

영천호에서 남조류 독소(microcystins)의 계절적 변동

이경락 · 정원화¹ · 김종민¹ · 김영생 · 최희진¹ · 김한순*

(경북대학교 생물학과, ¹국립환경과학원)

Seasonal Variations of Cyanobacterial Toxins (microcystins) in Yeongchun Reservoir. Lee, Kyung-Lak, Weon-Hwa Jheong¹, Jong-min Kim¹, Young-Saeng Kim, Hee-Jin Choi¹ and Han-Soon Kim* (Department of Biology, Kyungpook National University, Daegu 702-701, Korea; ¹National Institute of Environmental Research, Incheon 404-170, Korea)

Seasonal variations of cyanobacterial toxins (microcystins) in Yeongchun reservoir were studied from March to December, 2007. High level of microcystins production was shown during the late autumn and winter seasons. Total microcystins concentration increased sharply when the dominant species changed from *Anabaena* sp. to *Microcystis aeruginosa*. Microcystins-RR and -YR were the main components of the microcystins, whereas microcystin-YR was detected in small quantities. Especially, large amounts of microcystin-LR were detected when standing crops of *M. aeruginosa* increased exponentially. Total microcystins concentration showed a negative correlation with water temperature. However, total microcystins were lowly correlated with other environmental factors except for water temperature. As a result, this study clearly demonstrated that *M. aeruginosa* was the main producer of microcystins in Yeongchun reservoir.

Key words : microcystins, dominant species, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* sp.

서론

담수조류의 독성은 남조류에 의한 것이 대부분이며 이들의 대량 증식현상은 일반적으로 수체의 부영양화에 따른 결과로 알려져 있다. 독성 남조류 bloom의 악영향에 대한 최초의 사례는 1878년 호주의 Alexandria 호수에서 *Nodularia spumigena* 종이 대량 증식된 호수 물을 마신 가축들의 폐죽음에 관한 것이었다(Francis, 1878). 그러나 인간은 조류가 갖는 불쾌한 형태 즉, 스킴(scum) 형성과 강한 냄새 때문에 직접 중독되는 경우는 별로 없으나, 섭식 또는 접촉하는 경우 간장염, 위장염, 폐렴, 및 피부염 등을 야기하는 것으로 알려져 있다(Hunter, 1990). 따라서, 상수원으로 사용되는 강이나 호수에서 이러한 독성

남조류의 존재는 수자원 관리에 어려움을 야기하고 있다 (Falconer *et al.*, 1983; Hawkins *et al.*, 1985; Turner *et al.*, 1990).

독소를 생성하는 주요 남조류는 *Anabaena*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Nodularia*, *Lyngbya* 속 등이 알려져 있다. 이들에 의해 생산되는 독소는 간장독소(hepatotoxins)와 신경독소(neurotoxins) 등이 대표적이며, *Microcystis*, *Anabaena* 및 *Oscillatoria* 속 등의 남조류의 대부분은 microcystins로 알려져 있는 간장독소를 생성한다(Carmichael *et al.*, 1988). Microcystins는 50 µg ~ 1 mg kg⁻¹ (microcystin LR) 범위에서 LD₅₀값을 나타내는 것으로 알려져 있다(Carmichael, 1988; Nami-koshi-Matsushima *et al.*, 1992).

Microcystins는 환(cycle) 구조(D-Ala-L-X-D-MeAsp-L-

* Corresponding author: Tel: 053) 950-5344, Fax: 053) 953-3066, E-mail: kimhsu@knu.ac.kr

Z-Adda-D-Glu-Mdha)를 이루는 heptapeptide이며, X와 Z에는 leucine, arginine, tyrosine, alanine 및 methionine 등의 다양한 아미노산들이 위치한다(Sivonen and Jones, 1999). 지금까지 70종 이상의 microcystins 형태가 보고되었으며(Sivonen and Jones, 1999), 가장 대표적인 microcystins로는 microcystin-RR, -YR 및 -LR이 널리 알려져 있다(Park and Watanabe, 1996).

Microcystins는 야생동물 및 인간에게 심각한 위협을 초래하는데 실제로 인도, 중국, 호주 및 브라질 등에서 질병 및 사망과 같은 인간에게 미치는 구체적인 피해사례가 보고된 바 있다(Kaebnick and Neilan, 2001). 따라서, 남조류의 발생에 따른 microcystins 생성에 영향을 주는 주요 요인들에 대한 연구는 수자원의 효율적 관리와 음용수의 안정적 공급을 위해 반드시 필요하다.

수체내 환경요인들은 남조류 세포내 microcystins 생성에 직접적으로 관여하거나 간접적으로 남조류 종구성을 변화시킴으로써 수체 전체의 microcystins 발생에 영향을 미친다(Vézie *et al.*, 1997; Graham *et al.*, 2004). 현장 연구 및 배양연구에 기초한 선행 연구들은 microcystins 생성에 대한 주요 환경요인들의 영향을 증명한 바 있다(Watanabe and Oishi, 1985; Kotak *et al.*, 1995; Hesse and Kohl, 2001). 남조류의 microcystins 생성은 환경요인들의 직접적인 영향 이외에도 남조류의 종 구성 비율에 의해 영향을 받을 수 있는데, 이는 남조류 중에는 독성종과 비독성종이 존재하며, 독성종 사이에서도 환경의 변화에 따라 개체군 성장과 microcystins 생성 정도가 다르기 때문이다(Chorus, 2001; Sake *et al.*, 2005). 따라서, 남조류의 수화발생 지역에서 microcystins 생성원인을 밝히기 위해서는 환경요인뿐만 아니라 microcystins 생성에 관여하는 원인종을 밝혀내는 복합적인 연구가 수행되어야 한다.

최근 국내의 주요 댐에서도 microcystins 생성에 대한 연구들이 수행되었으나(Park *et al.*, 1998b; 이 등, 1999), 이들 연구는 남조류가 발생하는 특정 시기에 국한되어 수행되었으며, 특히 microcystins 생성의 구체적인 원인들을 제시하지 못했다. 본 연구는 영천호를 대상으로 남조류의 발생현황과 microcystins 생성 및 주요 환경요인들을 계절별로 조사·분석하여 효율적인 수자원관리의 지침으로 활용하고자 하였다.

재료 및 방법

조사대상 호소인 영천호는 경상북도 영천시 자양면의

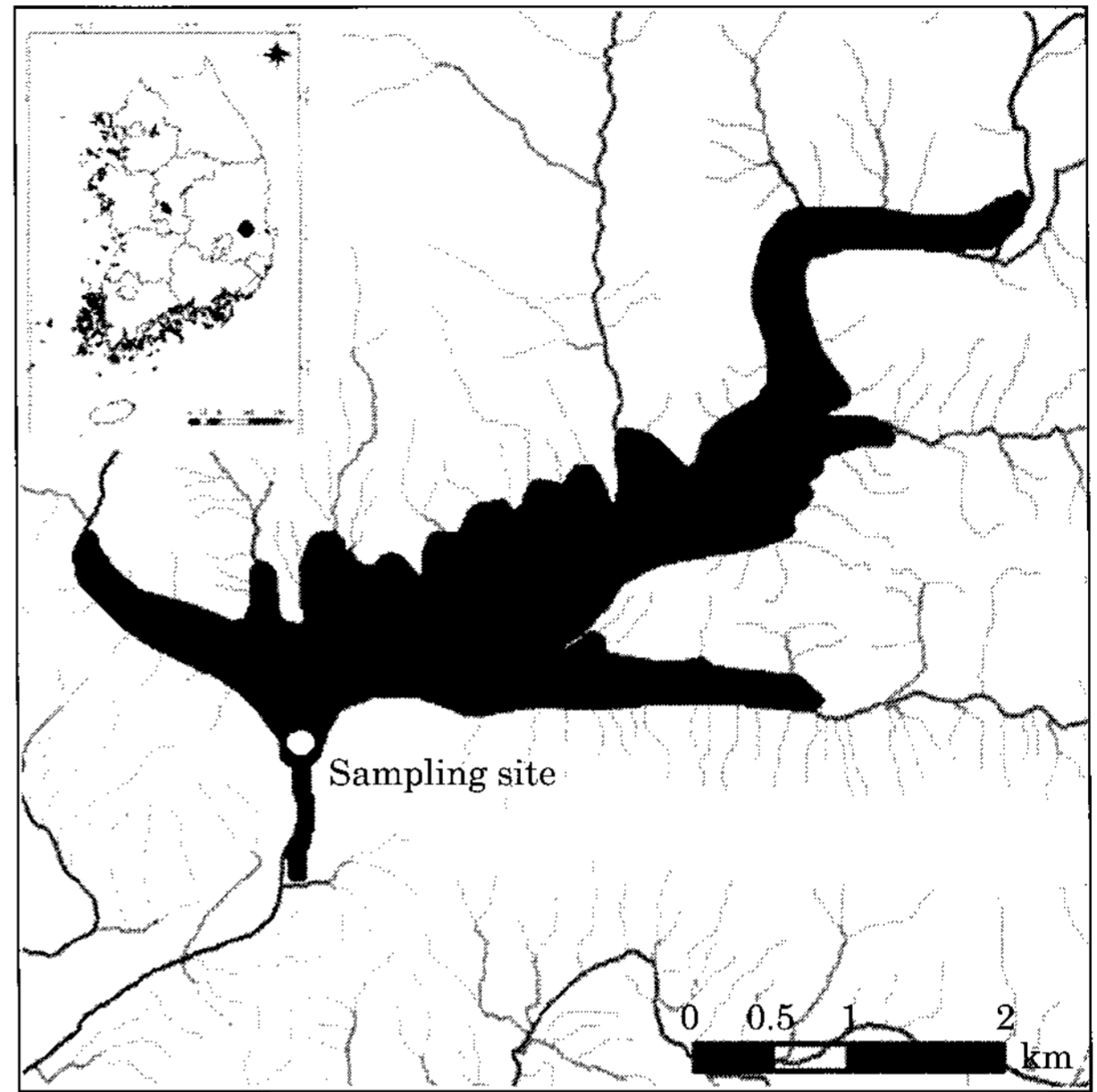


Fig. 1. Sampling site of Yeongchun reservoir.

