

东湖蓝藻水华毒性的研究

II. 季节变化及微囊藻的毒性*

何振荣 俞家禄 何家苑 张甫英 俞敏娟**

(中国科学院水生生物研究所, 武汉)

提 要

1984年至1986年间武汉东湖(包括湖边池塘)的水华有7种,即铜绿微囊藻、大型铜绿微囊藻、边缘微囊藻、水华鱼腥藻、卷曲鱼腥藻、美丽颤藻和束丝藻。经生物测定,除束丝藻未测、卷曲鱼腥藻和美丽颤藻未测出毒性外,其余4种皆为有毒水华。东湖的水华随着季节变化而有不同类型的更迭,其出现格局为:卷曲鱼腥藻、微囊藻、颤藻、微囊藻。微囊藻水华的毒性在不同季节也有较大差异,毒性最低在8—9月份,最高在12月份($LD_{50} = 24\text{mg/kg}$ 鼠重),随着温度的降低而提高。讨论了某些环境参数与微囊藻水华形成及其毒性变化的关系。此外,还用脑内注射和腹腔注射方法,研究了微囊藻毒素的毒性表现。

关键词 蓝藻水华, 毒性, 季节变化

武汉东湖是个饮用水源,但自60年代起由于富营养化的结果,浮游生物群落发生了以甲藻和硅藻为主转变为以绿藻和蓝藻为主的变化^[1],特别是80年代前后,每年都发生大量微囊藻水华及鱼腥藻水华。这些蓝藻水华不但严重污染环境,而且其中某些种类还含有毒素,使小白鼠急性中毒死亡^[2]。毒素经分离提纯、鉴定,证明是一种短肽类肝毒素^[1]。所以,研究有毒水华的发生及其毒性,对保护水源,提高水质,保障人民健康,都有直接关系。

有毒蓝藻及其毒素的研究,国外已做了不少工作^[7,8,10,15]但国内至今仍未见有较系统的报道。天然蓝藻水华及其毒性,因季节不同而表现出较大的变异性,到底主要受那种环境因素影响?目前还不清楚。有关藻类的产毒机理,亦所知甚少。本文试图通过对武汉东湖蓝藻水华的结构、出现模式、毒性变化,以及它与所在环境的关系等的研究,探索蓝藻水华的发生及产毒机理,并为水源管理提供资料。

材 料 和 方 法

材料来源 水华用25号浮游生物网从东湖或池塘不同部位捞取,一个月采样2—3

* 科学院基金课题。

** 卢孝曾副教授曾指导毒性研究并审阅本文,刘衢霞、华俐和张水元同志提供水质分析资料,在此一并致谢。
1983年2月25日收到。

次。采回的藻液用粗尼龙筛网除去漂浮杂物,置分液漏斗静置,使藻体集于上层。弃沉淀物和水层,加入 3—4 倍藻液体积的蒸馏水洗涤,再静置后弃沉淀物和清水,然后将藻液用白布或砂芯漏斗(G1 号)滤干,装进塑料管或塑料袋于低温(零下 20—40℃)保存备用。

毒性测定 用小白鼠进行生物测定,腹腔注射或脑内注射。小白鼠来自湖北医学科学院,属昆明种,一般用 20 克左右体重者。为了严格确定某种水华是否有毒,要注射多种剂量,每种剂量一般用 3 只小白鼠。注射器及针头经煮沸或高压蒸汽灭菌,样品未经灭菌处理。以生理盐水作空白对照。毒性(剂量)以每公斤鼠重所用的毒素千重毫克数表示(即 mg/kg)。

腹腔注射按常规方法进行。脑内注射时,采用 4 号小针头,注射量控制在 0.03ml 以内,进针部位在小白鼠眼睛与相对一侧耳根连线的中点位置。注射时,针不要插得太深,穿透脑部颅骨 2mm 即可。脑内注射的结果与腹腔注射的十分一致,注射用的毒素可节省 20 倍。但脑内注射在技术上较难掌握,除特殊原因,我们皆用腹腔注射。

