

技术总结

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.19.006

天津某水库2-MIB季节性变化规律及来源分析

苏晓^{1,2,3}, 韩正双⁴, 张楠², 李荣², 闫慧敏⁴, 胡建坤²,
韩宏大², 季民¹

(1. 天津大学 环境科学与工程学院, 天津 300054; 2. 天津水务集团有限公司, 天津 300042;
3. 天津市自来水集团有限公司, 天津 300040; 4. 天津市公用事业设计研究所, 天津 300100)

摘要: 针对天津某水库2-甲基异莰醇(2-MIB)导致的饮用水源嗅味问题,分析了2019年3月—2020年2月2-MIB浓度的变化及优势藻的演变情况。结果表明,2-MIB在6月初、8月中旬和11月中旬出现3次峰值;2-MIB在夏季和秋初主要以结合态形式存在,而在秋末和冬季主要以溶解态形式存在;水库水中优势藻逐渐由春季的硅藻和绿藻演变为夏秋季的蓝藻,再演变为冬季的硅藻和隐藻,藻类数量呈现先升高后降低的变化趋势。相关性分析结果表明,水库水中溶解态2-MIB与假鱼腥藻的占比有极为显著的正相关性,假鱼腥藻与铜绿微囊藻具有极为显著的负相关性,由此可以推断水库水中2-MIB主要是由假鱼腥藻代谢产生的。

关键词: 2-MIB; 溶解态; 结合态; 假鱼腥藻; 相关性; 季节性变化

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)19-0039-07

Seasonal Variation Rule and Source Analysis of 2-MIB in a Reservoir of Tianjin

SU Xiao^{1,2,3}, HAN Zheng-shuang⁴, ZHANG Nan², LI Rong², YAN Hui-min⁴,
HU Jian-kun², HAN Hong-da², JI Min¹

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300054, China;
2. Tianjin Water Group Co. Ltd., Tianjin 300042, China; 3. Tianjin Waterworks Group Co. Ltd.,
Tianjin 300040, China; 4. Tianjin Public Utility Design & Research Institute, Tianjin 300100,
China)

Abstract: Aiming at the taste and odor problem in drinking water source caused by 2-methylisoborneol (2-MIB) in a reservoir of Tianjin, variation in 2-MIB concentration and evolution of dominant algae in the reservoir from March 2019 to February 2020 were analyzed. The 2-MIB had three peaks in early June, mid-August and mid-November. 2-MIB mainly existed as a bound state in summer and early autumn, while it mainly existed as a dissolved state in late autumn and winter. Meanwhile, the dominant algae in the reservoir gradually evolved from *Bacillariophyta* and *Chlorophyta* in spring to *Cyanophyta* in summer and autumn, and then to *Bacillariophyta* and *Cryptophyta* in winter. The quantity of algae increased firstly and then decreased during these periods. The results of correlation analysis showed that there was a significant positive correlation between the concentration of dissolved 2-MIB in

the reservoir and the proportion of *Pseudanabaena* sp., and the latter had an extremely significant negative correlation with the proportion of *Microcystis aeruginosa*. It thus could be inferred that 2-MIB was mainly produced by metabolism of *Pseudanabaena* sp. in the reservoir.

Key words: 2-MIB; dissolved state; bound state; *Pseudanabaena* sp.; correlation; seasonal variation

目前,饮用水臭味问题是全世界研究者普遍关注的热点问题。土霉味是饮用水中最常见的臭味类型,也是最受关注的臭味问题^[1]。众所周知,土臭素(GSM)和2-甲基异莰醇(2-MIB)是由特定微生物产生的次生代谢产物,包括放线菌、蓝藻、黏液性细菌和真菌^[2-3]。虽然目前尚未见到有关这两种物质对人体健康影响的报道,但当它们的浓度在10 ng/L以上时就会产生令人不悦的臭味,严重影响人们的感官,降低饮用水品质^[4]。

