

공산호에서 수화발생동안 *Microcystis aeruginosa* 수직분포의 변동

김 한 순* · 문 주 환

(경북대학교 생물학과, 대구 702-701)

Diurnal Changes of Vertical Distribution of *Microcystis aeruginosa* during the Water Bloom in Kongsan Reservoir. Kim, Han Soon* and Chu Whan Moon (Dept. of Biology, Kyungpook National University, Taegu 702-701)

Diurnal vertical distribution of phytoplankton and physico-chemical characteristics were studied in Kongsan reservoir during summer 1996, when a dense algal bloom, consisting mostly of *Microcystis*, developed. The maximum biomass was observed near the surface layer, where *Microcystis aeruginosa* dominated and declined gradually with depth. The dense population of blue-green alga *M. aeruginosa* accumulated near the surface layer during the early morning and evening, but abruptly decreased after sunrise. The most of biomass was distributed above 5 m of the water column and diurnal changes of biomass clearly appeared at the surface but was not showed upward and downward migration. The results of this study suggest that diurnal variation of biomass at the surface layer was affected by horizontal migration with wind.

Key words : Kongsan Reservoir, *Microcystis aeruginosa*, Vertical distribution

서 론

인간의 생산활동의 증가는 호소에 과도한 영양염 유입을 초래하여 급속한 호소의 부영양화를 야기시키고 있다. 호소의 부영양화는 식물플랑크톤의 종 조성의 변화뿐 아니라 수질오염의 상징으로 인식되고 있는 수화 형성 (water bloom)을 유도하여 여러 가지 사회문제를 일으키고 있다. 부영양화의 가장 현저한 결과 중 남조류의 수화발생은 온대지역 호소에서 여름과 가을에 영양염 유입의 증가와 물리화학적 요인 특히 수온 상승 및 높은 광 강도의 상승작용에 의해 매년 비슷한 시기에 계속적으로 나타나고 있다 (Goldman and Horne, 1983; Wetzel, 1983; Reynolds, 1984; Horne and Goldman, 1994). 수화를 형성하는 남조류는 어류를 포함한 수계내

의 다른 생물뿐 아니라 그 물을 이용하는 가축에도 직접적인 피해를 일으키는 독성물질을 분비하고 (Collins, 1978; Lampert, 1982; Fulton and Paerl, 1987; Lawton and Codd, 1991), 정수장의 여과 장애와 불쾌한 맛과 냄새를 유발하여 정수비용을 증가시키고 (Carmichael and Gorham, 1981; Persson, 1982; Watanabe *et al.*, 1986; Hayes and Burch, 1989) 레크레이션 장소로서의 가치를 저하시키는 등 경제적 손실을 야기시키고 있다.

이와 같은 수화발생의 폐해를 줄이기 위해 수화발생의 원인 규명과 억제대책 수립을 위한 폭넓은 연구 (Reynolds, 1973; Reynolds and Walsby, 1975; Fallon and Broock, 1979; Imamura, 1981; Yoshida *et al.*, 1983; Prygiel and Leitao 1994)를 통해 남조류의 증식 특성에 대한 많은 지식을 축적하게 되었으나 아직 수화 발생의 mechanism 자체를 규명하지 못하고 있다. 대부분의 부

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

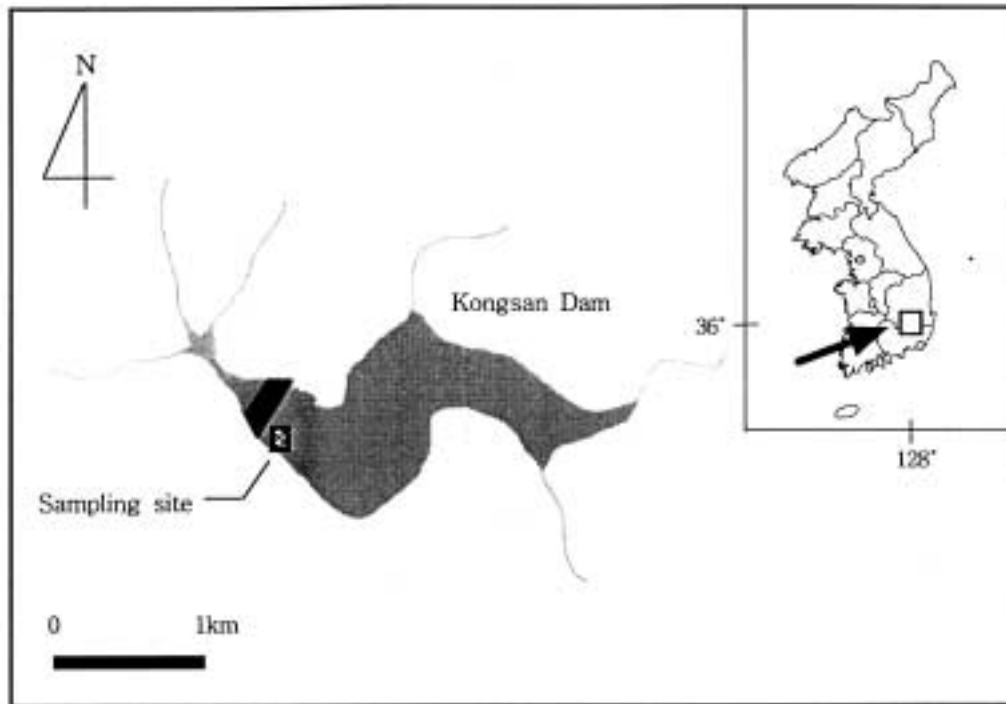


Fig. 1. A map showing the sampling site in Kongsan Reservoir.