注射液的制备 取冰冻保存的藻浆解冻,放研钵中研磨半小时,置冰箱 3 小时或过夜;如用电磁搅拌器加冰浴搅拌 3 小时亦可。此为细胞注射液,直接用作毒性测定。脑内注射需用细胞抽提液,即将冻融而得的细胞注射液离心,弃沉淀,取其上清液。微囊藻细胞经过冻融,细胞易于破裂并将毒素释于胞外。

色素组成测定 直接测定藻细胞活体吸收光谱。取初步净化的水华样品 10ml 加蒸馏水 10ml,超声处理半分钟,使样品分散为均匀的悬浮液,置 Specord UV/Vis 分光光度计做可见光扫描,计算类胡萝卜素(440nm)与藻素(618nm)的比值。

微囊藻毒株 7820 及其纯毒素由美国俄亥俄州赖特(Wright)大学的 W. W. Carmichael 博士惠赠。

结果及讨论

(一) 东湖地区蓝藻水华的种类组成及其毒性

根据我们三年的观察研究,东湖地区(包括东湖及附近水生所鱼池)有 7 种形成水华的蓝藻,即:铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*),边缘微囊藻(*Microcystis marginata*),大型铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa* var. *major*),水华鱼腥藻(*Anabaena flos-aquae*),卷曲鱼腥藻(*Anabaena circinalis*),美丽颤藻(*Oscillatoria formosa*)和束丝藻(*Aphanizomenon* sp.)。大型铜绿微囊藻和边缘微囊藻是在湖边池塘发现的,其余五种在东湖或附近池塘均可看到。硅藻(*Nitzschia* sp.)和束丝藻常混杂在微囊藻水华中,未见有以它们为主形成的水华。这些水华,除束丝藻外,我们都分别测定了它们的毒性(表 1)。

东湖湖区内发现的水华主要有 3 种,它们是鱼腥藻水华、铜绿微囊藻水华和颤藻水华。鱼腥藻水华在水面上的分布呈带状,有时长达 10 米,深度 0.8 米左右,持续半个月到一个月消失。1986 年 5 月中,当这种水华将消失前,发现群体中有不少藻丝形成孢子。铜绿微囊藻水华自 5 月中发生,一直延续至 11 月,盛时可遍及全湖。它较均匀地分布于水表层,有时由于风力影响,常在水表聚合成数厘米厚的一层蓝绿色的藻浆,时间一长,藻体

死亡分解,产生一种特有的恶臭,严重影响环境卫生。铜绿微囊藻水华,是东湖规模最大、生长时间最长的有毒水华。至于颤藻水华,它出现在 8 月份,多在东湖岸边。它是一种无毒蓝藻水华。

表 1 东湖地区水华的主要藻类及其毒性

Tab. 1 The dominant algal species and toxicity of water blooms in Donghu Lake

藻类种类 Species	采集年月和地点 Date and site of collection	注射剂量 ^a Inj. dose (mg/kg)	存活时间 Survival time (min)	LD ₅₀ (mg/kg)
卷曲鱼腥藻 (<i>A. circinalis</i>)	1985.4—5. 东湖	110 ^b	n. de.	—
水华鱼腥藻 (<i>A. flos-aquae</i>)	1986.4. 东湖	235	300	235
铜绿微囊藻 (<i>M. aeruginosa</i>)	1984.10. 东湖	31 ^b	45—90	—
	1985.5—10. 东湖	130	60	100
大形铜绿微囊藻 (<i>M. aeruginosa</i> var <i>major</i>)	1986.6—12.9号池	50	60—120	24
边缘微囊藻 (<i>M. marginata</i>)	1986.6. 12号池	170	70	—
菱形藻 (<i>Nitzschia</i> sp.)	1985.7. 东湖	580 ^b	n. de.	—
美丽颤藻 (<i>O. formosa</i>)	1986.8. 鱼池	192	n. de.	—
		533	n. de.	—

n. de. = 未死 no death
a, 按鼠重计算用量,表示为: 细胞粗提液干重毫克数/每公斤鼠重。腹腔注射。
Injection dosage is based on dry weight of cell crude extract (mg/kg) of mice. Intraperitoneal injection.
b, 用部分纯化抽提液,即将冰冻的藻浆冻融,用 50% 乙醇抽提,离心,经过滤蒸干,加 2—3ml 蒸馏水而得。
The partially purified extract has been prepared as follows: Frozen algal cell slurry was thawed and extracted with 50% ethanal, centrifuged, filtered and dried. Finally, distilled water was added to the residue to make up 2—3ml solution. It is partially purified.