在饮用水水源分析中,一般认为蓝藻是GSM和2-MIB的主要来源^[2,5]。研究表明,40多种蓝藻已被证实可以产生GSM或2-MIB^[2]。这些物种包括典型的或潜在的产生水华的蓝藻,例如鱼腥藻和假鱼腥藻,以及底栖附生的席藻和颤藻。Su等^[6]发现,5月—7月密云水库中不存在2-MIB,9月份2-MIB达到峰值,浓度约为200 ng/L,并认为水库中2-MIB是由颤藻生长引起的。Wang等^[7]研究了温度和光照对假鱼腥藻的影响,发现假鱼腥藻在生长受抑制的温度和光照条件下,更多的2-MIB被释放到细胞外,2-MIB的产生和细胞生长速率呈负相关关系。Li等^[8]的研究结果表明,2-MIB的浓度与藻密度密切相关,2-MIB和藻密度在7月和8月达到峰值,分别高达500 ng/L和 $1\,000 \times 10^4$ cells/L,研究期间溶解态2-MIB比例高达60%。由此可以看出,不同季节不同水源中2-MIB产生的原因和存在形态是不同的。

天津某水库是天津市重要的饮用水源地之一,承担着天津市供水的重任。2014年,水库出现富营养化问题,2015年—2017年,水库连续3年水质为地表水(湖库)Ⅳ类,其中2016年6月中旬暴发大规模鱼腥藻水华^[9-10],并出现GSM臭味问题。2017年以来,水库中致嗅物质由以GSM为主逐渐演变成以2-MIB为主,浓度由数十ng/L上升至数百ng/L,且持续时间逐年延长。2018年夏季水库水中的GSM和2-MIB始终保持在较高浓度,2018年12月份2-MIB的浓度仍高达260 ng/L。夏、秋、冬

季水库中嗅味物质浓度如此之高而且持续时间如此之长,这种情况在国内外水库型水源中十分罕见。因此,笔者针对水库水中的2-MIB臭味问题,开展2-MIB的季节性变化及优势藻种的演变研究,分析了2-MIB与优势藻种之间的相关性,进而探究水库水中2-MIB的来源,旨在为解决水库臭味污染问题提供理论指导和技术支持。

1 实验材料与方法

1.1 取样位置与取样时间

水库位于天津北部,是一座山谷形盆地水库,距离天津市区115 km,正常蓄水面积为86.8 km²,流域总面积为2 060 km²。该水库属于浅水型水库,总库容为 15.59×10^8 m³,兴利库容为 3.85×10^8 m³,正常蓄水水位大沽高程为21.16 m,平均水深为4.5 m,主要补给水源是上游的潘家口水库。采样时间为2019年3月—2020年2月,每月月底取样分析水库优势藻种的演变情况。

1.2 实验材料

实验仪器:气相色谱-质谱联用仪,配置CTC三合一自动进样器;固相微萃取采用固相微萃取针;藻类测试采用光学显微镜。

实验主要试剂:2-MIB、甲醇(色谱纯)、2-仲丁基-3-甲氧基吡嗪(纯度为99.0%)、甲醇(色谱纯)、氯化钠(优级纯),实验用水为Millipore超纯水机制水。

1.3 检测项目及方法

2-MIB的浓度采用顶空固相微萃取-气相色谱-质谱联用法检测,具体反应条件及测定方法参见文献[11]。水样经0.45 μm醋酸纤维素滤膜过滤后测得的2-MIB浓度即为水中溶解态2-MIB浓度。

藻类的测定:取100 mL水库水样加入4%甲醛溶液进行固定,静置沉降48 h后浓缩至10 mL。每次取样观察前,将样品充分摇匀,用0.1 mL浮游生物计数框,在光学显微镜下镜检计数,每支样品观察4片取平均值。

氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定,总氮采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定,总磷采用钼锑抗分光光度法测定。