유성 남조류는 gas vesicle을 가지고 있고, 부력을 조절하여 성장에 유리한 수층으로 수직운동을 하는 것으로 알려져 있다(Okino, 1973; Reynolds and Walsby, 1975; Konopka *et al.*, 1978; Sirenko and Kokyrtsa, 1981; Walsby *et al.*, 1995; Klemer *et al.*, 1996). 부유성 남조류의 수직 이동은 호소의 물리적 환경조건, 광 조건, 수체 혼합의 특성 등에 의존하고 있고, 조류종에 따라 다른 분포 특성을 나타내는 것으로 밝혀지고 있으나(Reynolds and Walsby, 1975; Reynolds, 1984; Mur and Schreurs, 1995) 수직 운동 pattern에 대한 반응이 완전히 규명되지 않고 있다.

최근 들어 여름부터 가을에 걸쳐 우리나라의 대부분의 인공 댐에서 남조류에 의한 수화현상이 빈번하게 발생하고 있으며(김 등, 1997; 오 등, 1997; 김 등, 1998; 조와 신, 1998) 이와 같은 남조류 bloom의 발생을 어떻게 억제하여 수질을 보전하는가는 부영양화된 정체성 담수역에 공통적으로 나타나는 전국적인 과제이다.

대구시의 상수원으로 이용하기 위해 1982년에 건설된 공산댐은 상류의 많은 농경지와 민가, 수많은 관광객이 찾고 있는 동화사, 파계사 및 갯바위 지역의 집단 상업 시설지구에서 배출되는 생활하수에 의한 많은 영양염의 유입으로 급속히 부영양화되고 있으며, 최근 들어 매년 하절기에 *Microcystis*속에 의한 수화가 발생하고 있다.

따라서 공산댐에서 남조류의 bloom 발생시 이화학적 요인과 영양염류 및 식물플랑크톤의 수직분포 특성을 파악하는 것은 취수 수질을 조절하여 수자원의 효율적 관리에 기여할 수 있을 것으로 사료된다.

재료 및 방법

1. 공산댐의 지리적 개황

대구광역시 동구에 위치한 공산댐은 팔공산에서 발원되어 공산1동(약 56.4 km²) 전 지역을 거쳐 금호강으로 유입되는 동화천의 중류에 위치한다(Fig. 1). 이 지역의 년 평균기온은 13.9°C(최고 39.2°C, 최저 -8.9°C)이며 연평균 강수량은 1015 mm이다.

공산댐의 유역면적은 60.1 km²이고 최대저수량은 5,465,000 m³이며 1982년에 건설되어 현재 대구광역시의 상수원으로 이용되고 있다(대구광역시, 1996).

댐 상류에는 많은 농경지와 5,000명 이상의 상주인구가 거주하고 있고, 팔공산 지역은 대구시민의 대표적인 휴식공간으로 활용되고 있을 뿐 아니라 동화사와 갯바위는 전국적인 관광명소로서 수많은 관광객이 찾고 있다.

2. 연구방법

시료의 채집은 *Microcystis*에 의한 수화가 발생한

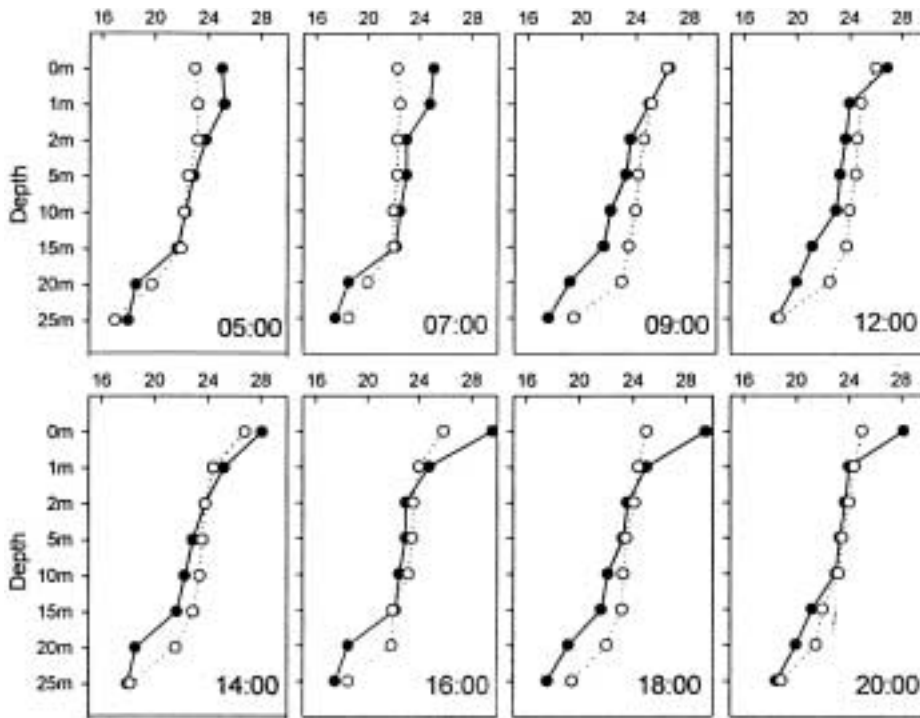


Fig. 2. Vertical distribution of water temperature ($^{\circ}\text{C}$) during the experiment.
 —●— : 8/12, ...○... : 8/19

1996년 8월 12일과 8월 19일 오전 5시, 7시, 9시, 정오, 오후 2시, 4시, 6시 및 8시에 표층과 수심 1, 2, 5, 10, 15, 20 그리고 25 m에서 Van-Dorn 채수기로 채집하였다.