낙동강 수계에 위치해 있으며, 높이 42 m, 제방 길이 300 m, 총 저수량 9,640만 톤의 다목적댐으로 수도권 상수원으로 이용되고 있는 팔당호에 비해 규모는 작으나 상대적으로 수심이 깊고, 매년 조류에 의한 수화현상이 지속적으로 나타나 조류 대량증식이 우려되는 경북지역 주요 상수원 중 하나이다(국립환경과학원, 2005; Fig. 1). 조사는 2007년 3월부터 12월까지 매월 1회 이상 조사를 하였으며, 필요한 경우 주 단위로 조사하였다.

수온, pH, 전도도 등은 현장 측정장비(YSI 63/50 FT, USA)를 이용하여 현장에서 측정하였고, 식물플랑크톤 및 환경요인들의 분석을 위해 현장의 원수 2 L를 채수하여 클로로필 *a*, 총 질소 및 총 인농도를 수질오염공정시험방법(환경부, 2000)에 따라 분석하였다. 식물플랑크톤의 계수를 위한 시료(1 L)는 Lugol's solution으로 현장에서 즉시 고정하여 실험실로 운반한 후 100 mL로 농축시키고 Sedgwick-Rafter counting chamber를 이용하여 광학현미경(Zeiss Axioskop 2, Germany) 400~1,000배 하에서 계수하였다. 군체를 이루는 *Microcystis*의 경우, 효율적인 계수를 위하여 군체별로 크기와 비율을 고려한 후, 초음파 분쇄기(Fisher Scientific, USA)를 통해 군체를 파쇄하여 단일세포를 계수하였다. 남조류의 동정은 Komárek(1991)과 Komárek and Anagnostidis(1999)을 참고하여 실시하였다.

Microcystins 분석을 위한 현장의 남조류 시료들은 플랑크톤 넷(KC, 25 µm mesh size, Denmark)를 이용하

여 원수를 농축하여 채집하고 HPLC (Waters, USA)를 이용하여 정량하였다. 먼저 농축시료를 freeze drier (Labconco, USA)에서 동결건조 시킨 후, 시료들(약 100 mg DW⁻¹)을 50 mL의 5% acetic acid로 sonication (Fisher Scientific, USA)하여 3회에 걸쳐 추출하였다. 추출액은 15분 동안 4,000 g로 원심 분리하였으며, 상등액은 활성화된 Sep-Pak C₁₈ cartridge (Waters, USA)에 흡착시켰

다. 이후, cartridge를 20% methanol로 세척하고 0.1% TFA in methanol로 microcystins를 용출하였다. 용출물은 동결건조기 (Labconco, USA)로 완전 건조시키고 methanol로 녹여 분석에 사용하였다. 1 mL min⁻¹의 유속에서 methanol: 0.05 M phosphate buffer (pH 3.0; 52:48)로 구성된 mobile phase를 사용하였으며, Xterra-C₁₈ 4.6 × 15 cm, 5 μm column (Waters, USA)을 이용하여 210~420 nm에서 PDA detector (Waters 960, USA)로 검출하였다 (Table 1).

Table 1. Analytical conditions of HPLC used in this study.

Column	Waters XTerra RP 5 μm C18 4.6 × 150 mm
Mobile phase	Methanol : 0.05 M KH ₂ PO ₄ (pH: 3.0) in Water=52 : 48
Flow rate	1 mL min ⁻¹
Detector	Waters 996, photodiode array (PDA) detector (wavelength: 238 nm)

결 과

1. 현장 환경요인 분석

이번 조사에서 분석한 환경요인들은 Fig. 2와 같다. 조

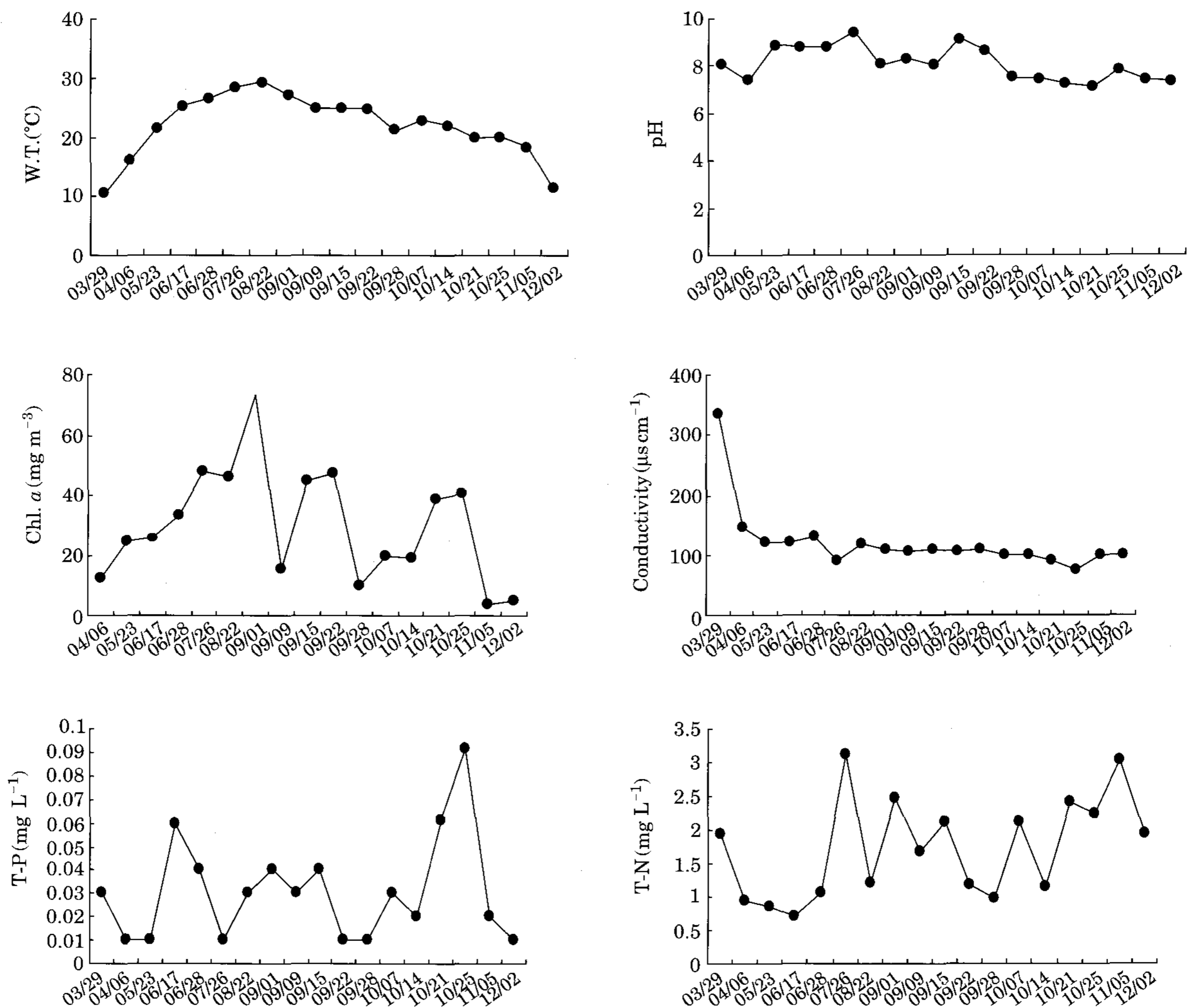


Fig. 2. Seasonal variations of water temperature, pH, conductivity, Chl. *a*, T-N, T-P in Yeongchun reservoir.