2 结果与分析

2.1 2-MIB 的季节性变化

2-MIB 浓度的变化如图 1 所示。可知,2019 年春季水库水中不存在 2-MIB。5 月 22 日,水库水中出现 2-MIB,总 2-MIB 和溶解态 2-MIB 浓度分别为 49.57 和 29.74 ng/L,之后 2-MIB 浓度开始上升。夏季,水库水中 2-MIB 出现两个峰值。6 月 10 日,2-MIB 浓度出现第 1 个峰值,总 2-MIB 和溶解态 2-MIB 的浓度分别为 322.92 和 176.66 ng/L。8 月 15 日,2-MIB 浓度出现第 2 个峰值,总 2-MIB 和溶解态 2-MIB 的浓度分别为 354.62 和 103.56 ng/L。秋季,水库水中 2-MIB 浓度呈先升后降的变化趋势。11 月 7 日,水库水中 2-MIB 浓度出现第 3 个峰值,总 2-MIB 和溶解态 2-MIB 浓度分别为 286.70 和 190.26 ng/L,到达第 3 个峰值之后 2-MIB 浓度开始缓慢下降。2020 年 2 月底总 2-MIB 和溶解态 2-MIB 的浓度分别降至 43.20 和 41.82 ng/L。

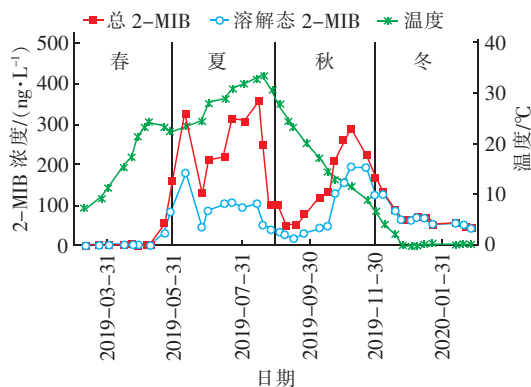


图 1 2-MIB 浓度的变化

Fig. 1 Variations of 2-MIB concentration

图 2 为溶解态 2-MIB 在总 2-MIB 中的占比情况。可知,5 月 22 日,水库水中出现 2-MIB,溶解态 2-MIB 在总 2-MIB 中的占比为 60%,至 6 月 10 日,溶解态 2-MIB 的占比均大于 50%,说明此阶段水库水中 2-MIB 主要以溶解态形式存在。夏季,溶解态 2-MIB 的占比为 20%~47%,说明夏季水库水中 2-MIB 主要以结合态形式存在。秋季,水库水中 2-MIB 的主要存在形式逐渐由结合态转变为溶解态,9 月—10 月底,水库水中 2-MIB 主要

以溶解态形式存在,溶解态 2-MIB 占比为 31%~60%;11 月份以后 2-MIB 主要以溶解态形式存在,占比为 66%~87%。冬季,水库水中 2-MIB 基本以溶解态形式存在,占比达到 95%以上。

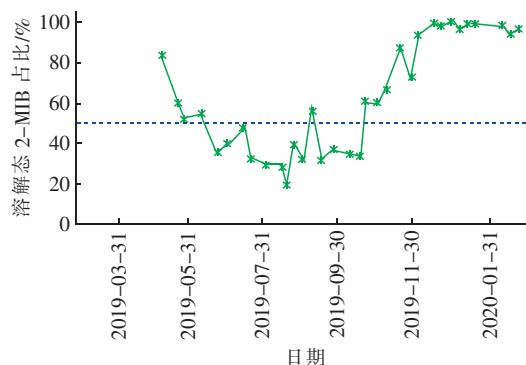


图 2 溶解态 2-MIB 在总 2-MIB 中的占比情况

Fig. 2 Proportion of dissolved 2-MIB in total 2-MIB

水厂常规处理工艺去除 2-MIB 的效果不稳定,主要与 2-MIB 的存在形态有关。传统水处理工艺和消毒工艺对结合态 2-MIB 的去除比较有效,但对溶解态 2-MIB 的去除率不到 20%,而活性炭吸附和臭氧氧化等技术对溶解态 2-MIB 的去除效果较好^[8]。本实验发现,不同季节时该水库水中 2-MIB 的存在形态是不同的。因此,使用该水库作为供水水源时,应根据 2-MIB 在水中的存在形态选择最优的处理工艺和运行参数。