수질분석 시료는 ice box에 담아 실험실로 운반하여 냉장보관 하였으며, 총인과 질소농도는 Standard method (APHA, 1992)에 따라 Persulphate oxidation method와 Potassium peroxodisulfide oxidation method로 각각 측정하였다. 식물플랑크톤의 현존량은 현장에서 Acid Lugol Solution으로 고정한 시료를 Sedgwick-Rafter Chamber에 넣어 도립현미경으로 검경한 세포수와 50~500 ml의 시료를 Whatman GF/C filter로 여과하여 Trichromatic method (Jeffery and Humphrey, 1975)로 측정된 Chlorophyll *a* 농도를 이용하였다. 수온 및 용존 산소는 DO meter YSI58로 측정하였고, 전기전도도와 pH는 각각 MP120 pH meter와 WTW-LF91 EC meter로 현장에서 측정하였다.

결 과

1. 이화학적 요인

8월 12일의 수온은 표층에서 25~29.6 $^{\circ}\text{C}$ 의 범위로 나타났고, 수심 25 m에서는 17.5~18.5 $^{\circ}\text{C}$ 로 나타났으며, 8

월 19일에는 표층에서 22.3~26.8 $^{\circ}\text{C}$ 의 범위로, 수심 25 m에서는 16~18 $^{\circ}\text{C}$ 의 범위를 나타내었다. 12일 아침에 수심 1~2 m 사이에서 약한 성층과 낮 동안에 표층과 수심 1 m 사이에 성층을 형성하는 것으로 나타났으나 19일에는 뚜렷한 성층은 형성되지 않은 것으로 나타났다(Fig. 2).

용존 산소의 농도는 8월 12일의 경우 표층에서 오전 5시에 7.03 mg/l로 가장 낮았으며 오후로 갈수록 점차 증가하여 오후 6시에 가장 높은 8.63 mg/l을 나타내었다. 8월 19일에는 오전 9시에 가장 낮은 8.34 mg/l에서 오후 6시에 최고값인 11 mg/l 범위로 나타났다. 양일 공히 표층의 용존 산소는 오후 6시까지의 점차 증가하였고, 일몰 직후에는 감소하였으며 수심별 용존 산소는 저층으로 갈수록 감소하는 경향을 나타내었다(Fig. 3).

pH는 8월 12일의 경우 표층에서 8.15~9.39의 범위로 상당히 높게 나타났고 저층으로 내려갈수록 점차 감소하여 수심 25 m에서는 6.67~6.88의 범위로 나타났다. 8월 19일의 경우에도 표층에서 8.75~9.69의 범위로 가장 높게 나타났으며 저층으로 내려갈수록 감소하는 것으로 나타났다(Fig. 4).

총 인의 농도는 8월 12일의 경우, 표층에서 0.023에서 0.206 mg/l의 농도를 나타냈고 전체적으로 수심에 따른

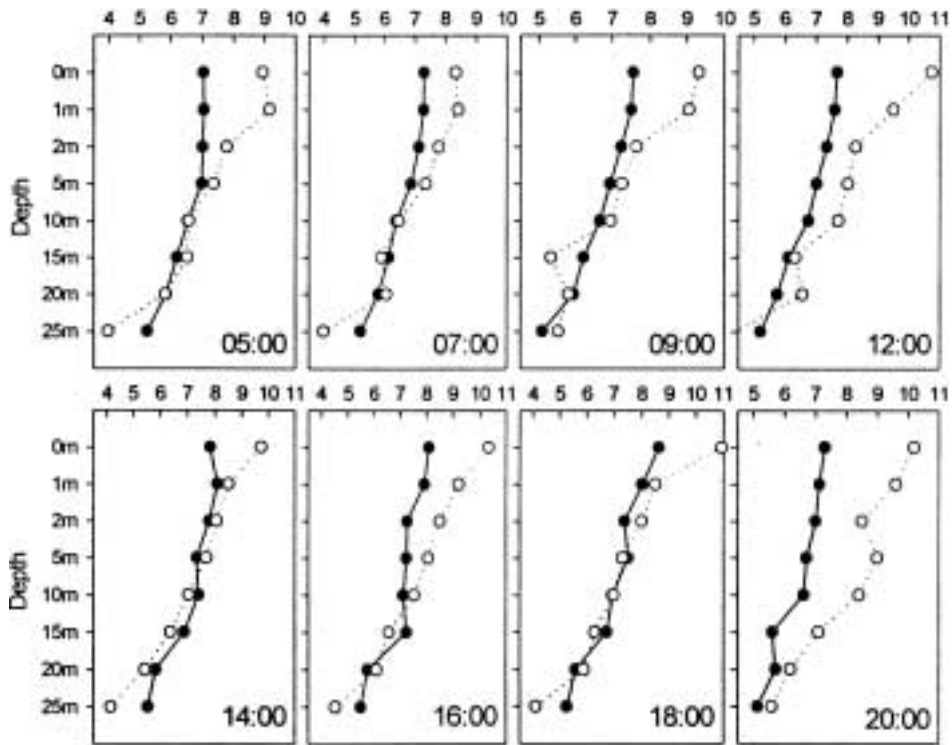


Fig. 3. Vertical distribution of dissolved oxygen (mg/l) during the experiment.