表 2 几种不同来源的微囊藻的毒性比较

Tab. 2 Comparison of toxicity of *Microcystis* from various sources

来源/藻株号 Sources/Clone number	毒性 Toxicity (mg/kg)	作者 Authors
武汉东湖地区 9 号鱼池。水华	LD ₅₀ = 24.4	何振荣等, 本文 He et al., the present paper
9 号鱼池水华。室内培养	LD ₅₀ = 40.8	ditto
武汉东湖。水华	LD ₅₀ = 100	ditto
微囊藻毒株 8641, 纯培养	LD ₅₀ = 30.6	ditto
澳大利亚, 室内培养	LD ₅₀ = 80—160	Bishop et al., 1979 ^[1]
苏格兰, 7820 藻株, 纯培养	LD ₅₀ = 30—50	Codd & Carmichael, 1982 ^[9]
加拿大 NRC-1 藻株, 纯培养	LD ₁₀₀ = 40	Hughes et al., 1958 ^[12]
日本 Suwa 湖分离藻株, 室内培养	LD ₁₀₀ = 250, LD ₅₀ = 11.7	Watanabe & Oishi, 1983 ^[20]
南非 UV006 藻株, 纯培养	LD ₅₀ = 25.4	Van der Westhuizen & Eloff, 1985 ^[18]

从表 1 可知,东湖地区属于有毒的水华计有 4 种,湖区内的 2 种,即铜绿微囊藻和水

华鱼腥藻,其余2种,即大形铜绿微囊藻和边缘微囊藻,见之于附近鱼池。东湖铜绿微囊藻水华细胞注射液的 LD_{50} 为 100mg/kg , 9号鱼池的大形铜绿微囊藻水华的毒性,最高可达 24mg/kg 。不同地区报道的微囊藻毒性比较列于表2。可以看出,东湖地区的微囊藻水华的毒性是比较高的。

May^[14] 认为澳大利亚的卷曲鱼腥藻有毒,但是 Scott 等^[16]对南非的种类测定结果无毒,我们测定东湖的卷曲鱼腥藻,结果也没有毒性。

根据 Carmichael 的研究^[8],水华鱼腥藻可产生多种毒素,一种是肝毒素,其他是神经毒素,称为鱼腥藻毒素,是一种生物碱。这种水华鱼腥藻的细胞注射液的半致死剂量(LD_{50})为 0.2mg/kg ,致死时间为4—7分钟。武汉东湖的水华鱼腥藻的 LD_{50} 为 396mg/kg ,致死时间240分钟,小白鼠在死亡前没有出现神经障碍症状。所以,武汉东湖的水华鱼腥藻所含的毒素与 Carmichael 报道的可能不一样。或者它只含有肝毒素,不含神经毒素;或者它含神经毒素很低,难于检测。这有待我们进一步采样分析。

(二) 影响东湖水华发生的因素

如图1所示,东湖水华随着季节不同而有种群更迭,其出现的格局为:鱼腥藻水华-微囊藻水华-颤藻水华-微囊藻水华。这种格局,说明温度起着重要作用:鱼腥藻喜欢较低温度,微囊藻喜欢中等温度,颤藻则喜欢较高的温度;它们都按照不同季节的温度变化而兴起、衰亡。

鱼腥藻水华出现在水温 $15-18^{\circ}\text{C}$ 的4月份,三年(1984—1986)的情况都是如此。这种水华持续时间短,不超过一个月,随着水温的提高,就让位于以微囊藻为主的水华。铜绿微囊藻水华是当水温高至 20°C 左右时(5月份)发生的,除当中插进颤藻水华外,它一直生长到11月份,当水温降至 13°C 左右,便趋于消失,年内不再复发。湖边小池塘之水华生长期可延至12月份,此时池塘内水温已降至 10°C ,但微囊藻仍悬浮于全池水上层,明显可见。颤藻水华于1984和1986年均出现于8月份的高温季节(30°C 左右),也有较明确的季节性。

