Suwa호 하류하천에서의 남조류 독소의 동태

김호섭*·김범철¹·박호동²·片上幸美²·황순진

건국대학교 지역생태시스템공학과, 1강원대학교 환경과학과, 2日本 信州大學 物質循環學科

Dynamics of Cyanobacterial Toxins in the Downstream River of Lake Suwa. *Kim, Ho–Sub*,* Bomchul Kim¹, Ho–Dong Park², Yukimi Katagami² and Soon–Jin Hwang (Department of Biological Systems Engineering, Konkuk University, Seoul, 143–701, Korea, ¹Department of Environmental Science, Kangwon National University, Chunchon, 200–701, Korea, ²Department of Environmental Science, Shinshu University, Matsumoto, 390–8621, Japan)

Transport of cyanobacterial toxins (microcystin-LR, -RR, -YR) were assessed from a eutrophic lake, Lake Suwa, through the outflowing river, the Tenryu River, and its irrigation channel branch. Temporal variation of phytoplankton species composition in the river coincided with those of the lake; *Microcystis ichthyoblabe* dominated from June to July, and *M. viridis* dominated from August to September. When cyanobacterial bloom occurred, microcystins were continuously detected at the concentration of $0.3 \sim 3.2 \ \mu g/l$ even at 32 km downstream. The change of the content of three microcystin variants were related both with the total cell density of Microcystis and with the change of Microcystis species composition. When Microcystis ichthyoblabe dominated during July, only microcystin-RR (MC-RR) and -LR (MC-LR) were detected, while when Microcystis viridis dominated between August and October, microcystin-RR, -YR (MC-YR) and -LR were detected. Along 29 km flowing distance (flow time 11 hours) between site 2 and site 5 in the Tenryu River, cyanobacterial density and microcystin concentration were reduced by 73% and 72%, respectively, which is mostly contributed by the dilution effect of tributary waters (61% and 57%, respectively). In the artificial irrigation channel microcystins and cyanobacterial cells were decreased less than in the natural river. The results indicate that cyanobacterial toxins can be transported far downstream without much removal and give hazards to water usage in downstream of eutrophic lakes with cyanobacterial blooms.

Key words : Lake Suwa, Microcystin, River, Tenryu River, Transport

서 론

남조류는 엽록소 뿐만 아니라 carotenoid, phycocyanin 과 같은 다양한 색소를 생성하여 광의 변이에 적응하는 능력이 우수하고, 부유 능력이 있으며, 포식자의 섭식으로 부터 방어기작으로서 독소를 생성하거나 군체을 형성함으 로서 여름철 부영양 호수에서 식물플랑크톤 중 우점종으 로 빈번하게 나타난다 (Demott, 1991; Hasimoto and Otsuki, 1995; Visser *et al.*, 1996).

남조류의 번무는 수중 생태계의 먹이사슬을 변화시킬 뿐만 아니라 호수경관의 악화와 악취발생으로 레저활동 을 방해하고, 상수처리에 따른 비용증가 (Persson, 1982) 와 같은 경제적인 손실을 야기한다. 또한, 남조류가 생성

^{*} Corresponding author: Tel: 02) 450-3748, Fax: 02) 456-5062, E-mail: skylike@konkuk.ac.kr

하는 독소는 가축이나 인간의 건강상에 직접적인 영향 을 줄 수 있다 (Smith and Gilbert, 1995; Dawson, 1998). 남조류 독소에 의한 가축이나 야생동물의 피해 사례는 주로 온대지역에서 많이 보고되고 있으나 (Codd and Poon, 1988; Robert *et al.*, 1993), 사람이 사망한 것은 1994년 브라질의 진료소에서 투석진료 환자 120명 중 에서 60여명이 사망한 것이 최초의 인명사고로 기록되 고 있다 (Pouria *et al.*, 1998; Dawson, 1998).

국내 주요 상수원으로 이용되는 호수들에서도 여름철 에 남조류의 발생이 보고되고 있으나(김 등, 1995; Park et al., 1998a; 김 등, 1999), 아직까지 상수 처리수에서 건 강상에 문제를 야기할 만한 농도가 검출된 연구 결과가 보고된 바는 없기 때문에, 음용수를 통해 직접적으로 고 농도의 남조류 독소에 노출될 가능성은 적은 것으로 생 각할 수 있다. 그러나, 낮은 농도의 독소라도 장기간 음 용하게 되면 간암 발병율이 증가할 수 있고(Nishiwaki -Matsushima et al., 1991; Ueno et al., 1996), 남조류가 빈번하게 발생하는 호수에 서식하고 있는 어패류를 섭 식하는 경우에도 어패류에 농축된 독소를 섭취함에 따 라 건강상에 피해를 입을 수 있을 수 있다(Lindholm et al., 1989; Errikson et al., 1989; Watanabe et al., 1992; Kotak et al., 1996).