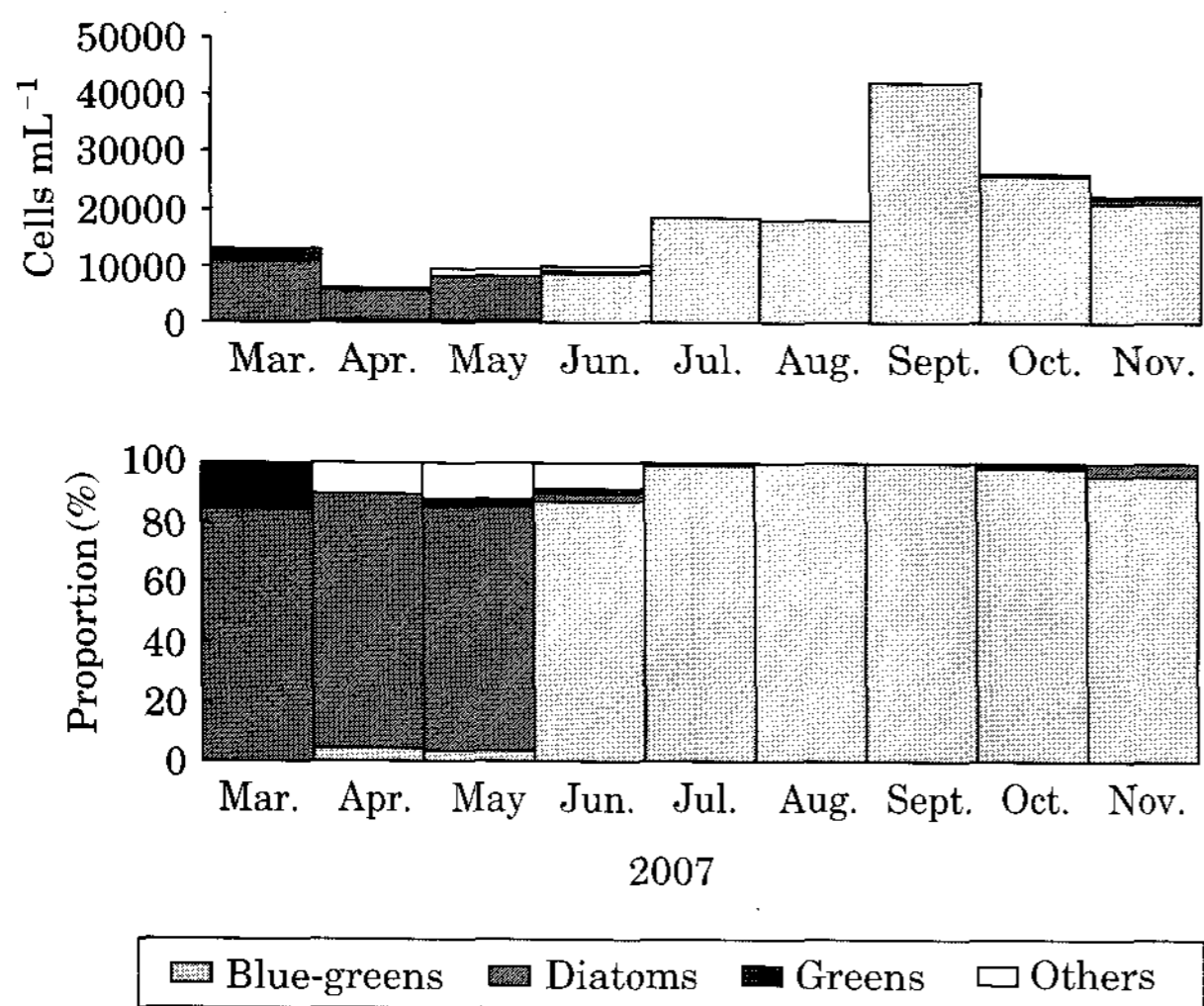


Fig. 3. Seasonal variation of cell density and proportion of different phytoplankton groups in Yeongchun reservoir.

사기간 (3~12월)중 수온은 10.2~29.4°C의 범위였으며, pH는 7.2~9.5의 범위에서 계절적으로 비교적 큰 변동폭을 나타내었다. 영양염류인 총질소(T-N)와 총인(T-P) 농도는 식물플랑크톤 밀도와는 뚜렷한 상관성을 나타내지 않았다. 그러나 *M. aeruginosa*가 우점하는 기간 중에 총인의 농도는 10월까지 급격한 증가를 나타내었으며, *M. aeruginosa*의 밀도가 감소하면서 총인의 농도도 감소하는 양상을 나타냈다. 클로로필 *a* 농도는 11월에 가장 낮았고, 9월 초에 가장 높은 73.2 mg m⁻³의 농도를 나타내었다. 특히, 6월 중순부터 9월 하순까지 클로로필 *a*의 농도는 환경부에 의해 제안된 조류경보수준(25 mg m⁻³) 이상의 농도를 나타내었고(국립환경과학원, 2005), *Anabaena* sp.가 65,200 cells mL⁻¹의 세포밀도를 보인 9월 초에는 73.2 mg m⁻³로 최대치를 보였다(Fig. 2).

2. 식물플랑크톤 천이

영천호에서 계절별 식물플랑크톤의 현존량은 9월에 42,815 cells mL⁻¹ 이상으로 최대값을 나타내었으며, 12월에 6,600 cells mL⁻¹로 최소값을 나타내었다. 규조류는 3~5월까지 높은 세포수를 나타냈으며, 6~12월까지 남조류가 전체 식물플랑크톤 현존량의 대부분을 차지하였다. 이들 중 *Anabaena* 속은 6~9월까지, *Microcystis* 속은 10~11월까지 최대 밀도를 나타냈다. 기타 녹조류와 은편모조류도 출현하였으나 현존량은 매우 낮았다. *Microcystis* spp.의 경우 대부분 *M. aeruginosa*를 중심으로 10월 이후에 높은 현존량을 나타냈다(Fig. 3). 전체 식

Table 2. Seasonal variations of dominant species in Yeongchun reservoir.

Date (2007)	Dominant species	Cell density (Cells mL ⁻¹)
Mar. 29	<i>Aulacoseira ambigua</i>	6,125
Apr. 26	<i>Aulacoseira distans</i>	3,050
May 23	<i>Aulacoseira ambigua</i>	3,600
Jun. 28	<i>Microcystis flos-aquae</i>	9,500
Jul. 26	<i>Anabaena</i> sp.	15,800
Aug. 22	<i>Anabaena</i> sp.	16,150
Sept. 01	<i>Anabaena</i> sp.	65,200
Sept. 09	<i>Anabaena</i> sp.	9,550
Sept. 15	<i>Anabaena</i> sp.	34,000
Sept. 22	<i>Anabaena</i> sp.	52,600
Sept. 28	<i>Anabaena</i> sp.	11,150
Oct. 07	<i>Microcystis aeruginosa</i>	5,700
Oct. 14	<i>Microcystis aeruginosa</i>	6,560
Oct. 22	<i>Microcystis aeruginosa</i>	5,040
Oct. 25	<i>Microcystis aeruginosa</i>	58,980
Nov. 05	<i>Microcystis aeruginosa</i>	21,000
Dec. 02	<i>Microcystis aeruginosa</i>	3,000

물플랑크톤 구성비율에 있어서 규조류는 3월과 5월, 그리고 남조류 밀도가 감소한 12월에 가장 높은 구성비율을 나타내었으며, 남조류는 6월에서 11월까지 대부분의 조사기간 동안 전체 식물플랑크톤 군집에서 가장 높은 비율을 차지하였다(Fig. 3).

식물플랑크톤 우점종의 계절적 변화는 규조류(*Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira distans*)와 남조류(*Anabaena* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*)가 주도하는 양상을 보였다. 규조류는 *A. ambigua*가 3월과 5월, *A. distans*는 4월에 각각 우점하였으며, 남조류의 경우 6월에 들어 *M. flos-aquae*가 우점한 이후, 9월까지 사상체 남조류인 *Anabaena* sp.가 지속적으로 우점하였다. 10월에 들어 우점종은 *Anabaena* sp.에서 *M. aeruginosa*로 바뀌었으며, *M. aeruginosa*는 12월까지 계속 우점하였다(Table 2).

3. Microcystins 분석

영천호의 계절별 microcystins 농도는 최초 검출된 6월 이후 지속적으로 증가하는 양상이 관찰되었으며, *M. aeruginosa*가 우점하기 시작한 10월에 들어 microcystins의 농도는 급속히 증가하여 11월에 최대값이 821 µg g⁻¹에 도달하였으며, *Anabaena* sp.와 *M. flos-aquae*의 현존량은 microcystins 생성에 영향을 주지 않는 것으로 나타났다(Fig. 4). 또한, 6월 이후 남조류가 전체 식물플랑크톤 군집에서 80% 이상의 높은 비율을 차지했음에도