三年来,我们观察到东湖在不同季节出现的水华种群更迭,说明在具备藻类生长一般条件的水体,温度是影响水华发生及其结构的重要因素。

Krüger 和 Eloff^[13] 研究了温度对微囊藻生长的作用,指出铜绿微囊藻生长最适温度是在 28.8 至 30.5°C ,最低和最高界限为 10°C 和 40°C ,而且在天然水体与室内培养之间,存在较大差异。他们采用 Arrhenius 作图法,求得在比生长率的对数对温度作图的曲线中于 17.5°C 有一折点,表示在该温度时活化能有突然的降低,这与该种蓝藻在天然环境中形成水华时的水温相一致。由此可见,微囊藻水华的发生与温度有着密切的关系。

按照一般学者的观点,高的氮素含量及高的 N:P 有利于微囊藻水华发生。根据水质分析资料¹⁾(图1),1985年东湖1站(水果湖)水中总氮月平均值为 2.87ppm ,较1981年的 1.95ppm 增加了一半,此数值比美国蒙大拿州已污染(被国家环境调查署判为中度富营养化)的 Hebgen 水库1975年的含氮量(0.26ppm)高出10倍。东湖总磷含量月平均值为 0.31ppm ,这几年变动不大,但比 Hebgen 水库(0.02ppm)高出15倍。可见,东

1) 氮、磷数据引自《武汉东湖生态系统结构、功能和生物生产力的研究》(内部资料)。

湖的氮、磷含量是比较高的。

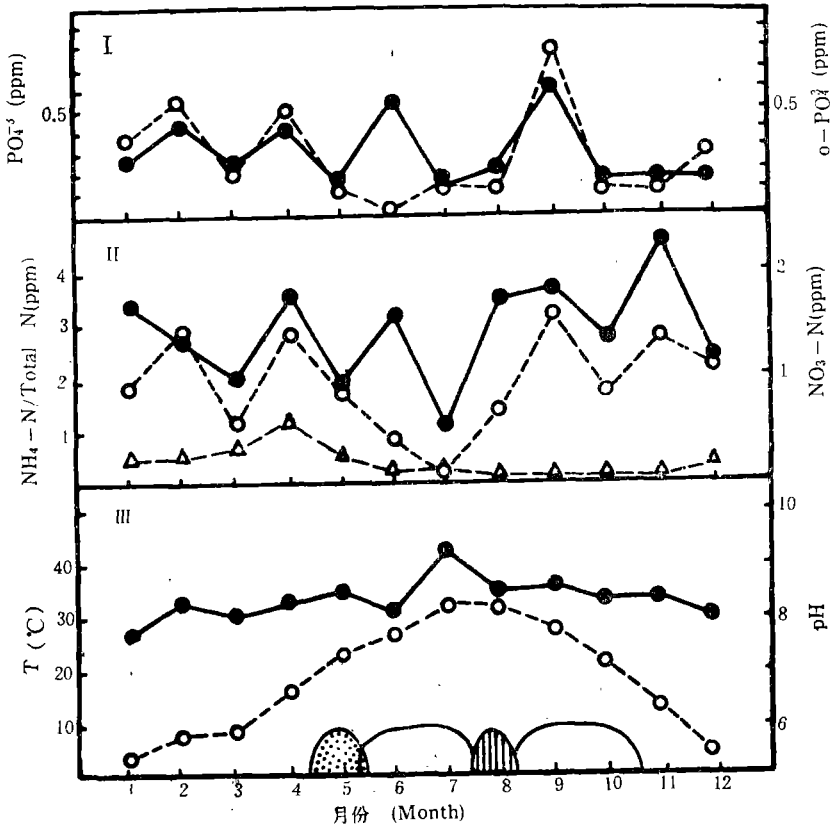


图.1 东湖水华发生与环境参数的关系

Fig. 1 The relationship between the occurrence of water blooms and environmental parameters in Donghu Lake