—●— : 8/12, ···○··· : 8/19

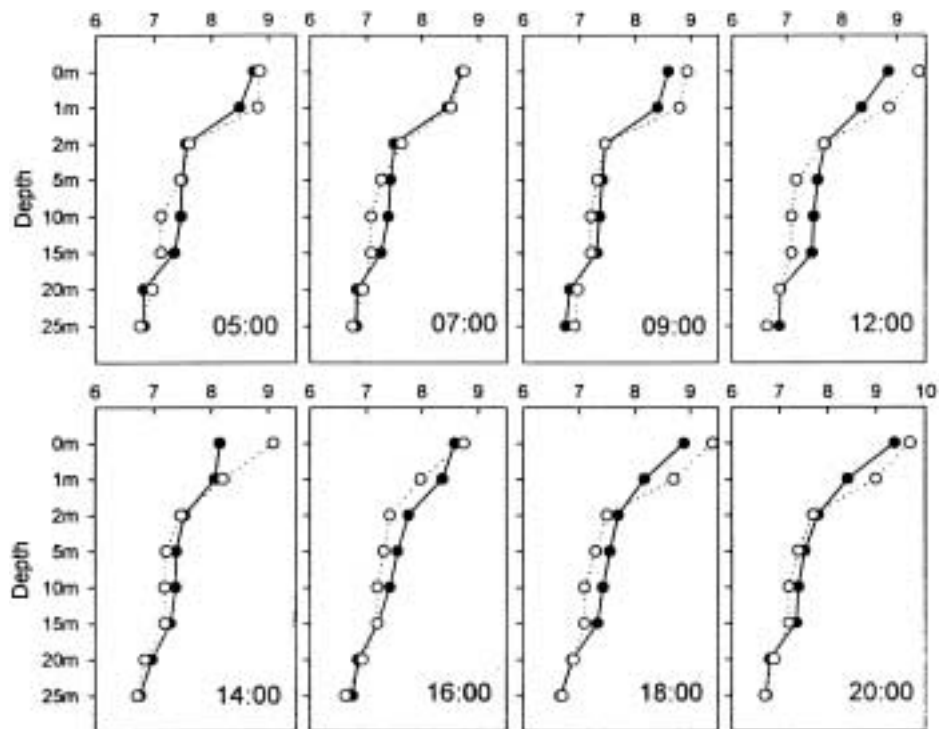


Fig. 4. Vertical distribution of pH during the experiment.

—●— : 8/12, ···○··· : 8/19

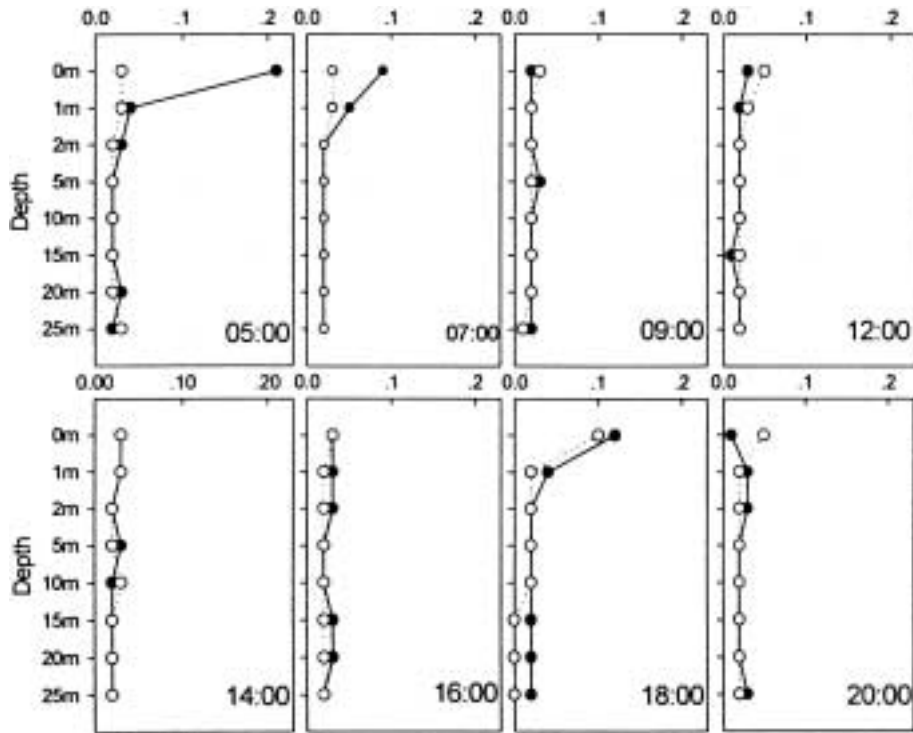


Fig. 5. Vertical distribution of total phosphorus (mg/l) during the experiment.
 —●— : 8/12, -○- : 8/19