2.2 N、P 等营养物质浓度的变化

图 3 为 N、P 等营养物质浓度的变化。

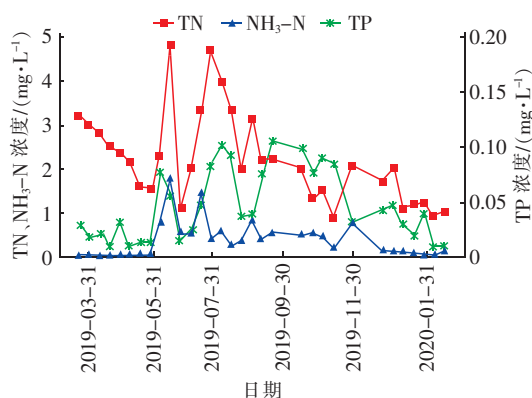


图 3 N、P 等营养物质浓度的变化

Fig. 3 Variations of nutrient concentration in reservoir

从图 3 可知,水库水中 TN、NH₃-N、TP 呈现不规则波动的变化趋势,没有明显的变化规律。整体来看,春季和冬季 TN、NH₃-N、TP 浓度相对较低,夏季和秋季浓度相对较高。监测期间,TN 高于 1.0

mg/L,夏季TN一直维持在较高水平,最高浓度达到4.81 mg/L,平均浓度为3.06 mg/L。 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 一直维持在较低水平,平均浓度为0.38 mg/L。TP在春季和冬季都低于0.05 mg/L,在夏季和秋季相对较高,TP最高浓度达到0.11 mg/L,平均浓度为0.07 mg/L。由此可以看出,大多数情况下水库水的水质指标超过了《地表水环境质量标准》Ⅲ类水的要求,水库水中含有充足的N、P等营养物质,可为藻类生长提供丰富的营养,进而引起水体藻类暴发。

2.3 水库水中优势藻的演变情况

优势藻的演变情况如图4所示。可知,水库水中主要存在9种较为优势的藻种,分别为硅藻中的尖针杆藻、颗粒直链藻,绿藻中的四尾栅藻、繁茂栅藻,蓝藻中的假鱼腥藻、铜绿微囊藻、阿氏浮丝藻、束丝藻,隐藻中的尖尾蓝隐藻。

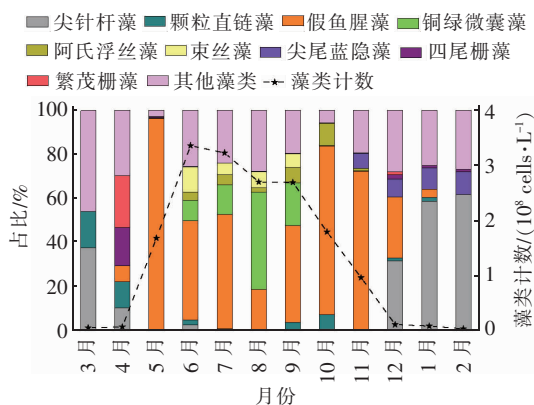


图4 水库中优势藻的演变情况

Fig.4 Evolution of dominant algae in reservoir

春季,随着温度的升高和光照的增强,硅藻和绿藻优先复苏,随后蓝藻开始复苏。3月底,主要优势藻种为尖针杆藻(37.56%)和颗粒直链藻(16.41%);4月底,优势藻种变为繁茂栅藻(23.35%)和四尾栅藻(17.42%),此时水库水中出现假鱼腥藻(7.20%);5月底假鱼腥藻成为水库水中最优势的藻种(95.38%),说明此时假鱼腥藻在水库水中占据绝对优势地位。