I. ●—● Total PO_4 , ○---○ $o-PO_4$
II. ●—● Total N, ○---○ NH_4-N , △---△ NO_3-N
III. ●—● pH ○---○ $T^{\circ}C$

水华鱼腥藻水华 铜绿微囊藻水华 美丽颤藻水华
A. flos-aquae bloom M. aeruginosa bloom O. formosa bloom

1985 年全年水质的动态变化与蓝藻水华的消长有明显的应答(图 1)。从总的趋势分析,春末至初秋蓝藻水华兴起时,总氮及总磷都有所降低,特别是铵态氮和正磷酸盐更为明显。N:P 波动在 6:1 至 23:1 的范围。铵态氮约占总氮的 1/4,它在浮游生物大量繁殖的季节被消耗后,很快又获得补充。硝态氮的补充却慢得多。由此可见东湖的铵氮有巨大的缓冲能力和广阔来源。这些条件,使东湖出现了蓝藻、特别是以微囊藻为主的水华结构。

(三) 微囊藻水华毒性的季节变化

微囊藻水华的形成有明显的季节性,而它的毒性也常常表现出季节差异。作者以东湖边的水生所 9 号鱼池作定点定量观察测定,以了解一年中微囊藻水华毒性的变化及其

与生态环境的关系。

9号鱼池靠近猪厩,是一个肥力很高的小鱼池,面积100m²。该池是所有鱼池中微囊藻水华出现频率最高、持续时间最长的鱼池。当年自6月2日出现大形铜绿微囊藻水华,至12月中消失。在这段时间内,水温变化为10—31℃,pH变化为6.8—8.9,毒性(LD₁₀₀)变化从403至32mg/kg,夏季毒性很低(7月29日的一次采样没有测到明显毒性,生物试验时小白鼠注射7小时后才死亡。)冬季毒性最高。水华生长的高峰期毒性也比较低。不同季节的毒性变化示于图2。

(四) 影响毒性变动的原因

微囊藻水华毒性季节变化的原因,一种可能是水华藻类有不同类型的更迭,另一种可能是环境条件引起的变化。我们在测定毒性的同时,也观察、测定了藻类本身的变化,发现在色素组成和生长习性方面(集群与否,胶质多少),不同季节亦有较大差异。高温季节(6至9月)微囊藻水华颜色较绿,活体可见光扫描(图3)测定,类胡萝卜素(440nm)与藻蓝素(618nm)的比值为0.2;胶质多,细胞常粘连在一起,形成较大的群体。低温季节(10至12月份)水华颜色较黄,类胡萝卜素与藻蓝素的比值为0.8;胶少,细胞分散。这也有可能是两种不同类型的藻株,尚须进一步研究。

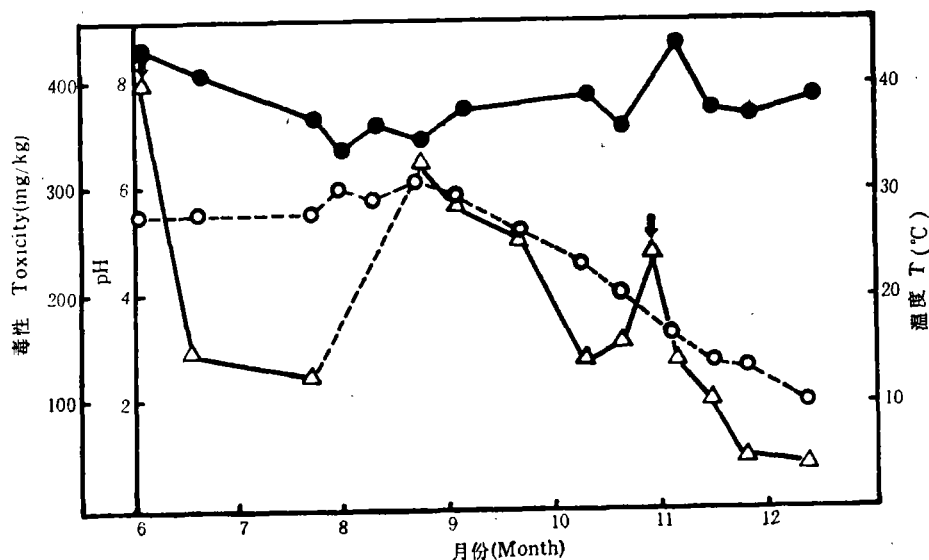


图2 9号鱼池不同季节微囊藻水华毒性变化

Fig. 2 The toxicity variation of *Microcystis* bloom during different seasons in pond No. 9