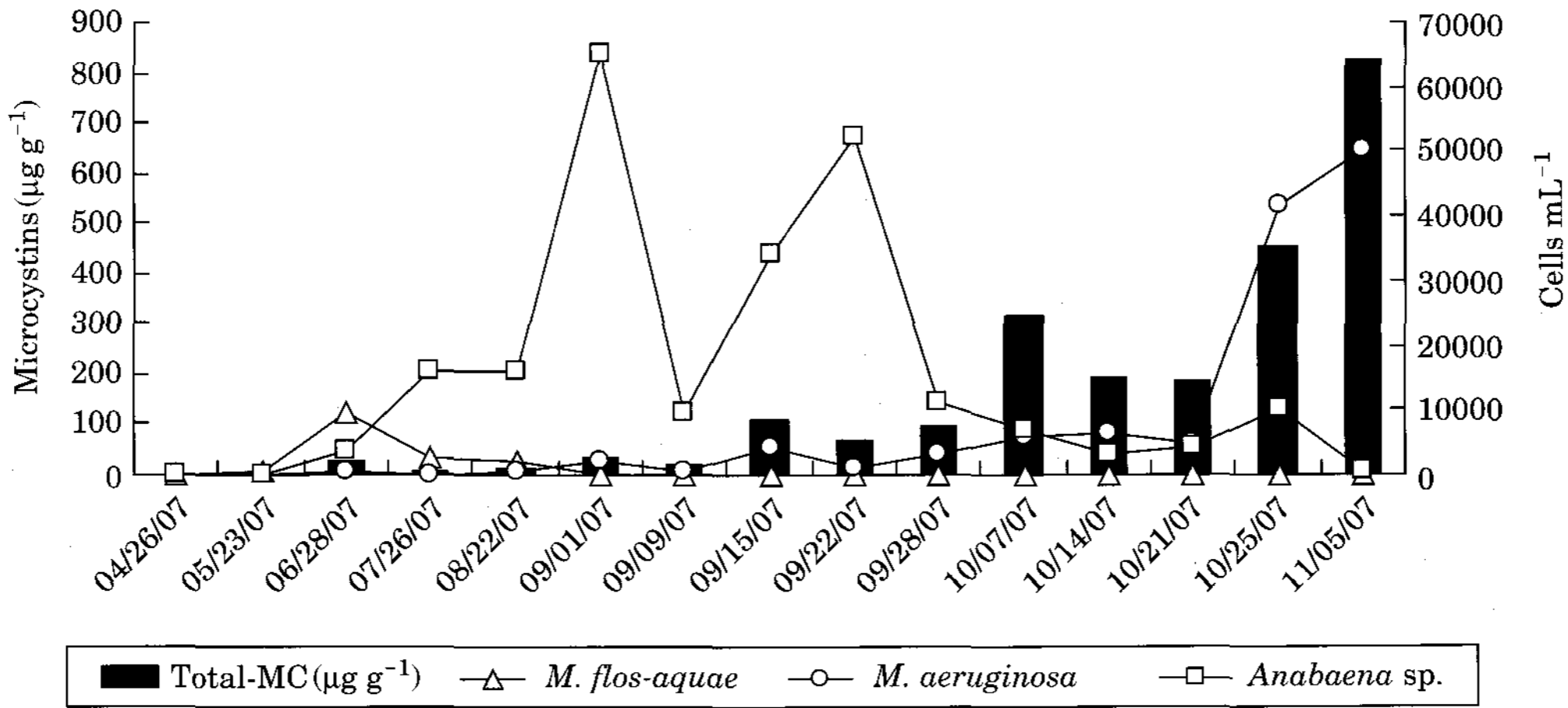


Fig. 4. Comparison between cyanobacterial density and microcystins concentration in Yeongchun reservoir.

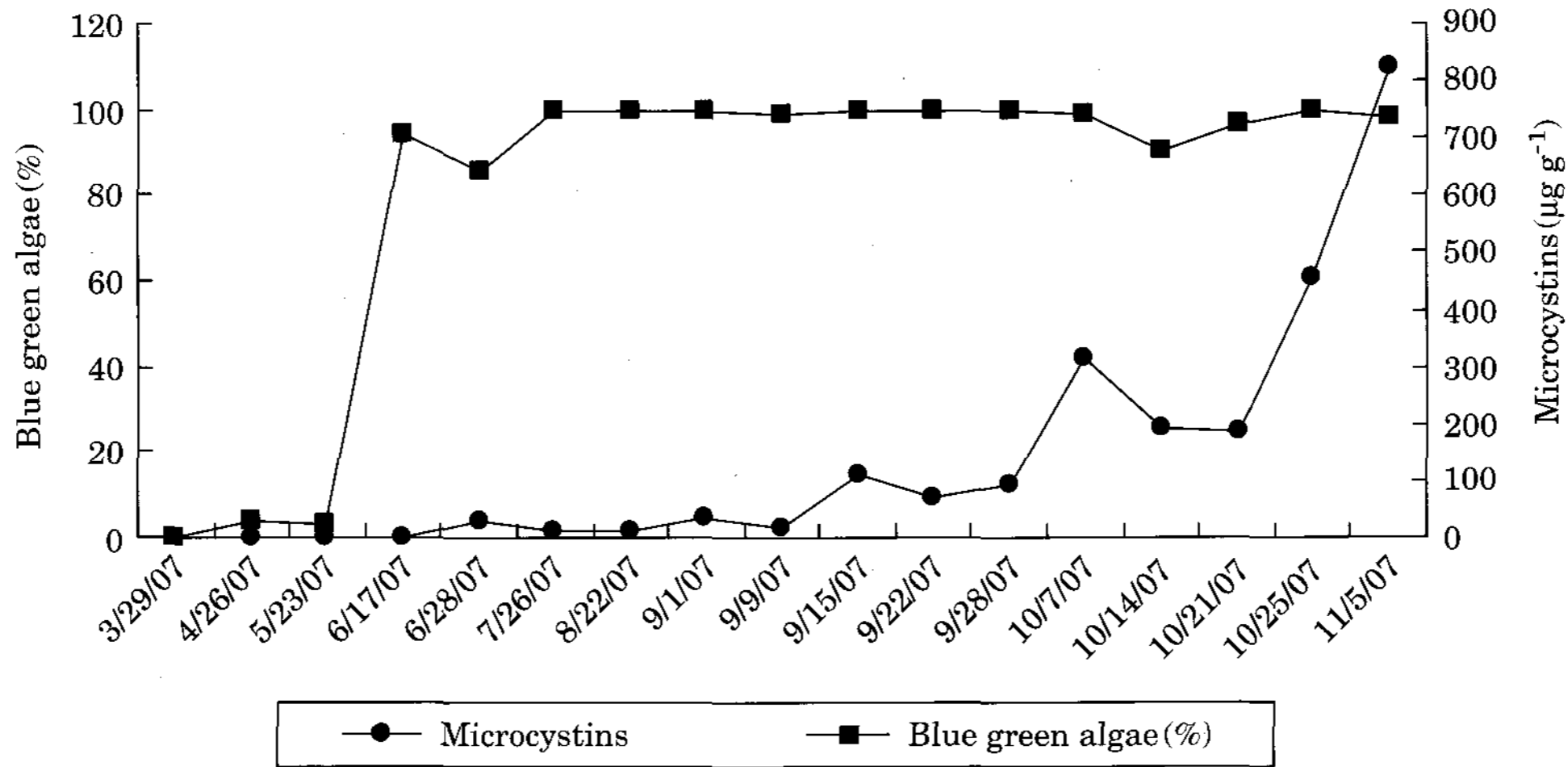


Fig. 5. Variation of cyanobacterial proportion and microcystins concentration in Yeongchun reservoir.

불구하고 8월까지 microcystins 농도는 낮게 나타났으나, *M. aeruginosa*가 우점하기 시작한 10월 이후 microcystins의 농도는 급격히 증가하였다(Figs. 4, 5).

영천호에서 조사 시기에 따른 microcystins의 종류별 (MC-RR, -YR, -LR) 농도를 보면, *Anabaena sp.*가 주로 우점한 10월 이전에는 microcystins 농도가 매우 낮은 가운데, 대부분 MC-RR이 검출되었고, *M. aeruginosa*가 증가하기 시작한 9월에 들어 MC-RR과 더불어 MC-YR과 MC-LR의 검출이 확인되었으며, *M. aeruginosa*가 우점하기 시작한 10월 이후 MC-LR 농도는 뚜렷한 증가추세를 보였다(Fig. 6).

조사기간 동안 높은 현존량을 보인 *Anabaena sp.* 및 *M. aeruginosa*와 microcystins 검출 농도 간의 상관성을

비교한 결과, *M. aeruginosa*는 microcystins 농도와 매우 높은 상관성 ($R^2=0.83, p<0.001$)을 보였으며 *Anabaena sp.*의 경우, 조사기간 중 매우 높은 세포 밀도와 오랜 우점기간을 보였음에도 불구하고 microcystins 생성에는 별다른 영향을 주지 않았으며, 오히려 현존량이 증가하면서 microcystins 농도는 감소하였다(Fig. 7).

영천호에서 microcystins 농도와 환경요인들(수온, pH, 전도도, 총인, 총질소) 간에는 뚜렷한 상관성은 확인되지 않았으나, 수온의 경우, 다른 환경요인들에 비해 상대적으로 높은 음의 상관성을 나타내었다(Table 3). 영천호에서 남조류는 수온이 25°C와 30°C 사이를 나타낸 여름철에 가장 높은 밀도를 나타내었으나, 이 기간에는 주로 *Anabaena sp.*가 남조류의 대부분을 차지하였다. 따라서,