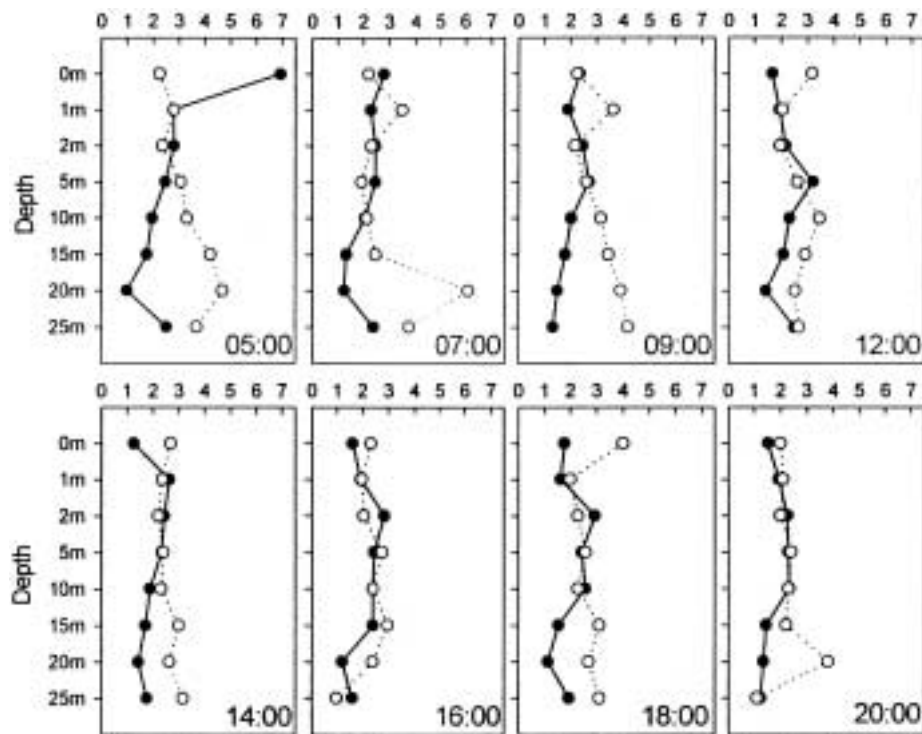


Fig. 6. Vertical distribution of total nitrogen (mg/l) during the experiment.
 —●— : 8/12, -○- : 8/19

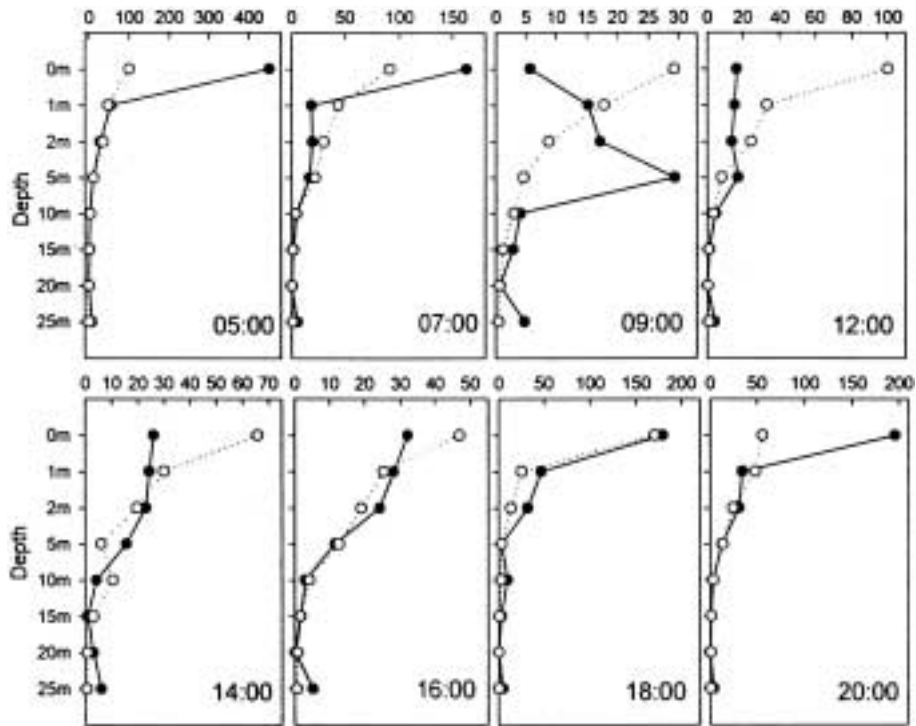


Fig. 7. Vertical profiles of Chlorophyll *a* concentration ($\mu\text{g/l}$) during the experiment.

—●— : 8/12, ···○··· : 8/19

차이가 거의 나타나지 않았다. 8월 19일에는 전반적으로 총 인의 농도가 낮아서 0.029 mg/l에서 0.095 mg/l의 분포를 보였다 (Fig. 5).

총 질소는 8월 12일에는 표층에서 오전 5시에 6.939 mg/l로 가장 높게 나타났고 그 이후 점차 감소하여 오후 2시에 최소값인 1.263 mg/l로 나타났으며, 8월 19일에는 표층에서 1.969에서 3.995 mg/l의 변동을 나타났고, 수심별로는 전반적으로 저층에서 다소 높게 나타났다 (Fig. 6).

2. 식물플랑크톤의 수직분포

공산댐의 식물플랑크톤은 세포수에 의한 현존량의 95% 이상을 *Microcystis aeruginosa*가 차지하고 있으며 (김, 미발표 자료), Chlorophyll *a*는 대부분 *M. aeruginosa*에 의한 것으로 추정되었다. Chlorophyll *a* 농도에 의한 식물플랑크톤의 조사시간별 수직분포 양상은 8월 12일과 19일에 일부 조사시간을 제외하고 전반적으로 유사하게 나타났다 (Fig. 7). 8월 12일에는 표층에서 오전 5시에 451.3 $\mu\text{g/l}$ 로 가장 높게 나타났으며, 일출 후 9시경에 5.8 $\mu\text{g/l}$ 로 급격히 감소한 뒤 조금씩 증가하여 오후 4시경에 32.0 $\mu\text{g/l}$ 로 증가하였고 오후 6시경에 179.5 $\mu\text{g/l}$