△—△ 毒性 Toxicity, ○—○ 温度 Temperature ●—● pH
箭号示水华高峰 Arrows show the peak of bloom

我们认为温度对其毒性表现有重要作用。9号鱼池的微囊藻水华,其毒性在高温季节与低温季节的差别是很大的,而且随着温度的降低而明显提高。最高的毒性(LD₁₀₀和LD₅₀分别为32和24mg/kg)是在温度低至10℃时测到的(图2)。

Watanabe 和 Oishi^[19] 在研究 Suwa 湖的微囊藻水华中,也观察到其毒性随季节而异,7月中至8月最高,每年也不一样。但据室内试验,他们认为温度对毒性的影响不大。

Gorham^[11] 进行了不同温度对毒性影响试验, 得到结果是 25℃ 最高, 30℃ 低一半, 20℃ 最低 (约为最高值的 1/5)。但 Van Der Westhuizen 和 Eloff^[18] 用铜绿微囊藻 UV-006 做的试验结果是 20℃ 毒性最高, 温度升高或降低都使毒性下降。这些资料与我们观察到的 10℃ 时毒性最高、毒性随温度降低而提高的结果有所不同。其他资料^[9,12] 则指出, 在自然环境中蓝藻水华及其毒性都有较大的变动, 目前仍未找到合理解释。

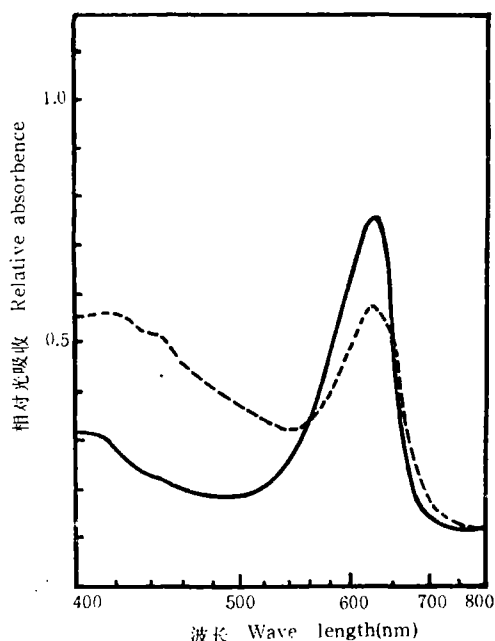


图 3 不同季节微囊藻水华细胞悬液的吸收光谱

Fig. 3 Absorption spectra of cell suspension of *Microcystis* bloom in different seasons

—9月4日采样 Sample collected on 4th September

-----11月3日采样 Sample collected on 3rd November

(五) 微囊藻毒素的作用特点

微囊藻毒素使受试动物致死, 是因为它含有一种微囊藻素 (microcystin) 或蓝藻毒素 (cyanogitoxin) 或铜绿微囊藻素 (aeruginosin), 它们都是一类环状小分子肽类物质^[5,6,8]。这类毒素的致死机理目前有两种解释。一种是基于血凝机理, 认为它引起血凝后, 造成血栓, 使肺和肝充血堵塞, 使心脏衰竭死亡。腹腔注射和静脉注射的结果相同^[4]。另一种观点是毒素直接作用于肝细胞, 细胞崩解产物使血管堵塞, 导致肝、肺充血, 动物失血休克死亡^[17]。为了查明东湖地区蓝藻水华毒素的毒理学特性, 我们采用脑内注射与腹腔注射同时进行比较, 从不同角度了解毒素进入试验动物体内后的作用特点。

对 6 种不同毒素和藻类细胞抽提液进行脑内注射与腹腔注射比较表明, 毒性的正负结果都相当一致 (表 3), 但尸体解剖看到肝脏的情况不同。两种无毒藻类 (M. 8508 和颤藻) 的细胞抽提液用两种方法注射都未致死亡, 其余 4 种皆死亡。试验动物死前反应除观察到一般文献叙述的呼吸减慢、抽搐、休克瘫痪外, 还观察到鼻孔出血现象。脑内注射的

