystins in a lake foodweb: no evidence for biomagnification. *Microbial Ecology* **49**: 487-500.
- Ito, E., A. Takai, F. Kondo, H. Masui, S. Imanishi and K. Harada. 2002. Comparison of protein phosphatase inhibitory activity and apparent toxicity of microcystins and related compounds. *Toxicon* **40**: 1017-1025.
- Janse, I., W.E.A. Kardinaal, M. Meima, J. Fastner, P.M. Visser and G. Zwart. 2004. Toxic and nontoxic microcystin colonies in natural populations can be differentiated on the basis of rRNA gene internal transcribed spacer diversity. *Applied and Environmental Microbiology* **70**(7): 3979-3987.
- Janse, I., W.E.A. Kardinaal, M.K.V. Agterveld, M. Meima, P.M. Visser and G. Zwart. 2005. Contrasting microcystin production and cyanobacterial population dynamics in two *Planktothrix* dominated freshwater lakes. *Environmental Microbiology* **7**(10): 1514-1524.
- Jochimsen, E.M., W.W. Carmichael, J.S. An, D.M. Cardo, S.T. Cookson, C.E. Holmes, M.B. Antunes, D.A. de Melo Filho, T.M. Lyra, V.S. Barreto, S.M. Azevedo and W.R. Jarvis. 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine* **338**(13): 873-878.
- Kim, B., H.S. Kim, H.D. Park, K. Choi and J.G. Park. 1999. Microcystin content of cyanobacterial cells in Korean reservoirs and their toxicity. *Korean Journal of Limnology* **32**(4): 288-294.
- Kotak, B.G., A.K.Y. Lam, E.E. Prepas and S.E. Hruday. 2000. Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 1584-1593.
- Kozłowski-Suzuki, B., A.E. Wilson and S. Ferrao-Filho. 2012. Biomagnification or biodilution of microcystins in aquatic foodwebs? Meta-analyses of laboratory and field studies. *Harmful Algae* **18**: 47-55.
- Kuiper-Goodman, T., I. Falconer and J. Fitzgerald. 1999. Human health aspects, p. 112-147. In: Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management (Chorus, I. and J. Bartram, eds.). Spon Press, London, UK.
- Lei, H., P. Xie, J. Chen, G. Liang, M. Dai and X. Zhang. 2008. Distribution of toxins in various tissues of crucian carp intraperitoneally injected with hepatotoxic microcystins. *Environmental Toxicology and Chemistry* **27**: 1167-1174.
- Li, L., P. Xie, L. Guo, Z. Ke, Q. Zhou, Y. Liu and T. Qiu. 2008. Field and laboratory studies on pathological and biochemical characterization of microcystin-induced liver and kidney damage in the phytoplanktivorous bighead carp. *Scientific World Journal* **8**: 121-137.
- MacKintosh, C., K.A. Beattie, S. Klumpp, P. Cohen and G.A. Codd. 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters* **264**(2): 187-192.
- Malbrouck, C., G. Trausch, P. Devos and P. Kestemont. 2003. Hepatic accumulation and effects of microcystin-LR on juvenile goldfish *Carassius auratus* L. *Comparative Biochemistry and Physiology - Part C* **135**: 39-48.
- Metcalf, J.S., K.A. Beattie, S. Pflugmacher and G.A. Codd. 2000. Immuno-cross reactivity and toxicity assessment of conjugation products of the cyanobacterial toxin, microcystin-LR. *FEMS Microbiology Letters* **189**: 155-158.
- Ministry of Environment (MOE). 2007. Development and Application of Korean Exposure Factors. Ministry of Environment, Korea.
- Ministry of Environment (MOE). 2016. Standard Methods for Analysis of Water Pollution. Ministry of Environment, Korea.
- Mitsoura, A., I. Kagalou, N. Papaioannou, P. Berillis, E. Mente and T. Papadimitriou. 2013. The presence of microcystins in fish *Cyprinus carpio* tissues: a histopathological study. *International Aquatic Research* **5**: 8.
- Namikoshi, M., K.L. Rinehart, R. Sakai, R.R. Stotts, A.M. Dahlem, V.R. Beasley, W.W. Carmichael and W.R. Evans. 1992. Identification of 12 hepatotoxins from a homer lake bloom of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis viridis*, and *Microcystis wesenbergii*: nine new microcystins. *The Journal of Organic Chemistry* **57**: 866-872.
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2007. A Study on the Production and Behavior of Cyanobacterial Toxin. National Institute of Environmental Research, Incheon, Korea.
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2013. Ecological Risk Assessment on Biogenic Algal Toxin (Micro-

- cystin-LR). National Institute of Environmental Research, Incheon, Korea.
- Oh, K.H., D.H. Jeong and Y.C. Cho. 2013. Quantification of toxigenic *Microcystis* spp. in freshwaters by quantitative real-time PCR based on the microcystin synthetase A. *Journal of Microbiology* **51**(1): 18-24.
- Orihel, D.M., D.F. Bird, M. Brylinsky, H. Chen, D.B. Donald, D.Y. Huang, A. Giani, D. Kinniburgh, H. Kling, B.G. Kotak, P.R. Leavitt, C.C. Nielsen, S. Reedyk, R.C. Rooney, S.B. Watson, R.W. Zurawell and R.D. Vinebrooke. 2012. High microcystin concentrations occur only at low nitrogen-to-phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**(9): 1457-1462.
- Papadimitriou, T., I. Kagalou, C. Stalikas, G. Pilidis and I.D. Leonardos. 2012. Assessment of microcystin distribution and biomagnification in tissues of aquatic food web compartments from a shallow lake and evaluation of potential risks to public health. *Ecotoxicology* **21**: 1155-1166.
- Park, H.K. 2007. Survey method relating freshwater phytoplankton for the management of water resources. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers* **29**(6): 593-609.
- Schmidt, J.R., M. Shaskus, J.F. Estenik, C. Oesch, R. Khidekel and G.L. Boyer. 2013. Variations in the microcystin content of different fish species collected from a eutrophic lake. *Toxins (Basel)* **5**: 992-1009.
- Sivonen, K. and G. Jones. 1999. Cyanobacterial toxins, p. 41-111. In: *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management* (Chorus, I. and J. Bartram, eds.). Spon Press, London, UK.
- Smith, J.L. and J.F. Haney. 2006. Foodweb transfer, accumulation, and depuration of microcystins, a cyanobacterial toxin, in pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Toxicology* **48**: 580-589.
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 2006. *Toxicological Reviews of Cyanobacterial Toxins: Microcystins LR, RR, YR and LA*. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, USA.
- Welker, M., M. Brunke, K. Preussel, I. Lippert and H. von Dohren. 2004. Diversity and distribution of *Microcystis* (cyanobacteria) oligopeptide chemotypes from natural communities studied by single-colony mass spectrometry. *Microbiology* **150**: 1785-1796.
- Xie, L. and H.D. Park. 2007. Determination of microcystins in fish tissues using HPLC with a rapid and efficient solid phase extraction. *Aquaculture* **271**: 530-536.
- Xie, L., P. Xie, L. Guo, L. Li, Y. Miyabara and H.D. Park. 2005. Organ distribution and bioaccumulation of microcystins in freshwater fish at different trophic levels from the eutrophic Lake Chaohu, China. *Environmental Toxicology* **20**: 293-300.
- Zurawell, R.W., H. Chen, J.M. Burke and E.E. Prepas. 2005. Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part B, Critical Reviews* **8**(1): 1-37.