지금까지 남조류에 대한 연구는 대부분 부영양 호수 나 혹은 체류시간이 긴 호소형 하천을 대상으로 이루어 졌고, 독소 생성이나 분해와 관련된 요인을 밝히는데 노 력해 왔다. 최근 몇 년간 국내에서도 음용수로 이용되는 수역을 중심으로, 주로 여름철 Microcystis속의 종들이 대량 발생하고 있는 부영양 호수와 하구에 건설된 방조 제로 인해 유속이 감소하여 정수환경이 형성된 하구호 을 대상으로 독성 남조류에 대한 연구가 진행되었다(김 등, 1995; Park et al., 1998a; 김 등, 1999). 남조류 대발생 에 따른 제반문제는 수자원에 대한 이용도가 높은 호수 는 물론이고, 댐건설로 인해 하천의 유량과 수질이 상류 호수의 영향을 받으며, 음용수원이나 양식업 혹은 레크 레이션활동으로 이용되고 있는 하천에서도 검토되어야 할 문제이다. 그러나, 아직까지 국내·외에서 외부에서 생성된 남조류가 유입된 하천에서의 남조류 세포밀도 변화, 독소 농도 분포, 그리고 하천을 유하하는 동안 남 조류의 성장 및 독소 생성 여부에 대해서는 알려진 바 가 거의 없는 실정이다.

본 연구는 Suwa호 하류 하천 내 상·하류 지점에서 의 남조류 세포밀도와 세포 내 존재하는 독소농도의 변 화와 주된 변화 요인을 조사하여 댐 하류 하천에서의 남조류 및 독소의 분포와 거동을 이해하는 기초자료를 제공하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 조사지 개요

Suwa호는 일본 나가노현에 위치하고 있으며, 봄에는 Melosira와 Synedra가 우점하다가 수온이 상승하는 6 월부터 Microcystis의 생물량이 증가하기 시작하여 10월 까지 식물플랑크톤의 우점종으로 나타나는 매우 부영양 화 된 호수이다(Park et al., 1996; 山本 et al., 1988; Park et al., 1998b). 수표면적은 13.3 km²이고 최대 수심은 6.5 m, 평균수심은 4m 정도로 얕고, 31개의 크고 작은 유입 원이 있으며, 방류구는 일정수위가 되면 월류하는 형태 의 구조로 되어있다. Suwa호에서 방류된 물은 수문으로 부터 약 5 km 하류지점에서 Tenryu River와 인공수로 인 Nishitenryu를 통해 하류로 흘러나간다. 山本 등 (1988)이 Suwa호에서 생성된 남조류에 의해 방류구로 부터 31 km 하류지점에서도 물이 녹색을 띄었다고 보 고한 바와 같이 하류 하천과 인공수로 내 여름철 식물 플랑크톤의 현존량은 Suwa호에서 생성된 남조류의 영 향을 크게 받는다.

Nishitenryu는 농업용수 확보를 위해 건설된 인공수 로로, 평균유속은 0.72 m/s이고 총 길이는 26 km, 넓이가 4m, 수심이 약 2m 정도이며, 일부구간(5 km 정도)은 복



Fig. 1. The map showing the study sites.

개되어 있다 (Kurasawa *et al.*, 1981). 본류인 Tenryu River의 평균 유속은 약 0.69 m/s이며 하류로 흘러가는 동안 여러 개의 소하천이 합류된다(Fig. 1).

2. 조사 지점 및 시기

조사는 1998년 5월부터 10월까지 호수의 수문을 포 함하여 자연 하천 내 다섯 지점과 인공수로 내 한 지점 에서 실시되었다. 시료채취는 2주일 간격으로 아침 8시 에서 10시 사이에 이루어졌고, 표층수를 채취하였다. 9월 9일에는 조사지점을 Suwa호에서 68 km 하류지점(st. 9) 까지 연장하여 조사하였다. 수문에서 부터 각 지점까지 의 도달 시간은 Kurasawa *et al.* (1981)이 제시한 평균 유속을 이용하여 계산하였다(Table 1). Suwa호에서 유 입된 남조류가 하천을 따라 흘러 내려가는 동안 세포밀 도와 독소 감소 여부를 조사하기 위해 9월 24일과 10월 7 일에는 거리가 가까운 지점들(지점 1과 2; 약 3.5 km, 지 점 4와 5; 약 1 km)에서 남조류를 플랑크톤 네트로 (40 µm mesh size) 채취하였다.