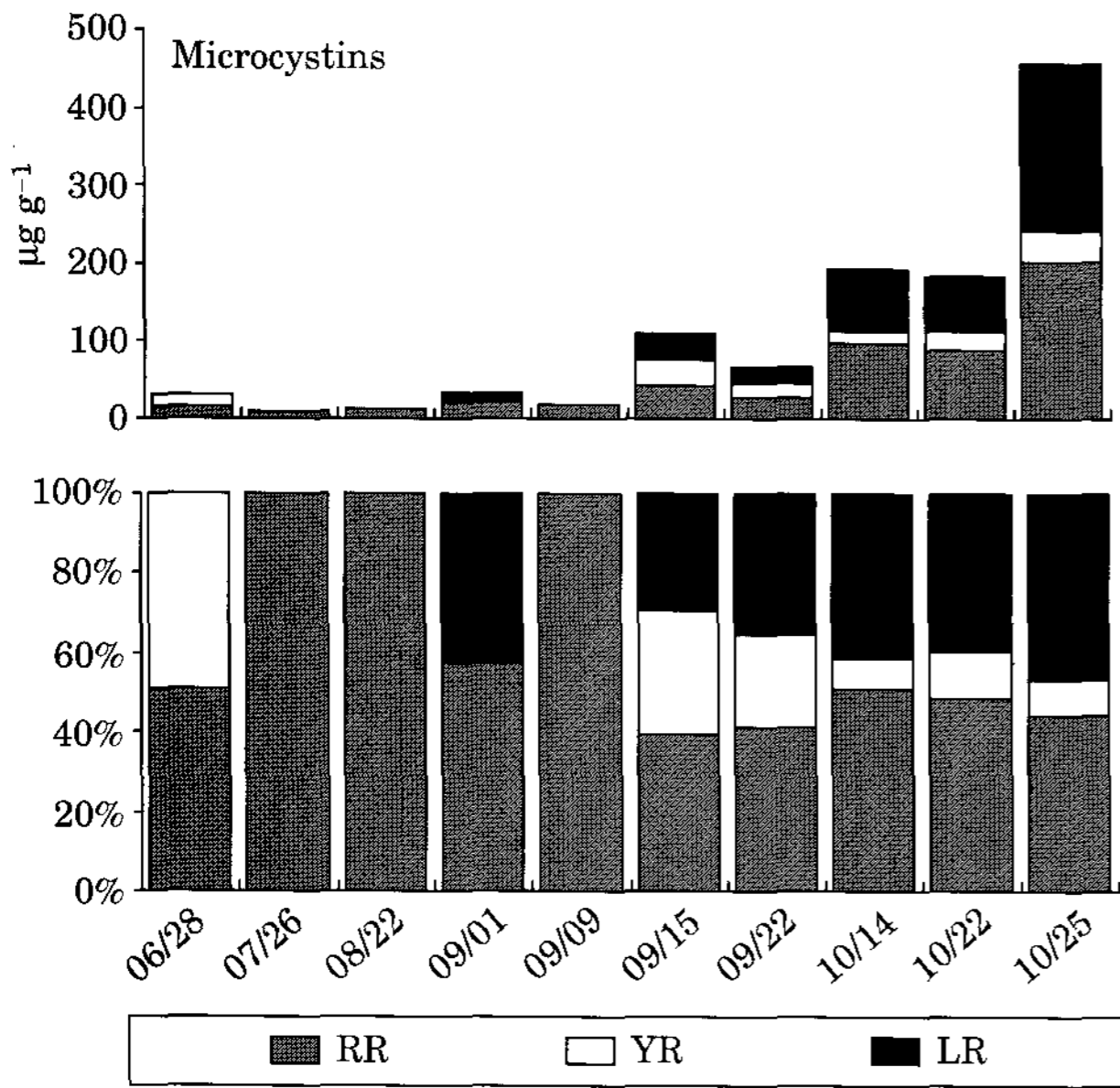


Fig. 6. Temporal variation of microcystin type and concentration in Yeongchun reservoir.

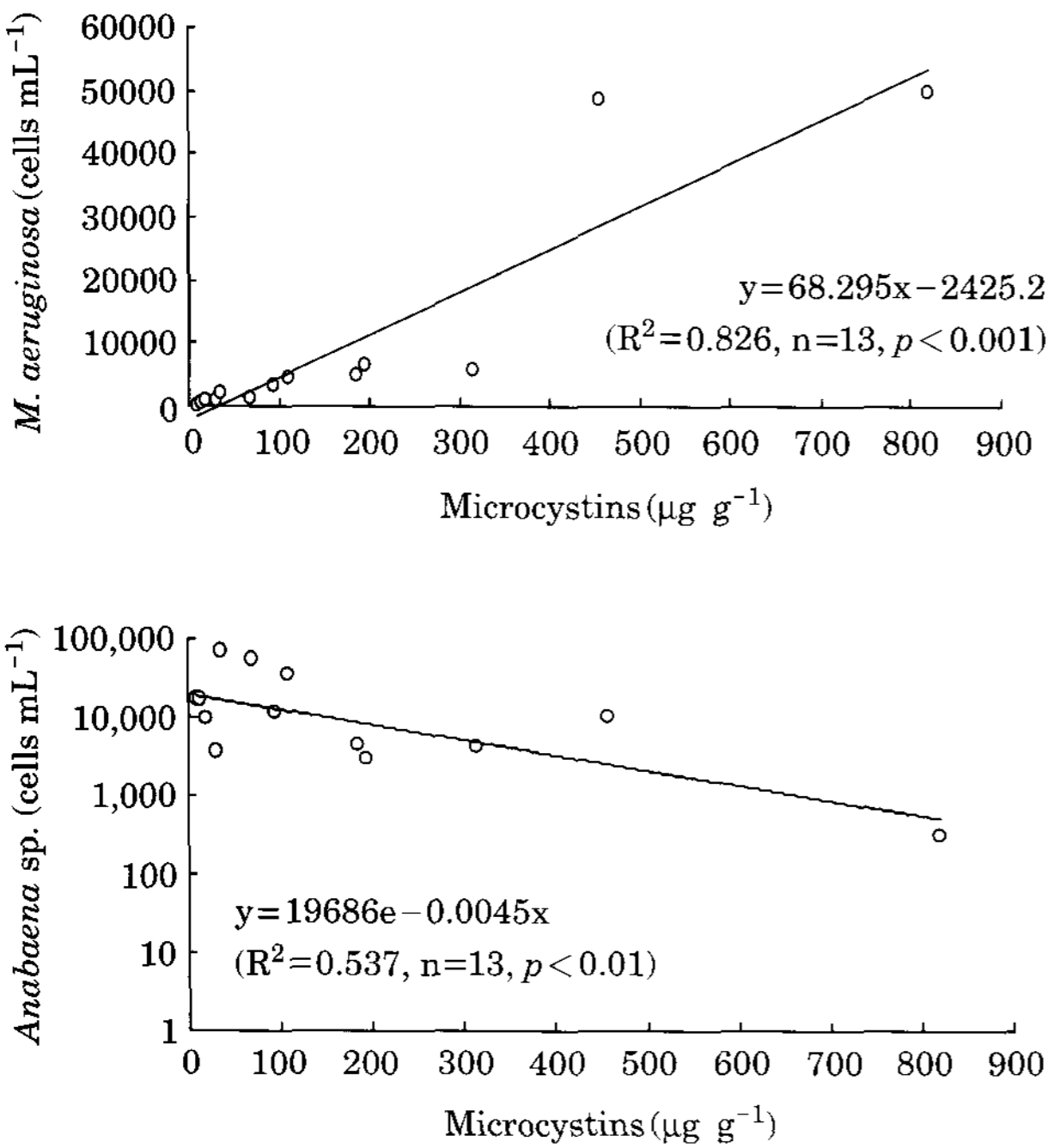


Fig. 7. Relationships between microcystins concentration and cyanobacterial density in Yeongchun reservoir.

microcystins 농도와 환경요인들 간의 상관성 분석에서 수온이 다른 요인들에 비해 microcystins 농도와 상대적으로 높은 음의 상관성을 보인 것은 수온이 높은 시기에 우점한 *Anabaena* sp.와는 달리 *M. aeruginosa*가 20°C

Table 3. Relationship between environmental factors and microcystins in Yeongchun reservoir.

	R ²	n	p-value
Water Temp.	0.57	13	p < 0.01
pH	0.24	13	p = 0.092
Conductivity	0.21	13	p = 0.115
Total nitrogen	0.21	13	p = 0.113
Total phosphorus	0.05	13	p = 0.465
Silica (SiO ₂)	0.01	13	p = 0.704

전후의 낮은 온도에서 우점한 것과 연관성이 있는 것으로 사료된다.

고 찰

영천호에서 *Anabaena* sp.는 6~9월까지, 그리고 *M. aeruginosa*는 10~12월까지 우점하였는데 이러한 두 속의 남조류에 의한 지속적이고 장기적인 우점양상은 국내에서는 거의 보고된 바 없다. 2005년에는 남조류가 초여름인 6월 초부터 발생하여 9월 중순에 최대 밀도를 나타낸 이후 10월 중순 이후에 완전히 소멸되었다고 보고된 바 있다(국립환경과학원, 2005). 외국의 연구사례에서 Henriksen and Moestrup (1997)는 덴마크 수계의 296개 시료들에 기초하여 *Anabaena*의 우점비율은 6~7월에 높았던 반면에, *Microcystis*의 우점비율은 7~11월에 가장 높았다고 보고하였다.

이 등(1999)은 국내 주요 호소에서 *Microcystis* 속은 표층 수온이 20°C를 넘기 시작하는 6월 초부터 현존량이 증가하기 시작하여 수체의 정체가 강하게 형성되는 수온 25°C 이상에서 최대 현존량을 보이고, 수온이 20°C 이하로 떨어지는 9월 하순 이후가 되면 *Microcystis* 속의 현존량은 급격하게 감소한다고 보고하였다. 그러나, 이번 영천호의 조사에서 수온이 20°C 전후일 때, *Microcystis* 속의 현존량은 오히려 증가하기 시작하여 수온이 10°C 초반인 12월에도 높은 현존량을 유지하였다. Park et al. (1998a)은 Suwa호(1991~1994년)에서 6월과 10월 사이 *Microcystis* 속의 대발생을 확인하였으며, *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. wesenbergii*, *M. ichthyoblabe* 및 *M. novacekii* 등의 시기에 따른 다른 우점 양상을 확인한 바 있다. 영천호에서도 *M. ichthyoblabe*, *M. flos-aquae* 및 *M. aeruginosa*와 같은 종들이 시기적으로 서로 다른 현존량의 분포를 나타낸 점에서 Park et al. (1998a)의 연구결과와 어느 정도 일치하였으나, *M. aeruginosa*가 지속적이고 뚜렷한 우점 양상을 보인 점에서는 차이를 나타내었

다. 또한 Park *et al.* (1998b)이 12개의 국내 인공댐에서 1992~1995년에 걸쳐 채집한 20개의 남조류 시료들에 대한 조사 결과, 속별 우점비율은 *Microcystis* 속이 60%로 가장 많은 비율을 차지하였고 그 다음이 *Anabaena* 속(30%) 및 *Oscillatoria* 속(10%) 순으로 보고하였다.