剂量-存活时间曲线,其特征亦与 Theiss 和 Carmichael 以腹腔注射所作的曲线相似,最大致死剂量的存活时间为 40 分钟。同一种毒素,脑内注射所用的毒素绝对量 ($LD_{50} = 1.29\text{mg/kg}$) 比腹腔注射用量 ($LD_{50} = 30\text{mg/kg}$) 少 20 倍。

表 3 脑内注射 (i. c.) 与腹腔注射 (i. p.) 结果比较

Tab. 3 Comparison of the results of intracerebral injection (i. c.) and intraperitoneal injection (i. p.)

样品 Samples	注射剂量* Inj. dose (mg/kg)		存活时间 Survival time (min)		肝重/体重 Liver wt./Body wt. (%)	
	i. c.	i. p.	i. c.	i. p.	i. c.	i. p.
M. 7820 纯毒素	0.1	0.1	40	55	5.6 ± 0.8	9.7 ± 0.5
M. 7820 细胞注射液	1.7	32.5	185	86	7.4 ± 0.8	10.3 ± 1.0
<i>A. flos-aquae</i> 细胞注射液	22.4	305.0	5	246	7.5 ± 0.8	6.6 ± 0.9
<i>M. aeruginosa</i> var <i>major</i> 细胞注射液	27.5	115.0	115	55	—	—
M. 8508 细胞注射液	10.2	92.5	n. de.	n. de.	—	—
<i>Oscillatoria</i> sp. 细胞注射液	16.2	148.2	n. de.	n. de.	—	—

n. de. = 未死 no death

* 除 M. 7820 以干重表示外,其余皆以蛋白量毫克数表示。

Only pure toxin M. 7820 is based on dry weight; other injecting materials are based on protein amount

微囊藻毒素一般被认为是一种“肝毒素”,其作用的一个重要特点,是使受试动物肝脏肿大(充血),肝重占体重的百分率从正常的 6—7% 增至 10% 左右。然而,我们发现,经脑内注射的微囊藻毒素却没有使死亡的小白鼠的肝脏充血肿大,肝重占体重的 5.6 ± 0.4 — $7.4 \pm 0.8\%$ (表 3)。所以,微囊藻毒素的毒理学,它攻击的目标是什么器官、组织?专一性如何?它在受试动物体内如何吸收转移以及它作用的分子基础等,仍有待深入研究。

参 考 文 献

- [1] 何家菀、何振荣、俞家禄、俞敏娟, 1988. 东湖铜绿微囊藻毒素的分离与鉴定。海洋与湖沼, 19(5): 424—430。
- [2] 俞家禄、陈明惠、林坤二、俞敏娟, 1987. 东湖蓝藻水华毒性的研究 I, 淡水蓝藻水华毒性的检测。水生生物学报, 11(2): 212—218。
- [3] 饶钦止、章宗涉, 1980. 武汉东湖浮游植物的演变(1956—1975)和富营养化问题。水生生物学集刊, 7(1): 1—17。
- [4] Adams, W. H., Sloner, R. D., Adams, D. G., Slatkin, D. N. and Siegelman, H. W., 1985. Pathophysiologic effects of a toxic peptide from *Microcystis aeruginosa*. Toxicon, 23(3): 441—447.
- [5] Bishop, C. T., Anet, E. F. L. G. and Gorham, P. R., 1959. Isolation and identification of the fast-death factor in *Microcystis aeruginosa* NRC-1. Can. J. Biochem. and Physiol., 37: 453—471.
- [6] Botes, D. P., Wessels, P. L., Kruger, H. and Runnegar, T. C., 1985. Structural studies on cyanoginosins-LR, -YR, -YA, and -YM peptide toxins from *Microcystis aeruginosa*. J. Chem. Soc. Perkin Trans., 1: 2747—2748.
- [7] Carmichael, W. W., 1981. Freshwater blue-green algae (cyanobacteria) toxins—a review. In: The water environment. Plenum Publishing Corp., pp. 1—13. New York.
- [8] Carmichael, W. W., 1988. Toxins of freshwater algae. In: A. T. Tu, (ed.) Handbook of Natural Toxins. V. 3. Marine toxins and venoms. Marcel Dekkar, pp. 121—147. New York.
- [9] Codd, G. A. and Carmichael, W. W., 1982. Toxicity of a clonal isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* from Great Britain. FEMS Microbiol. Letters., 13: 409—411.