하류에서의 희석에 의한 남조류 세포밀도와 독소함량 에 대한 평가는 지점 2와 3 (Q1) 그리고 지점 4와 5 사이 (Q3)에서 측정된 유량과, 지점 2 (C1)와 지점 5 (C3)에서의 세포밀도와 독소함량을 이용해 계산된 지점 5에서의 계 산 값 (Calculation C3; CC3)과 실제 값 (Measurement C3; MC3)을 비교함으로서 이루어졌다.

$$CC_3 = [(Q_1 * C_1) + (Q_2 * C_2)]/Q_3$$
(1)

여기서,

Q₂=Q₃-Q₁로 하천으로 유입된 유입수의 총 유량으로, 그리고 유입수내 남조류가 존재하지 않기 때문에 C₂=0 로 하였다. 식 (1)을 이용해 계산된 지점 5에서의 세포 밀도와 독소농도의 값과 (CC₃) 실측된 값 (MC₃)의 차이 는 희석 외 다른 요인에 의한 감소로 추정하였다.

Table 1. Flowing time of lake water and distance from the floodgate of Lake Suwa to each site.

	-			
Sites	Distance (km)	Flowing time (hr)		
1	0	0		
2	3.5	1.4		
3	11	4.4		
4	31	12.4		
5	32	12.8		
*6	29.5	11.4		
7	50	20		
8	63	25.2		
9	68	27.2		

* Nishitenryu (artificial channel)

Lyophilize algal cells

Supernatant

	Filter with glass fiber filter (GF/C)
	Condition octadecyl silanized (ODS) cartridge (0.5 g)
	with 100% methanol (10 ml) and distilled water
	(10 ml)
	Add supernatant
	Wash with distilled water (10 ml) follow by 20%
	methanol (15 ml)
	Elute with 0.1% trifluoroacetic acid (TFA)-methanol
	(2 ml)
	Evaporate to dryness
١	•

Microcystin analysis (HPLC)

Mobile phase, methanol: 0.05 M phosphate buffer (pH 3) = 58 : 42 Flow rate, 1.0 ml/min ▼ Detection, UV 238 nm

Fig. 2. Schematic methods for the analysis of microcystins in algal cells.

3. 남조류 시료채취 및 독소 분석

남조류의 정량·정성 분석을 위한 시료는 100 ml, 500 ml의 폴리에틸렌 시료병에 담아 현장에서 포르말린으로 (최종부피의 5%) 고정하였다. 남조류 종 조성과 세포밀 도는 광학현미경하에서 Sedgwick-Rafter cell을 이용하여 200배로 검경하였으며, *Microcystis*의 종 분류는 Koma*rek (1991)의 분류체계에 따랐다. 남조류가 적은 시기에는 500 ml의 시료를 사이폰 (siphon)을 이용하여 농축한 후 사용하였다. 엽록소 a 농도 분석을 위해 일정 량의 시료를 GF/C filter로 여과한 후 분석 전 까지 -20 °C에서 보관하였다. 엽록소 a 농도는 100% 메탄을 (10 ml)을 넣어 24시간 냉암소에 보관하였다가, 4,000 rpm으 로 15분간 원심 분리하여 얻어진 상등액의 흡광도를 측정 하여 계산하였다 (Marker, 1972; Marker *et al.*, 1980).

수체 내 존재하는 세포에 함유된 독소(Intra-cellular microcystins) 분석을 위해 일정량의 시료를 GF/C filter 로 여과하였고, 분석 전 까지 -20°C에 보관하였다. 9월 24일과 10월 7일에 서로 인접한 4개 지점에서 플랑크톤 네트를(40μm mesh size) 이용하여 채집된 남조류 시료 는 실험실에서 새로운 용기에 옮겨져 일정시간 방치 한 후 표층에 부유한 남조류를 피펫을 이용하여 채취하여 GF/C filter로 여과한 후 독소 분석에 사용하였다. 남조 류 종의 상대적 풍부도를 조사하기 위해 농축된 시료 일부를 포르말린으로(최종부피의 10%) 고정하였다.

독소 분석은 Harada *et al.* (1988)이 제안한 방법에 따 라 *Microcystis*속의 종들이 일반적으로 많이 생성하고 있 는 microcystin -RR (MC-RR), -YR (MC-YR), -LR (MC -LR)만을 분석하였다. ODS cartridge로 부터의 독소 용 리는 Tsuji *et al.* (1994)이 제시한 0.1% TFA-methanol 을 사용하였으며 (Fig. 2), 독소농도는 시료의 peak 면적 을 standards (MC-RR, -YR, -LR)에서 나타난 면적으 로 작성된 검량선으로 정량하였다.