夏季,假鱼腥藻占比逐渐降低,而铜绿微囊藻、阿氏浮丝藻、束丝藻的占比升高,尤其是铜绿微囊藻。8月份,水库水中铜绿微囊藻占比超过假鱼腥藻成为最优势的藻种,占比达到43.97%。铜绿微囊藻成为最优势藻种的主要原因是夏季水库高温(30~35℃)已不适合假鱼腥藻生长^[7],而高温未成为铜绿微囊藻的限制条件,反而促进了细胞增

殖^[12];另一个原因可能是夏季高温期铜绿微囊藻可以通过其体内伪空胞的调节作用使其更有效地竞争生长所需的营养物质,同时释放化感物质来抑制其他藻类的生长^[13-14]。

秋季,假鱼腥藻占比又开始上升,再次成为优势藻种。10月底,假鱼腥藻占比再次达到峰值,为76.24%。冬季,假鱼腥藻占比逐渐降低,2020年2月底,水库水中几乎不存在假鱼腥藻,优势藻种主要以尖针杆藻(61.60%)和尖尾蓝隐藻(10.33%)为主。通过优势藻种的演变情况可以看出,水库水中优势藻逐渐由春季的硅藻和绿藻演变为夏、秋季的蓝藻,再演变为冬季的硅藻和隐藻。

水库水中藻类数量呈现先升高后降低的变化趋势。3月份和4月份水库水中藻类数量较低,分别为 604×10^4 cells/L和 758×10^4 cells/L。之后藻类数量开始迅速增加,6月底藻类数量达到最大值,为 3.35×10^8 cells/L。此时藻类数量达到最高值的原因可能是此时光照条件充足,温度适宜(24.5℃),最适合藻类生长;另一个原因是春季水库水中茳草暴发后死亡,茳草腐烂后释放大量N、P到水体中使藻类有充足的营养物质^[15]。6月份之后藻类数量逐渐下降,夏季水库水中藻类数量平均为 3.09×10^8 cells/L,秋季藻类数量平均为 1.82×10^8 cells/L,而冬季藻类数量平均为 829.91×10^4 cells/L。2020年2月底水库水中藻类数量降至 411.60×10^4 cells/L。

2.4 2-MIB与优势藻相关性分析

为了进一步研究2-MIB与藻类之间的关系,采用SPSS 22.0软件对2-MIB与优势藻在总藻中的占比进行相关性分析,结果见表1。可知,水库水中溶解态2-MIB与假鱼腥藻占比有极为显著的正相关性,但总2-MIB与假鱼腥藻占比没有表现出显著的相关性,其原因可能是水库水中还存在其他可以产生2-MIB的藻,如束丝藻,这些产嗅藻在有限的检测样品中并未成为优势藻,但这些产嗅藻在部分时段可能对水中总2-MIB的贡献较大,而对溶解态2-MIB的贡献相对较小。近年来,我国许多水库都出现由假鱼腥藻产生的2-MIB臭味问题^[5,7,16]。课题组之前的研究也发现,2018年此水库水中2-MIB与假鱼腥藻有显著的正相关性。由此可以推断,该水库水中2-MIB主要是由假鱼腥藻代谢产生的。

表 1 2-MIB 与优势藻在总藻中的占比相关性分析结果

Tab.1 Correlation analysis results of 2-MIB and proportion of dominant algae in total algae