- [10] Francis, G., 1878. Poisonous Australian lake. *Nature* (London), 18: 11—12.
- [11] Gorham, P. R., 1964. Toxic algae, In: Jackson, D. F. (ed) *Algae and men*. Plenum press, pp. 307—336. New York.
- [12] Hughes, E. D., Gorham, P. R. and Zehmdler, A., 1958. Toxicity of a unialgal culture of *Microcystis aeruginosa*. *Can. J. Microbiol.*, 4: 225—236.
- [13] Krüger, G. H. J. and Eloff, J. N., 1981. The effect of physicochemical factors on growth relevant to mass culture of axenic *Microcystis*, In: Carmichael, W. W. (ed.) *The water environment*. Plenum Press, pp. 193—222. New York.
- [14] May, V., 1981. The occurrence of toxic Cyanophyte Blooms in Australia. In: Carmichael, W. W. (ed.) *The water environment*. Plenum Press, pp. 127—142. New York.
- [15] Moore, R. E., Patterson, G. M. L., Myndese, J. S. and J. Barchi, Jr., 1986. Toxins from cyanophytes belonging to the scytonemataceae. *Pure and Appl. Chem.*, 58: 263—271.
- [16] Scott, W. E., Barlow, D. J. and Hauman, T. H., 1981. Studies on the ecology, growth and physiology of toxic *Microcystis aeruginosa* in south Africa. In: Carmichael, W. W. (ed.) *The water environment*. Plenum Press, pp. 49—70. New York.
- [17] Theiss, W. C., and Carmichael, W. W., 1986. Physiological effects of a peptide toxin produced by the freshwater cyanobacteria (blue-green alga) *Microcystis aeruginosa* strain 7820. In: *Mycotoxins and Phycotoxins*, Bioactive Molecules, V. I, P. S. Steyn and R. Vleggaar (eds.) Elsevier, Amsterdam, pp. 353—364.
- [18] Van der Westhuizen, A. J. and Eloff, J. N., 1985. Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006) *Planta*, 163: 55—59.
- [19] Watanabe, M. F. and Oishi, S., 1985. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Appl. and Envir. Microbiol.*, 49(5): 1342—1344.
- [20] Watanabe, M. F. and Oishi, S., 1983. A highly toxic strain of blue-green alga *Microcystis aeruginosa* isolated from lake Suwa, *Bull. Jap. Soc. Fish/Nissuishi*, 49(11): 759.

STUDY ON THE TOXICITY OF BLUE-GREEN ALGAL BLOOMS IN DONGHU LAKE. II. SEASONAL VARIATION OF TOXICITY AND CHARACTERISTICS OF *MICROCYSTIS* TOXIN

He Zhenrong, Yu Jialu, He Jiawan, Zhang Fuying and Yu Minjuan

(Institute of Hydrobiology, Academia Sinica, Wuhan)

Abstract

The blue-green algal blooms in Donghu Lake are formed by seven species: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis aeruginosa* var. *major*, *Microcystis marginata*, *Anabaena circinalis*, *Anabaena flos-aquae*, *Oscillatoria formosa* and *Aphanizomenon* sp. Through bioassay, we found that blooms of *M. aeruginosa*, *M. aeruginosa* var. *major*, *M. marginata* and *A. flos-aquae* are toxic, while those of *A. circinalis* and *O. formosa* are non-toxic. The toxicity and pigments of the water-bloom varied with seasons. From August to September, the *Microcystis* bloom showed the lowest toxicity, while the highest toxicity was detected in December (LD₅₀ 24.4 mg/kg mouse wt.). Studies of the pharmacological characteristics of the toxin and the comparison of the clinical symptoms induced by these toxins through different routes (intracerebral and intraperitoneal) have also been made.

Key words

Blue-green algal bloom, Toxicity, Seasonal variation