결과 및 고찰

1. 남조류 우점종과 독소생성과의 관계

조사기간 동안 Suwa호 수문(st. 1)과 하천내 각 지점 에서 나타난 남조류 중 우점종의 계절적 변화는 동일하 였다(Fig. 3; 하천에서의 우점종 변화는 제시하지 않음). 6월부터 8월 중순까지는 *M. ichthyoblabe*가 우점종으로 나타났고 이외 *M. wesenbergii, M. viridis, Anabaena* spp.도 관찰되었으며, 강한 독소를 생성하는 것으로 알 려진 *M. aeruginosa*(Vezie *et al.*, 1997)도 7월 15일에 조 사되었다. 8월부터 우점종으로 나타난 *M. viridis*는 10월 까지 우점하였고 7월에 우점하였던 *M. ichthyoblabe*는 10월에 관찰되지 않았다. 조사기간 동안 Tenryu River 내 각 조사지점에서의 엽록소 a 농도는 남조류 세포밀 도와 양의 관계를 나타냈다(r²=0.72; n=41; P<0.001).

남조류 독소가 처음 검출된 시기는 7월이며 본 연구 기간 동안 각 조사지점에서 검출된 독소의 함량은 엽록 소 a 농도와 양의 관계를 가졌다 (r² = 0.78; n = 50; P < 0.001). 하천내 각 지점에서 검출된 3가지 독소의 정성 적인 변화는 지점 1에서의 결과와 마찬가지로 우점종에 따라 계절적인 변화를 나타냈다(Fig. 4). 남조류의 빠른 성장이 일어난 7월에는 7월 25일을 제외하고는 MC-RR과 MC-LR만이 검출되었고, 8월에는 3가지 독소 모 두 검출되었으며 비교적 MC-LR의 농도가 높았다. 9월 에는 조사기간 중 가장 높은 독소 분포와 함께 3가지 독소 모두 검출되었고, MC-RR과 MC-LR의 농도가 비 교적 높게 검출되었다. 9월의 높은 독소 농도는 수온이 낮아진 9월말에 남조류 개체수와 함께 빠르게 감소하였 으며, 한 시기를 제외하고는 3가지 독소가 모두 검출된 10월에는 비교적 낮은 독소가 검출되었다. 6월부터 7월 까지, 그리고 8월 이후에 우점종으로 나타난 M. ichthyo-



Fig. 3. Species composition of cyanobacteria and temperature at the site 1 from May to October, 1998. *M.i, M.a, M.v, M.w* and *A.*spp denotes *Microcystis ichthyoblabe, Microcystis aeruginosa, Microcystis viridis, Microcystis wesenbergii* and *Anabaena* spp, respectively. Others include unidentified picoplanktonic unicellular algae.





blabe와 M. viridis는 M. aeruginosa 보다는 적은 양이지 만 MC-RR, MC-YR, MC-LR 모두를 생성할 수 있으며, M. wesenbergif는 무독소 조류로 알려져 있다(Watanabe et al., 1986; Watanabe et al., 1991; Watanabe and Harada, 1993). 8월에 새롭게 검출된 MC-YR은 독소 생성에 있어서 선택성을 가지는 M. ichthyoblabe와 M.



Fig. 5. Longitudial patterns of total cyanobacterial cell density at all studied sites from May to October, 1998.



Fig. 6. Longitudial patterns of total microcystin contents at all studied sites from May to October, 1998.

viridis사이에서 나타난 우점종의 변화와 적은 수로 존 재하고 있던 *M. aeruginosa*의 개체수 증가와 관련이 있 는 것으로 보인다. *M. aeruginosa*는 기하급수적인 성장 을 하는 동안에 MC-YR을 생성하는 종으로 알려져 있 다(Watanabe *et al.*, 1989; Kaya and Watanabe,1990).

2. 하류 하천에서의 세포밀도와 독소함량의 변화

각 조사지점에서 나타난 독소의 정량적인 변화는 세 포밀도의 변화에 따라 하류로 갈수록 감소하였고, 조사 기간 동안 지점 5에서 검출된 세포 내 존재하는 총 독 소 농도 범위는 3.2~0.3 μg/l이었다 (Figs. 5, 6). 수문에 서 가장 높은 농도를 나타낸 9월 9일에는 68 km 하류 지점 (st. 9)에서도 0.5 μg/l의 농도가 검출되었다. 자연하



Fig. 7. Variations of flow rate (a), percent reduction of cell density (b) and toxin contents (c) between sites 2 and 5 from June to October, 1998. D and T indicate calculated percent reduction by dilution and total percent reduction between site 2 and site 5 respectively.