이번 조사에서 남조류가 전체 식물플랑크톤 군집에서 80% 이상을 차지했던 시기의 microcystins 농도는 *Anabaena* sp.가 우점했던 8월까지 낮은 수준을 유지하다가 *M. aeruginosa*가 우점하기 시작한 10월 이후 microcystins 농도가 급증하는 경향이 관찰되어 *M. aeruginosa*가 microcystins 생성에 크게 영향을 미친 것으로 조사되었다. *Anabaena* 속의 경우, anatoxin뿐만 아니라 microcystins를 동시에 생성하는 것으로 알려져 있으므로(Park *et al.*, 1993), microcystins 생성과 관련하여 이들의 현존량 변화는 고려할 필요성이 있다.

선행연구들에 의하면 microcystins 생성 농도는 장소 및 시기에 따라 다양한 농도를 보인다(Park *et al.*, 1993; Vézic *et al.*, 1998). 현장에서 microcystins 농도는 독성 종과 비독성 종의 비율, 남조류 군집내 종조성 및 독성종들의 microcystins 생성 정도에 의해 영향을 받는다. 먼저, 남조류의 현장시료에서 독성 종과 비독성 종의 존재는 선행연구들에 의해 명확히 증명된 바 있다. Vézic *et al.* (1998)은 프랑스의 Grand-Lieu호에서 분리한 98개의 *M. aeruginosa* 균주들과 24개의 *A. circinalis* 균주들 중 *M. aeruginosa*의 16개의 균주(16%)와 *A. circinalis*의 2개 균주(8%)가 microcystins를 각각 생성한다고 하였으며, Ohtake *et al.* (1989)은 일본의 Kasumigaura호에서 *M. aeruginosa*를 대상으로 2개의 독성 균주들과 11개의 비독성 균주들을 분리하였다. 특히, *M. aeruginosa*는 다른 *Microcystis* 속의 종들에 비해 더 높은 microcystins 생성율을 나타내는 것으로 알려져 있는데(Kurmayer *et al.*, 2002; Via-Ordrika *et al.*, 2004; Saker *et al.*, 2005), Kurmayer *et al.* (2002)에 의하면, 독일의 Wannsee호에서 분리한 3개의 *Microcystis* 속들 중에서 *M. aeruginosa* 균주들의 73%가 microcystins 생성 유전자를 함유하여 *M. ichthyoblabe* (16%)와 *M. viridis* (0%) 균주들보다 더 높은 함유율을 나타내었으며, Via-Ordrika *et al.* (2004)은 유럽의 호수들로부터 분리된 7개의 *Microcystis* 속들(*M. aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. ichthyoblabe*, *M. viridis*, *M. wesenbergii*, *M. botrys*, *M. panniformis*) 중 *M. aeruginosa*는 72%의 높은 microcystins 생성율을 나타낸다고 보고하였다. 이러한 경향성은 저자들이 6월부터 11월까지 영천호에서 분리한 균주들(*Anabaena* sp., *M. flos-aquae*, *M. aeruginosa*)에서도 확인되었다(미발표 자료).

*M. aeruginosa*는 7개의 분리균주들 중에서 1개를 제외한 모든 균주가 microcystins를 생성하였으며, *M. aeruginosa*와 더불어 영천호에서 높은 현존량을 나타낸 *M. flos-aquae*는 21개의 균주를 분리했음에도 불구하고, 이들 중에서 1개의 균주만이 microcystins를 생성하였다. *Anabaena* sp.의 경우, 분리된 4개의 균주가 모두 microcystins를 생성하지 않았다. 이번 연구결과와 선행연구들은 남조류 종들 간 독성 및 비독성 균주의 비율이 현장의 microcystins 농도 변화에 영향을 줄 수 있음을 시사하며, 특히 더 많은 독성균주를 포함하는 *M. aeruginosa*는 현장에서 microcystins 농도 증가와 관련성이 있을 것으로 판단되었다.

계절에 따라 다양한 범위로 관찰되는 microcystins 농도는 남조류 군집구조 내 종조성 변화와 연관성을 지닌다(Park *et al.*, 1998a, b; Ozawa *et al.*, 2005). Ozawa *et al.* (2005)은 Biwa호에서 3년간 실시한 조사에서 *Anabaena* 속과 *Microcystis* 속을 포함한 종들 중 *M. aeruginosa*와 *M. wesenbergii*의 세포 밀도가 높은 가운데 microcystins의 최대 농도 값은 전체 *Microcystis* 현존량보다는 *M. aeruginosa*의 밀도와 높은 연관성을 나타냈다고 보고하였고, Park *et al.* (1998a)은 microcystins 농도 변화가 *Microcystis*의 종 구성과 밀접한 연관성을 지니며, 특히, *M. aeruginosa*가 우점한 기간 동안에 높은 microcystins 농도가 확인되었다고 보고하였다. 또한, Henriksen (1996)은 *Anabaena* spp.가 우점하는 시료들은 microcystins 농도가 낮다고 하였으며, Maršálek *et al.* (2001)은 *M. aeruginosa*가 우점한 시료들에서 높은 microcystins 농도가 확인된 반면, *Anabaena* spp.와 *Aphanizomenon* spp.가 우점한 시료에서는 상대적으로 낮은 microcystins 농도가 관찰되었다고 보고하였다. 호주에서는 *Anabaena*가 microcystins를 거의 생성하지 않는 것으로 보고되었다(Baker and Humpage, 1994). 이들 결과들은 이번 조사에서 *Anabaena* sp.가 우점할 때보다 *Microcystis aeruginosa*가 우점시 microcystins 농도가 훨씬 높았던 결과와 일치한다. 선행연구들에 의하면 *Microcystis* spp.의 밀도와 microcystins의 농도 간의 상관성은 높지 않은 것으로 확인되었다(Jacoby *et al.*, 2000; Ozawa *et al.*, 2005). 이번 조사에서도 *Microcystis* spp.와 microcystins 사이의 상관성은 높지 않았는데, 그 원인으로서는 *M. flos-aquae*가 6월과 7월에 평균 6,015 cells mL⁻¹의 높은 현존량을 나타내었음에도 불구하고 microcystins 농도가 낮았기 때문이다. 반면에, 영천호에서 출현한 전체 *Microcystis* spp. 중 *M. aeruginosa*의 현존량은 microcystins 농도와 매우 높은 상관성을 나타내었다. *M. flos-aquae*의 경우, *M. aerugi-*

*nosa*와 더불어 지속적으로 발생하는 것으로 알려져 있으나, microcystins 생성여부는 명확히 증명되지 않았으며 (Steffensen *et al.*, 1999), Maršálek *et al.* (2001)은 체코의 수계에서 *M. flos-aquae*가 낮은 독성을 나타낸다고 보고하였다. 이번 조사에서 6월에 *M. flos-aquae*가 9,500 cells mL⁻¹의 높은 현존량을 나타냈음에도 불구하고 *M. aeruginosa*와 비교하여 매우 낮은 microcystins 농도를 나타내었으며, 앞서 언급한 분리균주들에서도 *M. flos-aquae*는 낮은 microcystins 생성능을 보였다. 따라서, 이번 연구를 통해 영천호에서 microcystins의 농도 변화는 *Anabaena sp.* 및 *M. flos-aquae*에 의한 영향은 매우 낮았던 반면 9월 이후에 급격히 증가한 *M. aeruginosa*와는 밀접한 관련성을 나타내었다. 이러한 결과는 microcystins 농도가 남조류 군집내 종구성의 변화에 의해 좌우될 수 있음을 증명한 선행연구결과들과 일치한다.

Microcystins 농도는 앞서 언급한 독성종과 비독성의 비와 군집구조 내 종조성에 의한 영향 이외에 독성 종들 간의 각기 다른 microcystins의 형태 (type)별 생성 양상에 의해 달라질 수 있다. 일반적으로 microcystin-RR (MC-RR), microcystin-YR (MC-YR) 및 microcystin-LR (MC-LR)은 *Microcystis*에 의해 생성되는 microcystins 중에서 가장 대표적인 독소로 알려져 있다 (Via-Ordorika *et al.*, 2004). 이번 연구결과에서 MC-RR과 MC-LR이 주된 독소로 확인되었으며, MC-YR은 거의 검출되지 않았다. 이러한 양상은 선행연구들에서도 확인되었다. Park *et al.* (1998b)은 국내의 수계에서 47개의 남조류 시료들을 대상으로 분석된 microcystins 중에서 MC-RR과 MC-LR이 가장 높은 비율을 나타내었으나, MC-YR은 가장 낮은 비율로 검출되는 것으로 보고하였으며, Ozawa *et al.* (2005)은 일본의 Biwa호에서 MC-RR과 MC-LR을 주된 독소로