项 目	总 2-MIB	溶解态 2-MIB	假鱼腥藻	铜绿 微囊藻	阿氏 浮丝藻	尖针杆藻	颗粒 直链藻
总 2-MIB	1	0.488 *	0.049	0.394	-0.211	-0.612	0.182
溶解态 2-MIB		1	0.579 **	-0.346	-0.252	-0.351	0.511
假鱼腥藻			1	-0.837 **	-0.270	-0.676	0.347
铜绿微囊藻				1	-0.022	0.304	-0.533
阿氏浮丝藻					1	-0.410	0.092
尖针杆藻						1	-0.586
颗粒直链藻							1

注: * 表示 $P < 0.05$ 水平显著相关; ** 表示 $P < 0.01$ 水平极显著相关。

假鱼腥藻与铜绿微囊藻具有极为显著的负相关关系,说明假鱼腥藻与铜绿微囊藻之间存在极为显著的竞争抑制关系。罗璋^[14]研究了假鱼腥藻和铜绿微囊藻在化感作用下致嗅物质的代谢机理,发现假鱼腥藻和铜绿微囊藻之间有明显的竞争抑制作用,假鱼腥藻通过释放 2-MIB 来抑制铜绿微囊藻的生长,而铜绿微囊藻通过释放 β -环柠檬醛来抑制假鱼腥藻的生长,这与本实验结果相一致。

3 讨论

近年来,由假鱼腥藻引起的 2-MIB 臭味事件越来越多^[5,7,16-18]。我国青草沙水库、熊河水库、太湖等水体中都出现由假鱼腥藻产生的 2-MIB 臭味问题。上述相关性分析结果也表明,天津某水库的 2-MIB 臭味问题也是由假鱼腥藻产生的。为了进一步阐明该水库水中 2-MIB 与假鱼腥藻数量之间的关系,深入分析了不同季节该水库水中 2-MIB 浓度和假鱼腥藻数量的变化情况,见图 5。可以看出,春季,随着温度升高和光照增强,水库水中假鱼腥藻逐渐复苏,4 月底,水库水中出现假鱼腥藻,但数量较少(48.53×10^4 cells/L),此时水库中未检出 2-MIB。5 月中下旬至 6 月初,此时温度在 23℃ 左右,光照适宜,该环境条件最适宜藻类生长,假鱼腥藻的数量逐渐升高,同时伴随着 2-MIB 浓度的升高,且 2-MIB 主要以溶解态存在。由此可以看出,2-MIB 浓度增加与假鱼腥藻数量增长之间具有一定的相关性。分析原因可能是因为在此时的温度和光照条件下,水库中其他藻类也最适宜生长,会与假鱼腥藻竞争生长所需的营养条件,故假鱼腥藻在其他藻类竞争下会改变自身的代谢路径,在细胞内产生 2-MIB 并将其释放到细胞外来抑制其他藻类的生长,以维持在水库水中的优势地位^[5,17,19]。

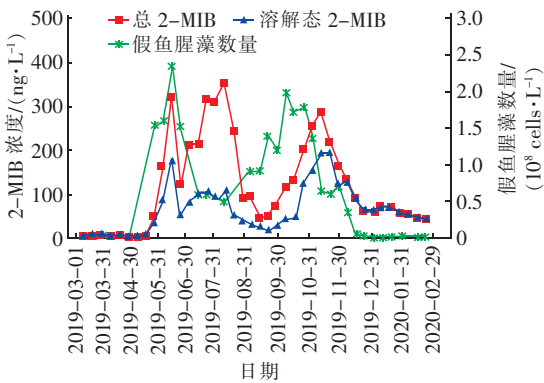


图 5 2-MIB 浓度与假鱼腥藻数量的变化

Fig.5 Variations of 2-MIB concentration and quantity of *Pseudanabaena* sp.