로 급격히 증가하여 일몰 직후에는 196.1 $\mu\text{g/l}$ 의 심한 표면 축적을 나타내었다. 모든 조사시간에 저층으로 갈수록 현존량은 점차 감소하는 경향을 나타내었다. 8월 19일에는 12일보다 총 현존량이 상당히 감소하였고, 표층의 현존량은 오전 9시에 가장 낮은 29.3 $\mu\text{g/l}$ 에서 오후 6시에 최고 값인 170.8 $\mu\text{g/l}$ 의 범위로 나타났다. 일출 후에 29.3 $\mu\text{g/l}$ 로 급격하게 감소한 현존량이 정오에 100.2 $\mu\text{g/l}$ 로 증가한 뒤 4시경에 47.0 $\mu\text{g/l}$ 로 감소하였으며 오후 6시에 170.8 $\mu\text{g/l}$ 로 급격한 증가하고 일몰 직후에 55.8 $\mu\text{g/l}$ 로 다시 급격히 감소하는 시간에 따른 변이가 다양하게 나타났다. 12일과 19일의 시간별 식물플랑크톤 현존량의 수직분포는 저층으로 갈수록 감소하는 양상을 보였으며, 현존량의 대부분은 수심 5 m 이내의 상층부에 분포하고 것으로 나타났다. 그리고 수심 5 m에서 가장 높은 현존량을 보였던 12일 오전 9시를 제외하고 아침과 저녁동안 표층에 매우 높게 축적되었던 *M. aeruginosa*의 시간에 따른 뚜렷한 수직 이동은 나타나지 않았다.

고 찰

수화형성 남조류 수직분포의 일주기성은 여러 연구자

에 의해 밝혀져 왔으며 (Okino, 1973; Reynolds, 1975; Konopka *et al.*, 1978; Sirenko and Kokyrtsa, 1981), 남조류의 수직 이동은 호소의 물리적 환경조건, 수온, 광 강도, 수체의 혼합 특성 등에 의존하고 있고 조류종에 따라 다른 분포특성을 나타내고 있다 (Reynolds and Walsby, 1975; Konopka *et al.*, 1978; Takamura and Yasuno, 1984; Takamura and Watanabe, 1987; Paerl, 1988).

공산댐의 식물플랑크톤은 세포 수에 의한 현존량의 95% 이상을 *M. aeruginosa*가 차지하고 있으며 (김, 미발표 자료), Chlorophyll a는 대부분 *M. aeruginosa*에 의한 것으로 추정되었다. 공산댐에서 *M. aeruginosa*의 조사시간에 따른 수직분포는 8월 12일 오전 9시에 수심 5m에서 최고 값을 나타낸 것을 제외하고 모든 조사시간에 표층에서 가장 높게 분포하였으며, 수심에 따라 현존량은 점차 감소하고 현존량의 대부분은 수심 5m 이상에 분포하는 것으로 조사되었다. 8월 12일에는 이른 아침에 표층에서 심한 scum을 형성하였으나 일출 후 표층 현존량이 급격히 감소하고 수심 5m에서 높은 현존량을 나타내었으며, 정오경에는 수심 5m까지 고른 분포를 나타낸 후 저녁으로 갈수록 다시 표층에 축적되는 경향을 보였다. 반면 8월 19일에는 12일에 비해 현존량이 상당히 감소하였고 시간별 표층 현존량의 변화가 다양하게 나타났으나 공산댐에서 아침과 저녁에 표층에 축적된 *M. aeruginosa*의 수직이동의 일주기성은 거의 나타나지 않았다. Okino (1973), Reynolds (1973), Sirenko and Kokyrtsa (1981), Takamura and Yasuno (1984) 등은 *M. aeruginosa*가 밤과 이른 아침에 표층에 축적되고 낮 동안에는 중층으로 이동한다고 보고하였으며, Ganf (1974)는 George 호소의 *Microcystis* 군체가 밤과 이른 아침에 표층에 분산되고 한 낮에는 저층으로 이동한다고 보고하였다. 그리고 Okino (1973)와 Reynolds (1973)는 *M. aeruginosa*가 수온약층 아래쪽으로는 거의 이동하지 않는다고 하였으나 Takamura와 Yasuno (1984)는 얇은 Kasumigaura 호에서 *M. aeruginosa*의 많은 군체가 수온약층 아래로 이동한다고 보고하였다. 또한 오 등 (1995, 1998)은 대청호에서 *M. aeruginosa*의 수직분포는 수심 4m 내외에 한정되고 있으며, 낮 동안에 수표면에 축적되고 밤에는 표층의 아래쪽으로 이동한다고 보고하였다. 본 조사에서 나타난 공산댐에서 *M. aeruginosa*의 일 수직분포는 아침과 일몰 후에 표층에 축적되는 결과는 상기의 다른 연구자의 결과와 전반적으로 일치하고 있으나 낮 동안에도 여전히 표층에서 가장 높은 현존량이 관찰되고, 저층으로의 수직이동이 나타나지 않는 상이한 결과를 보였다.

수체의 수직적, 수평적 안정성은 bloom 개체군의 성장과 유지에 중요한 영향을 미치고 (Ganf and Horne, 1975; Reynolds and Walsby, 1975), Bloom 형성 조류의 수직 이동 pattern은 수온과 현탁물 농도와 같은 물리적 환경요인과 gas vesicle의 크기와 chlorophyll 합성 변화율 같은 세포의 내적 요인에 따라 다르다 (Okada and Aiba, 1983). 또한 대표적 수화형성 남조류인 *Microcystis*의 수직이동의 일 주기성은 수중의 *Microcystis* 농도에 따라 다르고, 농도가 높을 때 상층으로 이동하는 것으로 알려져 있으며 (Okino, 1973), 조류의 수직적 층상 분포는 바람에 의해 야기된 조류분포의 수평적 양상과 밀접히 관련되어 있다 (George and Edwards, 1976; Verhagen, 1994). 따라서 공산댐에서 *M. aeruginosa*의 수직분포와 상기 연구보고와의 차이는 호소들 사이의 물리·화학적 요인과 *Microcystis strain*의 내적 요인 및 농도차에 의해 야기될 수 있고, 공산댐에서 이른 아침과 저녁에 비해 낮 동안에 전체적인 현존량이 급격히 감소하고, 시간별로 표층 현존량의 변화가 매우 크게 나타나고 있으며, 낮 동안에 저층으로의 수직이동이 거의 관찰되지 않은 것은 바람에 의한 수평적 이동에 의한 것으로 판단해볼 수 있으나 수중폭기 장치에 의한 성층 구조의 파괴로 인한 결과인지 더 좁은 간격의 수심별 조사와 수평적 분포 조사를 해볼 필요가 있을 것으로 판단된다.