검출한 바 있다. 영천호에서 microcystins의 농도와 주된 독소 형태의 시기별 변화는 두 가지 뚜렷한 특징을 나타냈다. 즉, *Anabaena sp.*가 주로 우점한 기간(6~8월) 동안은 낮은 microcystins의 농도와 주된 독소로서 MC-RR의 검출이 확인된 반면, *M. aeruginosa*의 뚜렷한 증가와 우점이 관찰된 9월 중순 이후에는 microcystins 농도가 매우 증가한 가운데 MC-RR, -YR, -LR이 모두 검출되었다. Vezie *et al.* (1998)에 따르면, MC-LR은 *M. aeruginosa*의 주된 독소인 반면에 MC-RR의 다양한 형태들은 *A. circinalis*에 의해 주로 생성되는 것으로 알려졌다. 또한, Maršálek *et al.* (2001)은 *Anabaena spp.*가 우점시 microcystins 농도는 낮은 것으로 보고하였다. 영천호에서 *Anabaena*가 단독으로 우점한 시기에 MC-RR이 주된 독소로 출현한 반면에 그 농도가 낮았다는 측면에서 Vezie *et al.* (1998)과 Maršálek *et al.* (2001)의 결과들과 일치한다. Ozawa *et al.* (2005)은 *M. aeruginosa*의 주된 독소는 MC-RR과 MC-LR인 것으로 보고한 바 있는데, 이번 연구에서도 9월 이후 *M. aeruginosa*의 우점 시기 동안 MC-RR과 MC-LR이 전체 microcystins 농도의 증가에 큰 영향을 미쳤다. 특히, MC-RR보다 10배나 높은 독성을 지니는 것 (Rinehart *et al.*, 1994)으로 알려진 MC-LR은 *M. aeruginosa*가 우점한 기간 동안에만 대부분 검출되었다. 이러한 MC-LR의 중요성을 고려하여 WHO (1998)는 상수원에서 MC-LR의 최대 허용농도를 1 µg L⁻¹로 지정한 바 있다. *M. aeruginosa*와는 달리 *M. flos-aquae*가 우점한 시기에는 MC-RR만 낮은 농도로 검출되어 전체 microcystins 농도에 대한 낮은 기여도를 보였다. 따라서, 영천호에서 microcystins 농도 변화는 *M. aeruginosa*가 주도한 가운데 남조류 종들 간의 microcystins의 형태별 생성 양상에 의해서도 영향을 받는 것으로 판단되었다.

Table 4. Surveyed microcystins concentration in various countries.

Country	Microcystins type	Conc. (µg g ⁻¹ DW ⁻¹)	Remarks
S. Korea	Yeongchun	MC-RR, -YR, -LR	9.5~821.1
	Jangseong	MC-RR, -YR, -LR	1,229
	Habcheon	MC-RR, -YR, -LR	618
	Daecheong	MC-RR, -YR, -LR	218
Canada	MC-LR	4~610	Kotak <i>et al.</i> (1993)
Canada	MC-LR	1~1,552	Kotak <i>et al.</i> (1995)
Germany	MC-LR	0.4~14,700	Jungmann <i>et al.</i> (1996)
Japan	MC-RR, -YR, -LR	2.5~2,120	Park <i>et al.</i> (1993)
Japan	MC-RR, -YR, -LR	0.02~2,260	Park <i>et al.</i> (1998a)
Portugal	Total microcystins	1,600~7,100	Vasconcelos <i>et al.</i> (1996)
France	Total microcystins	70~3,970	Vezie <i>et al.</i> (1997)
U.K	Total microcystins	20~3,430	Ward <i>et al.</i> (1997)
U.S.A	Total microcystins	1,865~12,800	McDermott <i>et al.</i> (1995)

본 연구에서 조사된 영천호의 microcystins (-RR, -YR, -LR) 농도는 7월에 가장 낮은 $9.5 \mu\text{g g}^{-1}$ 에서 11월에 가장 높은 $821.1 \mu\text{g g}^{-1}$ 을 나타냈다. 이 수준은 최대값을 기준으로 할 때 국내 합천호보다는 낮았으나, 장성호보다는 약간 높은 수준으로 평가되며, 외국의 선행연구들과 비교해 보면 영천호의 microcystins (-RR, -YR, -LR) 평균 농도범위는 상대적으로 낮은 것으로 평가되었다(Table 4).

자연상태에서 온도, 빛, 영양염 등의 환경요인들은 남조류 세포내에서 microcystins 생성을 조절하는 중요한 제한인자들이다 (Sivonen and Jones, 1999). 독소물질은 제한인자들에 의해 야기된 스트레스에 의해 생성되는 이차 대사산물로 알려져 있다 (Chorus, 2001). 영천호에서 검출된 microcystins 농도와 환경요인들 간의 상관성을 분석한 결과, microcystins 농도는 수온과 유의성 있는 역의 상관성 ($R^2=0.57, p<0.01$)을 보였다. 이러한 결과는 25°C 이상의 수온에서는 microcystins 생성과 관련성이 낮은 *Anabaena*가 우점하였고, 수온이 저하된 10월에서 12월 사이에 microcystins 생성과 상관성이 높았던 *M. aeruginosa* 현존량의 급격한 증가와 연관이 있는 것으로 사료된다. 그러나 Park *et al.* (1996)과 이 등 (1999)은 *Microcystis* 속 또는 *M. aeruginosa*가 20°C 에서 출현하기 시작하여 수온이 증가하면서 급격한 증가를 보인다고 보고한 바 있어, 본 연구에서 확인된 microcystins 농도와 수온 간의 높은 상관성은 20°C 내외의 낮은 수온범위에서 *M. aeruginosa*가 이례적인 대발생을 보인 이번 연구결과와는 다른 양상을 보였다. 총인의 경우, 10월까지의 분석 결과에서는 microcystins 농도와 유의성 있는 상관성 ($R^2=0.43, p<0.05$)을 나타내었으나, microcystins의 최대값 ($821.1 \mu\text{g g}^{-1}$)이 확인된 11월 시료에서는 총인의 농도가 0.02 mg L^{-1} 으로 매우 낮게 조사되어 유의성이 없는 것으로 나타났다. 총인과 microcystins와의 상관성은 일부 문헌에서 유의하다고 보고한 바 있어 (Oh *et al.*, 2001) 더 많은 조사결과를 이용한 추가적인 고찰이 더 필요할 것으로 생각된다.

수계 내 환경요인들은 남조류 세포내 microcystins 생성에 직접적으로 관여하거나, 독성종과 비독성종의 구성비 및 남조류 간 종조성 변화를 유도함으로써 microcystins 생성의 변화에 간접적인 영향을 미친다 (Vézic *et al.*, 1997; Graham *et al.*, 2004). Microcystins 생성과 환경요인들 간의 상관성은 현장연구들 (Kotak *et al.*, 1995; Vézic *et al.*, 1997; Graham *et al.*, 2004)과 배양연구들 (Watanabe and Oishi, 1985; Utkilen and Gjølme, 1992; Hesse and Kohl, 2001)을 통해 이미 증명된 바 있다. 배양연구와는 달리 현장에서 microcystins 농도와 환경요인들 간

의 상관성이 항상 높은 것은 아니다. 환경요인들은 남조류 세포내 microcystins 생성에 직접 관여하기도 하지만 계절적으로 남조류 군집내 종조성을 변화시켜 microcystins의 생성에 간접적으로 관여하며, 동일한 환경조건이라 하더라도 독성 종 혹은 균주들은 성장 및 microcystins 생성에 있어 다른 양상을 보일 수 있다 (Ozawa *et al.*, 2005). 이는 microcystins 생성이 현장의 환경요인들 및 남조류 개체들 간의 직·간접적인 상호작용에 따른 결과임을 의미한다. 비록 microcystins 생성에 대한 환경요인들의 뚜렷한 영향은 밝히지 못했지만, 이번 연구는 *M. aeruginosa*가 영천호에서 microcystins을 발생시키는 주된 원인종임을 명확히 보여주었다. 따라서, 영천호가 상수원지로서 기능을 지속적으로 유지하기 위해서는 *M. aeruginosa*의 계절적 발생 양상과 microcystins 생성에 영향을 주는 주요 환경요인들에 대한 체계적인 모니터링이 필요할 것으로 생각된다. 아울러, microcystins 생성에는 낮은 기여도를 보였으나 조사기간동안 지속적으로 높은 현존량을 보인 *Anabaena sp.*와 이들이 생성하는 anatoxin (신경독소)에 대한 체계적인 조사도 뒤따라야 할 것이다.

적 요

영천호를 대상으로 2007년 3월부터 12월까지 남조류 발생현황, 환경요인, 남조류 독소인 microcystins의 생성 농도를 조사·분석하였다. HPLC 분석방법으로 영천호의 계절별 microcystins 농도를 분석한 결과, 각 요인에 따라 뚜렷한 증감패턴을 나타냈다. 계절적인 우점종이 *Anabaena sp.*에서 *M. aeruginosa*로 바뀌면서 microcystins 생성량이 현저하게 증가하는 현상이 관찰되었고, 주요 출현종 중 *M. aeruginosa* 밀도와 microcystins 농도 간의 상관성이 가장 높은 것으로 나타났으며, *M. aeruginosa* 균주들의 높은 독소 생성율을 고려할 때, *M. aeruginosa*가 남조류 독소인 microcystins 생성에 가장 기여도가 높은 것으로 확인되었다. Microcystins와 환경요인들 간의 상관성 분석결과, 조사된 6개 항목(수온, pH, 전도도, 총인, 총질소, 용존 규소) 중 수온과는 약 20°C 이상의 수온범위에서 역의 상관성이 있는 것으로 확인되었다.

인 용 문 헌

국립환경과학원. 2005. 2005년도 조류예보제 시행결과보고서.