随后在外界环境条件影响和其他藻类的竞争抑制下,假鱼腥藻数量开始降低,6 月中下旬至 8 月中旬假鱼腥藻数量持续降低,数量从 1.51×10^8 cells/L 降至 0.50×10^8 cells/L,而总 2-MIB 的产量则从 125.16 ng/L 升高到 354.62 ng/L。而 8 月中旬至 9 月初,假鱼腥藻数量逐渐升高至 0.92×10^8 cells/L,2-MIB 产量则逐渐降低至 45.60 ng/L。由此可见,此过程中假鱼腥藻数量的变化和 2-MIB 浓度的变化之间并未表现出相关性,这是外界环境条件和藻细胞内不同代谢途径竞争共同作用的结果。6 月中下旬至 8 月中旬,高温、高光强已经不适宜假鱼腥藻的生长,而高温、高光强并未成为铜绿微囊藻的限制条件,铜绿微囊藻会通过竞争营养物质和释放化感物质来抑制假鱼腥藻的生长^[14],因此这一阶段假鱼腥藻的数量逐渐下降;8 月中下旬至 9 月初,高温和高光强的环境条件有所减弱,假鱼腥藻生长的环境条件有所改善,因此假鱼腥藻的数量又有所上升。在假鱼腥藻细胞内,叶绿素的合成和 2-MIB 的合成会竞争共同的前体物牻牛儿基焦磷酸和法尼基焦磷

酸^[20],6月中下旬至8月中旬,外界环境条件和铜绿微囊藻对营养底物的竞争不利于假鱼腥藻的生长,这些前体物就会转向2-MIB的合成以抑制其他藻类的生长^[7,20]。8月中下旬至9月初,假鱼腥藻生长的外界环境条件得到改善,藻细胞会利用牻牛儿基焦磷酸和法尼基焦磷酸合成叶绿素,进而促进藻类生长,此时藻细胞内2-MIB的合成受到一定程度的抑制。此外, Mg^{2+} 是叶绿素和2-MIB合成酶的一个必要组成部分^[20]。因此, Mg^{2+} 竞争也是细胞内影响叶绿素合成和2-MIB合成的重要因素,从而影响藻类数量和2-MIB之间的相关性。

9月中旬以后,水库水中假鱼腥藻再次达到最适宜的生长条件(温度在23℃左右,光照适宜),假鱼腥藻数量又开始升高,2-MIB浓度也逐渐上升,说明此时假鱼腥藻再次通过释放2-MIB来抑制其他藻类生长,从而获得优势地位。11月中旬以后,水温降至10℃以下,假鱼腥藻已不适合生长,并逐渐死亡,假鱼腥藻死亡后,细胞内结合态2-MIB释放到水体中转变为溶解态,故此时水库水中2-MIB基本以溶解态形式存在^[5,8]。

4 结论

① 水库水中2-MIB在6月初、8月中旬和11月中旬出现3次峰值;2-MIB在夏季和秋初主要以结合态形式存在,而在秋末和冬季主要以溶解态形式存在;在去除2-MIB时,应根据2-MIB在水中的存在形态选择最优的处理工艺和运行参数。

② 水库水中优势藻逐渐由春季的硅藻和绿藻演变为夏秋季的蓝藻,再演变为冬季的硅藻和隐藻。藻类数量呈现先升高后降低的变化趋势,6月份藻类数量最高,为 3.35×10^8 cells/L。

③ 溶解态2-MIB与假鱼腥藻的占比有极为显著的正相关性,假鱼腥藻与铜绿微囊藻具有极为显著的负相关性。假鱼腥藻代谢产生的2-MIB是该水库水中2-MIB的主要来源。

④ 假鱼腥藻数量和2-MIB浓度无明显的线性相关性,环境条件、其他藻类竞争、藻细胞内不同代谢过程对营养底物的竞争均能影响2-MIB的代谢合成,进而影响其在水体中的浓度。

参考文献:

[1] 李冲伟,邹攀,杨兆光,等.天然水体中两种主要异嗅物质的来源及迁移转化研究进展[J].微生物学杂

志,2016,36(2):74-80.