천에서 나타난 하류지점 (st. 6)에서의 세포밀도와 독소 함량의 감소와는 달리 인공수로에서 나타난 독소 농도 는 비슷한 체류시간을 가지는 자연하천 내 지점 (st. 4) 과 비교할 때 항상 높았을 뿐만 아니라, 인공수로의 유 입구 지점 (st. 2)과 비교해도 큰 차이가 없었다. 이러한 결과는 인공수로의 경우 자연하천과 달리 유입수에 의 한 희석효과가 없었기 때문인 것으로 사료된다.

본 연구대상 하천에서 하류지점에서 나타난 세포밀도 와 독소함량의 감소에 대한 가장 큰 요인은 희석에 의 한 것으로 조사되었다. 지점 2와 5사이에서 세포밀도와 독소함량의 총 감소율은 각각 73%와 66%로 계산되었 고, 희석에 의한 감소율이 각각 61%와 61%로 계산되었 다 (Fig. 7). 그러나, 희석에 의한 독소 감소율이 총 감소 율보다 높게 나타난 8월 26일과 9월 9일의 자료를 제외 하면 독소농도의 총 감소율은 72%이고 희석에 의한 감 소율은 57%로 세포밀도의 변화와 비슷한 경향을 나타 낸다. 지점 2와 5 사이에서 조사된 세포밀도와 독소 농 도의 총감소율 중 희석에 의한 감소율을 제외하면 다른 요인에 의한 세포밀도와 독소 농도의 감소율은 각각 12%와 15%로, 상대적으로 낮다. 이러한 결과는 부영양 호수에서 발생한 남조류 독소가 희석수로서의 역할을 하는 유입지천이 없는 하천으로 유입되는 경우에 호수 로 부터 먼 하류까지 운반되어 악영향을 미칠 수 있음 을 의미한다.

하류 지점에서 나타난 세포밀도와 독소함량의 감소는 희석 외에도,물의 움직임에 의해 하천의 하상을 이루고 있는 모래나 자갈 사이를 통과함으로서 여과되는 정화 기 작이나 박테리아에 의한 남조류 분해, 동물플랑크톤의 섭 식 등을 들 수 있다. 남조류를 분해할 수 있는 박테리아의 서식환경에 대한 많은 연구들에서 남조류가 빈번하게 발 생하는 수계에 비교적 남조류를 분해할 수 있는 박테리아 가 공존하는 것으로 조사되고 있으며 (Swanson and Bachmann, 1976; Descy and Mouvet, 1984; Yamamoto and Suzuki, 1990; Block et al., 1992; Yamamoto et al., 1993; Rapala et al., 1994), 본 연구대상 하천에서도 이러 한 박테리아의 서식이 보고 된 바 있다(山本 et al., 1988). 포식자의 섭식활동 또한 환경에 따라 남조류 세 포밀도의 중요한 감소요인이 될 수 있는데, Maciolek와 Tunzi (1968)는 상류에 캘리포니아 호수가 위치하고 있 는 하천에서 방류수를 통해 유출된 조류의 약 60%가 호수로 부터 0.4 km 떨어진 지점까지 유하되는 동안 동 물플랑크톤의 섭식에 의해 제거됨을 관찰하였다.

희석 외 다른 요인들에 의한 남조류 세포밀도와 독소 함량 변화에 대한 평가는 남조류가 유하하는 동안 독소 생성 혹은 성장활동이 없다는 가정하에, 하천내 다른 유 입 지천의 영향이 적고 비교적 근접한 거리에 위치한 지점 사이에서의 독소 농도 (µg/dry weight g)를 측정 비 교함으로서 이루어졌다. 이러한 가정은 하천에서의 남조 류 성장이 영양상태가 높고 경사가 완만하거나 혹은 유 량이 적어 체류시간이 길어진 경우에 가능하나 (Jones and Orr, 1994), 본 연구 대상 하천 (평균유속: 0/67 m/s) 과 같이 유속이 빠른 하천들은 비록 남조류 성장에 만 족스러운 영양상태를 나타낸다 하더라도 적절한 환경을 제공하기 어렵다는 선행 연구 결과들을 근거로 하였다 (Swanson and Bachmann, 1976; Søballe and Kimmel, 1987; Stevenson and White, 1995). 9월 24일에 4개 지 **Table 2.** The relative percent abundance of major *Microcystis* species and percent reduction rate (PR) of microcystin content in the dried glagl between adjacent sites. Samples were collected by net (mesh size 40 μm) at four sites in september 24 and October 7, 1998. MC, *M.v, M.w* and *M.a* denotes microcystin, *Microcystis viridis, Microcystis wesenbergii* and *Microcystis aeruginosa*, respectively. a and b indicates percent reduction between sites 1 and 2, and between 4 and 5, respectively.