- 국립환경과학원, 인천.
- 이진애, 최애란, 김우현. 1999. 낙동강수계의 독성 남조류 발생 현황. 인제대학교 제8회 환경심포지엄. 인제대학교 출판부, 경남.
- 환경부. 2000. 수질오염공정시험방법. 환경부, 서울.
- Baker, P.D. and A.R. Humpage. 1994. Toxicity associated with commonly occurring cyanobacteria in surface waters of the Murray-Darling Basin. *Australia. Aust. J. Mar. Freshwater Res.* **45**: 773-786.
- 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.
- Carmichael, W.W., V. Beasley, D.L. Bunner, N.J. Eloff, I.R. Falconer, P.R. Gorham, K.I. Harada, T. Krishnamurthy, Y. Min-Juan, R.E. Moore, K. Rinehart, M. Runnegar, O.M. Skulberg and M. Watanabe. 1988. Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon.* **26**: 971-973.
- Chorus, I. 2001. Cyanotoxins-occurrence, causes, consequences. Springer, New York.
- Falconer, I.R., A.M. Beresford and M.T.C. Runnegar. 1983. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Med. J. Aust.* **1**: 511-514.
- Francis, G. 1878. Poisonous Australian Lake. *Nature* **18**: 11-12.
- Graham, J.L., J.R. Jones, S.B. Jones, J.A. Downing and T.E. Clevenger. 2004. Environmental factors influencing microcystin distribution and concentration in the Midwestern United States. *Wat. Res.* **38**: 4395-4404.
- Hawkins, P.R., M.T.C. Runnegar, A.R.B. Jackson and I.R. Falconer. 1985. Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (wołoszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Appl. Environ. Microbiol.* **50**: 1292-1295.
- Henriksen, P. 1996. Microcystin profiles and contents in Danish natural populations of cyanobacteria/blue-green algae as determined by HPLC. *Phycologia* **35** (Suppl.): 102-110.
- Henriksen, P. and Ø. Moestrup. 1997. Seasonal variations in microcystin contents of Danish cyanobacteria. *Nat. Toxins* **5**: 99-106.
- Hesse, K. and J.-G. Kohl. 2001. Effects of light and nutrient supply on growth and microcystin content of different strains of *Microcystis aeruginosa*, p. 104-115. *In*: Cyanotoxins-Occurrence, Causes, Consequences (Chorus, I., ed.). Springer, New York.
- Hunter, P.R. 1990. Human illness associated with freshwater cyanobacteria (blue-green algae). *PHLS Microbiol. Digest.* **8**: 96-100.
- Jacoby, J.M., D.C. Collier, E.B. Welch, F.J. Hardy and M. Crayton. 2000. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **57**: 231-240.
- Jungmann, D., K.-U. Ludwighowski, V. Faltin and J. Bendorf. 1996. A field study to investigate environmental factors that could affect microcystin synthesis of a *Microcystis* population in the Bautzen reservoir. *Int. Revue. Ges. Hydrobiol.* **81**: 493-501.
- Kaebernick, M. and B.A. Neilan. 2001. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiol. Ecol.* **35**: 1-9.
- Komárek, J. 1991. A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **92** (Algological Studies 64): 115-127.
- Komárek, J. and K. Anagnostidis. 1999. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. *In*: Süßwasserflora von Mitteleuropa (Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Kotak, B.G., A.K.-Y. Lam, E.E. Prepas, S.L. Kenefick and S.E. Hrudey. 1995. Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hypertrophic drinking water lakes. *J. Phycol.* **31**: 248-263.
- Kotak, B.G., S.L. Kenefick, D.L. Fritz, C.G. Rousseaux, E.E. Prepas and S.E. Hrudey. 1993. Occurrence and toxicological evaluation of cyano bacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Wat. Res.* **27**: 495-506.
- Kurmayer, R., E. Dittmann, J. Fastner and I. Chorus. 2002. Diversity of microcystin genes within a population of the toxic cyanobacterium *Microcystis* spp. in Lake Wannsee (Berlin, Germany). *Microb. Ecol.* **43**: 107-118.
- Maršálek, B., L. Bláha, J. Turánek and J. Neca. 2001. Microcystin-LR and total microcystins in cyanobacterial blooms in the Czech Republic 1993~1998. p. 56-62. *In*: Cyanotoxins-Occurrence, Causes, Consequences (Chorus, I., ed.). Springer, New York.
- McDermott, C.M., R. Feola and J. Plude. 1995. Detection of cyanobacterial toxins (microcystins) in waters of North-eastern Wisconsin by a new immunoassay technique. *Toxicon.* **33**: 1433-1442.
- Namikoshi-Matsushima, R., T. Onta, S. Nishiwaki, M. Suganuma, K. Kohyama, T. Ishikawa, W.W. Carmi-

- chael and H. Fujiki. 1992. Liver tumour production by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *J. Cancer Res. Clin. Oncol.* **118**: 420-424.
- Oh, H.M., S.J. Lee, J.H. Kim, H.S. Kim and B.D. Yoon. 2001. Seasonal variation and indirect monitoring of microcystin concentrations in Daechung reservoir, Korea. *Appl. and Environ. Microbiol.* **67**: 1484-1489.
- Ohtake, A., M. Shirai., T. Aida, N. Mori, K.-I. Harada, K. Matsuura, M. Suzuki and M. Nakano. 1989. Toxicity of *Microcystis* species isolated from natural blooms and purification of the toxin. *Appl. Environ. Microbiol.* **55**: 3202-3207.
- Ozawa, K., H. Fujioka, M. Muranaka, A. Yokoyama, Y. Katagami, T. Homma, K. Ishikawa, S. Tsujimura, M. Kumagai, M.F. Watanabe and H.-D. Park. 2005. Spatial distribution and temporal variation of *Microcystis* species composition and microcystin concentration in Lake Biwa. *Environ. Toxicol.* **20**: 270-276.
- Park, H.-D. and M.F. Watanabe. 1996. Toxic *Microcystis* in eutrophic lakes, p. 57-77. In: Toxic *Microcystis* (Watanabe, M.F., K. Harada, W.W. Carmichael and H. Fujiki, eds.). CRC Press, New York.
- Park, H.-D., B. Kim, E. Kim and T. Okino. 1998b. Hepatotoxic microcystins and neurotoxic anatoxin-a in cyanobacterial blooms from Korean lakes. *Env. Tox. Wat. Qual.* **13**: 225-234.
- Park, H.-D., C. Iwami, M.F. Watanabe, K.-I. Harada, T. Okino and H. Hayashi. 1998a. Temporal variabilities of the concentrations of intra- and extracellular microcystin and toxic *Microcystis* species in a hypertrophic lake, Lake Suwa, Japan (1991~1994). *Env. Tox. Wat. Qual.* **13**: 61-72.
- Park, H.-D., M.F. Watanabe, K.-I. Harada, H. Nagai, M. Suzuki, M. Watanabe and H. Hayashi. 1993. Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. *Nat. Toxins* **1**: 353-360.
- Rinehart, K.L., M. Namikoshi and B.W. Choie. 1994. Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). *J. appl. phycol.* **6**: 159-176.
- Saker, M.L., J. Fastner, E. Dittmann, G. Christiansen and V.M. Vasconcelos. 2005. Variation between strains of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* isolated from a Portuguese river. *J. Appl. Microbiol.* **99**: 749-757.
- Sivonen, K. and G. Jones. 1999. Cyanobacterial toxins, p. 41-112. In: toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management (Chorus, I. and J. Bartram, eds.). E & Spoon, London.
- Steffensen, D., M. Burch and B. Nicholson. 1999. Management of toxic blue-green algae (cyanobacteria) in Australia. *Environ. Toxicol.* **14**: 183-195.
- Turner, P.C., A.J. Gammie, K. Hollinrake and G.A. Codd. 1990. Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *Br. Med. J.* **300**: 1440-1441.
- Utkilen, H. and N. Gjørlme. 1992. Toxin production by *Microcystis aeruginosa* as a function of light in continuous cultures and its ecological significance. *Appl. Environm. Microbiol.* **58**: 1321-1325.
- Vasconcelos, V.M., K. Sivonen, W.R. Evans, W.W. Carmichael and M. Namikoshi. 1996. Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese freshwaters. *Wat. Res.* **30**: 2377-2384.
- Vézic, C., L. Brient, K. Sivonen, G. Bertru, J.-C. Lefeuver and M. Salkinoja-Salonen. 1997. Occurrence of microcystins containing cyanobacterial blooms in freshwaters of Brittany (France). *Arch. Hydrobiol.* **139**: 401-413.
- Vézic, C., L. Brient, K. Sivonen, G. Bertru, J.-C. Lefeuver and M. Salkinoja-Salonen. 1998. Variation of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolated strains in Lake Grand-Lieu (France). *Microb. Ecol.* **35**: 126-135.
- Via-Ordorika, L., J. Fastner, R. Kurmayer, M. Hisbergues, E. Dittmann, J. Komarek, M. Erhard and I. Chorus. 2004. Distribution of microcystin-producing and non-microcystin-producing *Microcystis* sp. in European freshwater bodies: detection of microcystins and microcystin genes in individual colonies. *System. Appl. Microbiol.* **27**: 592-602.
- Ward, C.J., K.A. Beattie, E.Y.C. Lee and G.A. Codd. 1997. Colorimetric protein phosphatase inhibition assay of laboratory strains and natural blooms of cyanobacteria: comparisons with high performance liquid chromatographic analysis for microcystins. *FEMS Microbiol. Lett.* **153**: 465-473.
- Watanabe, M.F. and S. Oishi. 1985. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Appl. Environm. Microbiol.* **49**: 1342-1344.
- WHO. 1998. Cyanobacterial toxins: microcystin-LR, p. 95-110. In: Guidelines for drinking water quality. 2nd Edition, Addendum to Vol 2. World Health Organization, Geneva.

(Manuscript received 22 May 2008,
Revision accepted 4 June 2008)