조사기간 동안 공산댐의 질소와 인 농도는 각각 0.695~6.949 mg/l, 0.015~0.206 mg/l로 부영양 상태로 나타났으며 이는 우기동안 상류로부터 유입에 의한 것으로 추정되고 (김, 미발표자료), 높은 수온과 함께 여름에 *M. aeruginosa*에 의한 bloom 형성의 주요 원인으로 기여했을 것으로 추측된다. 수온은 표층에서 23.0~29.6°C의 범위로 나타나 남조류 bloom 형성에 적절한 수온을 나타내었으며, 온대지역 호소에서 일반적으로 여름에 성층이 형성되지만 본 조사에서는 8월 12일에는 조사시간에 따라 표층과 1m, 1~2m 사이에 약한 성층이 나타났으나 19일에는 뚜렷한 성층이 형성되지 않은 것으로 나타났는데 이는 댐 규모가 작아 체류시간이 상당히 짧고 수중폭기 장치에 의해서 성층 발달이 저해된 것으로 판단된다. 용존 산소는 12일에 비해 19일에 훨씬 높게 나타났으며, 12일과 19일에 공통적으로 오전보다 기온이 더 높은 오후로 갈수록 용존 산소의 농도가 증가함을 보이고 있다. 이는 주로 19일에 가동한 인공 폭기에 의한 aeration 영향과 표층의 높은 현존량에 의한 낮 동안의 광합성 활동의 증가로 판단된다.

조사기간 동안 공산댐의 pH는 표층에서 가장 높고

저층으로 갈수록 점차 낮아졌으며, 12일과 19일에 표층의 pH는 각각 8.2~9.4, 8.8~9.9의 범위로 매우 높게 나타났는데 이 또한 우기동안 상류로부터 유입된 높은 영양염과 높은 수온 및 광조건의 상승작용으로 급속히 증식된 *M. aeruginosa*의 광합성 활동에 의한 것으로 판단된다.

적 요

*Microcystis aeruginosa*에 의한 심한 수화가 발생한 1996년 여름동안 공산호에서 식물플랑크톤의 일수직분포와 물리·화학적 요인을 조사하였다. 최대 현존량은 *M. aeruginosa*가 우점으로 나타난 표층에서 나타났으며, 수심에 따라 점차 감소하였다. *M. aeruginosa* 개체군의 높은 밀도가 이른 아침과 저녁에 표층에 축적되었으나 일몰 후에 급격히 감소하였다. 현존량의 대부분은 수심 5 m 내에 분포하였고, 현존량의 일변화가 표층에서 명확하게 나타났으나 수직이동은 나타나지 않았다. 표층에서 현존량의 일변화는 바람에 의한 수평적 이동의 결과로 추측되었다.

인 용 문 헌

- 김용재, 최재신, 김한순. 1997. 임하호의 식물플랑크톤 군집구조. 한국육수학회지 **30**: 307-324.
- 김한순, 최재신, 김용재. 1998. 가창댐의 식물플랑크톤 군집의 동태. 한국육수학회지 **31**: 337-344.
- 대구광역시. 1996. 대구광역시 통계연감, 대구광역시 동구편.
- 오광철, 오희목, 이진환, 맹주선. 1995. 대청호 식물플랑크톤의 일주성 수직이동. 한국 육수학회지 **28**: 437-446.
- 오희목, 박준홍, 윤무환, 맹주선. 1997. 대청호 수화발생시 수중 인농도와 cyanobacteria의 다중인산염 분포 관계. 한국육수학회지 **30**: 97-106.
- 오희목, 이석준, 박정호, 맹주선. 1998. 대청호 성층과피시 cyanobacteria의 수직분포 및 세포내 인의 조성. 한국육수학회지 **31**: 54-61.
- 조경계, 신재기. 1998. 낙동강 하류에서 동·하계 무기 N·P 영양염류와 식물플랑크톤의 동태. 한국육수학회지 **31**: 67-75.
- APHA, AWWA, AEF, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed., APHA, Washinton.
- Carmichael, W.W. and P.R. Gorham. 1981. The mosaic nature of toxic blooms of Cyanobacteria. In: The Water Environment: Algae Toxins and Health (W.W. Carmichael, ed.). Plenum, New York. p. 161-172.
- Collins, M. 1978. Algal toxins. *Microbiol. Rev.* **42**: 725-746.
- Fallon, R.D. and T.D. Broock. 1979. Decomposition of Blue-green algal (Cyanobacterial) blooms in lake Mendota, Wisconsin. *Applied Environmental Biol.* **37**: 820-830.
- Fulton, R.S.III and H.W. Paerl. 1987. Toxic and inhibitory effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on herbivorous zooplankton. *J. Plankton Research.* **9**: 837-855.
- Ganf, G.G. 1974. Diurnal mixing and vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (lake George Uganda). *J. Ecol.* **62**: 611-629.
- Ganf, G.G. and A.J. Horne. 1975. Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen fixation in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Freshwater Biol.* **5**: 13-39.
- George, D.G. and R.W. Edwards. 1976. The effect of wind on the distribution of chlorophyll *a* and crustacean plankton in a shallow eutrophic reservoir. *J. Appl. Eco.* **18**: 798-800.
- Goldman, C.R. and A.J. Horne. 1983. Limnology. McGraw-Hill, New York. 464 pp.
- Hayes, K.P. and M.D. Burch. 1989. Odorous compounds associated with algal blooms in South Australian waters. *Wat. Res.* **23**: 115-121.
- Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology. 2nd ed., McGraw-Hill, Inc. New York.
- Imamura, N. 1981. Studies on the water blooms in lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Verhein Limnol.* **21**: 652-658.
- Jeffery, S.W. and G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c1* and *c2* in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physi. Pflanz.* **167**: 191-194.
- Klemer, A.R., J.J. Cullen, M.T. Mageau, K.M. Hanson and R.A. Sundell. 1996. Cyanobacterial buoyancy regulation—the paradoxical roles of carbon. *J. Phycol.* **32**: 47-53.
- Konopka, A., T.D. Brock and A.E. Walsby. 1978. Buoyancy regulation by planktonic blue-green algae in lake Mendota, Wisconsin. *Arch. Hydrobiol.* **83**: 524-537.
- Lampert, W. 1982. Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Arch. Hydrobiol.* **95**: 207-220.
- Lawton, L.A. and G.A. Codd. 1991. Cyanobacterial (Blue-green algal) toxins and their significance in U.K. and European waters. *J. Inst. Wat. and Env. Manag.* **5**: 460-465.
- Mur, I.R. and H. Schreurs. 1995. light as a selective factor