Date	Site	Species composition (%)		Content per dry algal MC (µg/g)			
		M.v	M.w	M.a	RR	YR	LR
	1	76	24	0	668	153	309
	2	77	22	1	376	208	242
	^a P.R				43.7	-35.9	21.7
24 Sept.1998	4	79	21	0	616	215	275
	5	78	22	0	252	235	225
	^b P.R				59.1	-9.3	18.2
	1	70	29	0	533	107	294
	2	67	31	2	550	75	257
7 Oct. 1998	^a P.R				-3.2	29.9	12.6
	4	88	11	2	505	93	276
	5	75	25	1	396	87	205
	^b P.R				21.6	6.5	25.7

점 모두에서 독소 분석에 사용된 시료의 우점종은 M. viridis와 M. wesenbergii였다. 독소 농도는 지점 1과 지 점 2 그리고 지점 4와 지점 5사이에서 총 독소 양이 각 각 27% (304 µg/g), 36% (394 µg/g) 감소하였다 (Table 2). 분석된 3종류의 독소 중 MC-RR의 감소율은 각각 44%, 59%로 다른 것에 비해 높았던 반면, MC-YR은 하 류 지점에서 더 높은 농도로 검출되었다. MC-YR의 증 가는 독소분석에 사용된 시료 중 적은 양이나 MC-YR 생성능력이 있는 M. aeruginosa의 구성비율의 차이에 기 인된 것으로 생각된다 (Kaya and Watanabe, 1990, Table 2). 지점 1과 2에서의 감소율에 비해 지점 4와 5 사이에 서 높게 나타난 것은 유하시간의 차이로 설명될 수 있 을 것이다. 지점 4와 5가 지리적으로 수문으로부터 멀리 떨어져 있어 비록 건강한 세포가 유입되었다하더라도 유하되는 동안 활성이 많이 저하되었을 가능성이 높다. 10월 7일에는 지점간 총 독소의 감소율은 지점 1과 2 그리고 지점 4와 5 사이에서 각각 6% (52 µg/g), 22% (186 µg/g)로 9월에 비해 낮은 감소율을 나타냈다. 지점 1과 2 사이에서 MC-YR이 각각 30%로 높은 감소율을 나타냈고, 지점 4와 5에서는 MC-LR과 -RR의 감소율 이 각각 26%와 22%로 높았다.

9월과 10월에 나타난 근접 지점간의 독소 감소율의 변화는 Suwa호에서 발생한 남조류 세포의 생리적인 상 태와 관련이 있을 수 있다. 호수에서 수온의 감소와 함 께 개체수가 급격히 감소하였던 9월말은 bloom이 소멸 하는 시기로 10월에 비해 남조류 세포로부터 빠르게 독 소가 수체로 용출되는 분해단계의 세포가 많이 포함되 어 있었을 가능성이 있다 (Watanabe *et al.*, 1994; Park *et al.*, 1996) (Fig. 3). 따라서, 9월에 채집된 남조류는 하천 으로 떠내려가는 동안 쉽게 독소를 세포로부터 수중으 로 용출했을 가능성이 크고, 그로 인해 독소의 감소율이 10월에 비해 높았던 것으로 판단된다.

적 요

남조류 물꽃현상이 나타나는 일본의 Suwa호에서 방 류수를 통해 하류하천 (Tenryu강과 Nishitenryu 수로)으 로 유출된 남조류세포와 남조류 독소 (microcystin-LR, -RR, YR)의 유하과정에서의 변동을 1998년 5월부터 10 월까지 조사하였다. 하천 내 모든 지점에서 식물플랑크 톤 종조성은 상류의 호수와 일치하였다. 6월과 7월에 우 점한 남조류는 M. ichthyoblabe였고, 8월부터 증가한 M. viridis는 10월까지 우점종이었다. Microcystin은 남조류 의 현존량이 증가한 7월부터 검출되기 시작하여 남조류 세포밀도의 계절변동에 따라 농도가 변동하였으며, 3종 류 microcystin의 조성변화는 남조류 종조성과 관련이 있었다. Microcystis. ichthyoblabe가 우점한 7월에는 MC-RR과 -LR만이 검출된 반면, M. viridis가 우점한 8 월 부터 10월까지는 3종류의 microcystin이 모두 검출 되었다. Microcystin은 호수로부터 32 km 떨어진 하류 지점에서도 3.2~0.3 µg/l의 농도로 검출되었다. Tenryu 강 지점 2와 지점 5사이의 29km 구간(유하시간 11시 간)에서 세포밀도와 microcystin 농도의 감소율은 각각 73%, 72%이었고, 희석에 의한 세포밀도와 microcystin 농도의 감소율이 각각 61%와 57%로서 감소요인의 대 부분을 차지하였다. 인공수로에서는 자연하천보다 남조 류 세포와 독소의 제거율이 더 낮았다. 이러한 결과들은 남조류가 번성한 부영양호의 하류하천에서는 먼 거리까 지 남조류의 독소가 전달되어 공중보건에 위해성을 줄 수 있음을 보여 주고 있다.