- in the distribution of phytoplankton species. *Water Sci. and Technol.* **32**: 25–34.
- OECD. 1982. Eutrophication of Water Monitoring; Assessment and Control. OECD, Paris.
- Okada, M. and S. Aiba. 1983. Simulation of the water bloom (*Microcystis*). *Surv. Rep. nat. Inst. envir. Stud.* **18**: 55–69.
- Okino, T. 1973. Studies on the blooming of *Microcystis aeruginosa*. *Jap. J. Bot.* **20**: 381–402.
- Paerl, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr.* **33**: 823–847.
- Persson, P.E. 1982. Muddy odour: a problem associated with extreme eutrophication. *Hydrobiol.* **86**: 161–164.
- Prygiel, J. and M. Leitaó. 1994. Cyanophycean blooms in the reservoir of Val Joly (northern France) and their development in downstream rivers. *Hydrobiol.* **289**: 85–96.
- Reynolds, C.S. 1973. Growth and buoyance of *Microcystis aeruginosa* Kutz. emend. Elenkin in a shallow eutrophic lake. *Proc. Roy. Soc. Lond. B.* **184**: 29–50.
- Reynolds, C. S. 1978. Stratification in natural populations of blooming-forming blue-green algae. *Verh. int. Limnol.* **20**: 2285–2292.
- Reynolds, C. S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarct. Ecol.* **3**: 141–159.
- Reynolds, C.S. 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biol.* **14**: 111–142.
- Reynolds, C.S. and A.E. Walsby. 1975. Water blooms. *Biol. Rev.* **50**: 437–481.
- Sirenko, I.A. and P.N. Kokyrsta. 1981. Daily vertical migration of *Microcystis aeruginosa* and its effect on the content of nitrogenous components in the cells. *Hydrobiol. J.* **17**: 34–42.
- Takahashi, M., I. Nomura, M. Komatsu and S. Ichimura. 1981. Multi-regression analysis of *Microcystis* bloom with various environmental parameters in eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Verh. Int. Verein. Limnol.* **21**: 659–663.
- Takamura, N. and M. Yasuno. 1984. Diurnal changes in the vertical distribution of phytoplankton in hypertrophic lake Kasumigaura, Japan. *Hydrobiol.* **112**: 53–60.
- Takamura, N. and M.M. Watanabe. 1987. Seasonal changes in the biomass of four species of *Microcystis* in lake Kasumigaura. *Jap. J. Limnol.* **48**: 139–144.
- Vanderveer, B., J. Koedood and P.M. Visser. 1995. Artificial mixing – A therapy measure combating cyanobacteria in lake Nieuwe – Meer. *Water Sci. Technol.* **31**: 245–248.
- Verhagen, J.H.G. 1994. Modeling phytoplankton patchiness under the influence of wind-driven currents in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **39**: 1551–1565.
- Visser, P.M., B.W. Ibelings, B. Vanderveer, J. Koedood and I.R. Mur. 1996. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in lake Nieuwe–Meer, the Netherlands. *Freshwater Biol.* **36**: 435–450.
- Walsby, A.E., P.K. Hayes and R. Boje. 1995. The gas vesicles, buoyancy and vertical-distribution of cyanobacteria in the Baltic Sea. *European J. Phycol.* **30**: 87–94.
- Watanabe, Y., M.F. Watanabe and M. Watanabe. 1986. Strong probability of lethal toxicity in the blue-green alga *Microcystis viridis* Lemmermann. *Journal of Phycology* **22**: 552–556.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. 2nd ed. Saunders Coll. Publ., New York. 767pp.
- Yoshida, Y., K. Kawaguchi and H. Kadota. 1983. Studies on the Freshwater red tide in lake Biwa-III. *Jap. J. Limnol.* **44**: 293–297.