인 용 문 헌

김범철, 김은경, 표동진, 박호동, 허우명. 1995. 국내 호수에서 의 남조류 독소발생, 한국수질보전학회지 11: 231-237.

- 김범철, 김호섭, 박호동, 최광순, 박종근. 1999. 국내 호수에서 발생한 남조류의 microcystin 함량과 독성평가, 한국육수 학회지 **32**: 288-294.
- 山本鎔子,林秀剛,管野徳彦. 1988. 汚染水域における溶藻性 微生物の季節變動. 日本微生物生態學會報 2:45-51.
- Block, J.C., L. Mathieu, P. Servias, D. Fontveille and P. Werner. 1992. Indigenous bacterial inocula for measuring the biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in waters. *Wat. Res.* 26: 481–486.
- Codd, G.A. and G.K. Poon. 1988. Cyanobacterial toxins. p. 283-296. *In*: Biochemistry of the algae and cyanobacteria (L.J. Rogers and J.R. Gallon eds.). Clarendon Press, Oxford.
- Dawson, R.M. 1998. The toxicology of microcystins. *Toxicon.* **36**: 953-962.
- Demott, W.R. 1991. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of Daphnia. *Limnol. Oceanogr.* **36**: 1346– 1357.
- Descy, J.P. and C. Mouvet. 1984. Impact of the Tihange nuclear power plant on the periphyton and the phytoplankton of the Meuse river (Belgium). *Hydrobiol.* **119**: 119-128.
- Eriksson, J.E., J.A.O. Meriluoto and T. Lindholm. 1989. Accumulation of a peptide toxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* in the freshwater mussel *Anadonta cygnea. Hydrobiol.* **183**: 211–216.
- Harada, K-I., K. Matsuura, M. Suzuki, H. Oka, M.F.
 Watanabe, S. Osishi, A.M. Dahlem, V.R. Beasley and
 W.W. Carmichael. 1988. Chemical analysis of toxic peptides produced by cyanobacteria. *J. Chromatogr.* 448: 275-283.
- Hashimoto, S. and A. Otsuki. 1995. Natural occurrence of phycoerythrocyanin-like pigment in cyanobacterial blooming samples dominated by *Microcystis* in Lake Kasumigaura. *J. Plankton Res.* **17**: 907-917.
- Jones, G.J. and P.T. Orr. 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* blooms in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Wat. Res.* 28: 871–876.
- Kaya, K. and M.M. Watanabe. 1990. Microcystin composition of an axenic clonal strain *Microcystis viridis* and *Microcystis viridis*-containing waterblooms in japanese freshwaters. J. applied phycol. 2: 173–178.
- Koma*rek, 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.

- Kotak, B.G., R.W. Zurawell, E.E. Prepas and C.F.B. Holmes. 1996. Microcystin-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1974–1985.
- Kurasawa, H., M. Yamamoto, T. Sugimoto, K. Aoyama and Y. Isobe. 1981. Biotic communities of river Tenryu and channel river Nishitenryu for the past twenty years. 文 部省「環境科學」特別研究. L. Suwa 集水域生態系研究報 告 7: 101-113.
- Lindholm, T., J.E. Eriksson and J.A. Meriluoto. 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems-examples from a eutrophic lake on Aland, south west Finland. *Wat. Res.* 23: 481-486.
- Maciolek, J.A. and M.G. Tunzi. 1968. Microseston dynamics in a simple Sierra Nevada lake streem system. *Ecol.* 49: 60–75.
- Marker, A.F.H. 1972. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. *Freshwat. Biol.* **2**: 361–385.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, I. Rai and B. Riemann. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **14**: 91– 106.
- Nishiwaki-Matsushima, R., S. Nishiwaki, T. Ohta, S. Yoshizawa, M. Suganuma, K.-I. Harada, M. F. Watanabe and H. Fujiki. 1991. Structure-function relationships of microcystins, liver tumor promoters, in thteraction with protein phosphatase. *Jpn. J. Cancer Res.* **82**: 993– 996.
- Park, H.D., C. Iwami, M.F. Watanabe, K.-I. Harada, T. Okino and H. Hayashi. 1996. Seasonal changes of Toxic *Microcystis* and Microcystin in Lake Suwa, Japan. Harmful and toxic algal blooms (Yasumoto, T., Y. Oshima, and Y. Fukuyo eds.). Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Park, H.D., B. Kim, E. Kim and T. Okino. 1998a. Hepatotoxic microcystins and neurotoxic anatoxin-a in cyanobacterial blooms from Korean Lakes. *Environ. Toxicol. Wat. Qual.* 13: 225-234.
- Park, H.D., C. Iwami, M.F. Watanabe, K.-I. Harada, T. Okino and H. Hayashi. 1998b. Temporal variabilities of the concentration on intra and extracellular microcystin and toxic *Microcystis* species in a hydrotrophic lake, Lake Suwa, Japan. *Environ. Toxicol. Wat. Qual.* 13: 61 -72.
- Persson, P.E. 1982. Muddy odour: a problem associated with extreme eutrophication. *Hydrobiol.* **86**: 161–164.
- Pouria, S., A de Andrade, R.L. Cavalcanti, V.T.S. Barreto,

C.J. Ward, W. Preiser, G.K. Poon, G.H. Neild and G.A. Cood. 1998. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The lancet.* **352**: 21–26.

- Rapala, J., K. Lahti, K. Sivonen and S. I. Niemela. 1994. Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. *Letters in Appli. Microbiol.* **19**: 423-428.
- Robert, R., F.S. Soong, J. Fitzgerald, L. Turczynowicz, O. E. Saadi, D. Roder, T. Maynard and I. Falconer. 1993.
 Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae).
 Univ. Adelaide. South Austalia.
- Smith, B.A.D. and J.J. Gilbert. 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Microcystis aerugino*sa. Arch. Hydrobiol. **132**: 309–336.
- Stevenson, R.J. and K.D. White. 1995. A comparison of natural and human determination of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. *Hydrobiol.* 297: 201–216.
- Swanson, C.D. and R.W. Bachmann. 1976. A model of alga l exports in some Iowa streams. *Ecol.* **57**: 1076–1080.
- Søballe, D.M. and B.L. Kimmel. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton aboundance in rivers, lakes, and impoundments (reservoir). *Ecol.* **68**: 1943-1954.
- Tsuji, K., S. Naito, F. Kondo, M.F. Watanabe, S. Suzuki, H. Nakazawa, M. Suzuki, T. Shimada and K.-I. Harada. 1994. A clean-up method for analysis of Trace amounts of microcystins in lake water. *Toxi.* 32: 1251–1259.
- Ueno, Y., S. Nagata, T. Tsutsumi, A. Hasegawa, M. F. Watanabe, H.-D. Park, G.-C. Chen, G. Chen and S.-Z. Yu. 1996. Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinog.* 17: 1317– 1321.
- Visser, P.M., B.W. Ibelings, B.V.D. Veer, J. Koedoods and A.L.R. Mur. 1996. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Fresh.wat. Biol.* 36: 435-450.
- Watanabe, M. F., S. Oishi, Y. Watanabe and M. Watanabe. 1986. Strong probability of lethal toxicity in the bluegreen alga *Microcystis* viridis lemmermann. *J. Phycol.* 22: 552–556.
- Watanabe, M.F., K.-I. Harada, K. Matsuura, M. Watanabe and M. Suzuki. 1989. Heptapeptide toxin production during the batch culture of two *Microcystis* species (cyanobacteria). *J. Applied Phycol.* 1: 161–165.

- Watanabe, M.F., M. Watanabe, T. Kato, K.-I. Harada and M. Suzuki. 1991. Composition of cyclic peptide toxins among strains of *Microcystis aeruginosa* (blue-green algae, cyanobacteria). *Bot. Mag. Tokyo.* **104**: 49–57.
- Watanabe, M.F., K. Kaya and N. Takamura. 1992. Fate of the toxic cyclic heptapeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (cyanobacteria) in a hypertrophic lake. J. Phycol. 28: 761–767.
- Watanabe, M.F. and K.-I. Harada. 1993. Toxic water bloom of blue-green algae: Biological and chemical charactereristics. *Jpn. J. Limnol.* **54**: 225–243.
- Watanabe, M.F., H.-D. Park and M. Watanabe. 1994.

Compositions *Microcystis* species and Hepatapeptide toxins. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **25**: 2226–2229.

- Yamamoto, Y. and K. Suzuki. 1990. Distribution and algal -lysing activity of fruiting myxobacteria in lake Suwa. *J. phycol.* **26**: 457-462.
- Yamamoto, Y., S. Niizuma, N. Kuroda and M. Sakamoto. 1993. Occurrence of heterotrophic bacteria causing lysis of cyanobacteria in a eutrophic lake. *Jpn. J. phycol.* **41**: 215–220.

(Received 8 Jan. 2001, Manuscript accepted 3 Mar. 2001)