Li Chongwei, Zou Pan, Yang Zhaoguang, et al. Resource, migration & transformation of two main off-flavor compounds in natural water [J]. Journal of Microbiology, 2016, 36(2): 74-80 (in Chinese).

[2] Jüttner F, Watson S B. Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters [J]. Appl Environ Microbiol, 2007, 73(14): 4395-4406.

[3] Li Z L, Hobson P, An W, et al. Earthy odor compounds production and loss in three cyanobacterial cultures [J]. Water Res, 2012, 46(16): 5165-5173.

[4] Antonopoulou M, Evgenidou E, Lambropoulou D, et al. A review on advanced oxidation processes for the removal of taste and odor compounds from aqueous media [J]. Water Res, 2014, 53: 215-234.

[5] Huang X, Huang Z F, Chen X P, et al. The predominant phytoplankton of *Pseudoanabaena* holding specific biosynthesis gene-derived occurrence of 2-MIB in a drinking water reservoir [J]. Environ Sci Pollut Res, 2018, 25: 19134-19142.

[6] Su M, Yu J W, Zhang J Z, et al. MIB-producing cyanobacteria (*Planktothrix* sp.) in a drinking water reservoir: Distribution and odor producing potential [J]. Water Res, 2015, 68: 444-453.

[7] Wang Z J, Li R H. Effects of light and temperature on the odor production of 2-methylisoborneol-producing *Pseudanabaena* sp. and geosmin-producing *Anabaena ucrainica* (cyanobacteria) [J]. Biochemical Systematics and Ecology, 2015, 58: 219-226.

[8] Li L, Yang S H, Yu S L, et al. Variation and removal of 2-MIB in full-scale treatment plants with source water from Lake Tai, China [J]. Water Res, 2019, 162: 180-189.

[9] 房旭,段洪涛,曹志刚,等.基于多源卫星数据的小型水体蓝藻水华联合监测——以天津于桥水库为例[J].湖泊科学,2018,30(4):967-978.

Fang Xu, Duan Hongtao, Cao Zhigang, et al. Remote monitoring of cyanobacterial blooms using multi-source satellite data: A case of Yuqiao Reservoir, Tianjin [J]. Journal of Lake Sciences, 2018, 30(4): 967-978 (in Chinese).

[10] 李泽利,赵兴华,梅鹏蔚,等.于桥水库库周沟渠水质评价与污染负荷估算[J].南水北调与水利科技,2020,18(3):142-150.

Li Zeli, Zhao Xinghua, Mei Pengwei, et al. Water quality

- evaluation and pollution load estimation of the ditches around the Yuqiao Reservoir[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2020, 18(3):142-150(in Chinese).
- [11] 闫慧敏,韩正双,白雪娟,等. 顶空固相微萃取-气相色谱质谱法测定8种臭味物质[J]. 供水技术,2018,12(6):58-61.
- Yan Huimin, Han Zhengshuang, Bai Xuejuan, et al. Determination of eight taste and odor compounds by gas chromatography-mass spectrometry with headspace solid phase microextraction[J]. Water Technology, 2018, 12(6):58-61(in Chinese).
- [12] 李婷,景元书,韩玮. 不同磷条件下高温胁迫对铜绿微囊藻增殖的影响及其恢复[J]. 环境工程学报, 2015,9(10):4780-4788.
- Li Ting, Jing Yuanshu, Han Wei. Effect of high temperature on cell proliferation and recovery of *Microcystis aeruginosa* at different initial phosphate concentrations[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(10):4780-4788(in Chinese).
- [13] 张雪薇. 铜绿微囊藻与水华鱼腥藻种间竞争机制的初步研究[D]. 南京:南京大学,2012.
- Zhang Xuwei. The Preliminary Study of the Mechanism of Competition between *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena flos-aquae*[D]. Nanjing: Nanjing University, 2012(in Chinese).
- [14] 罗璋. 蓝藻在化感作用下致嗅物的代谢释放机理研究[D]. 杭州:浙江大学,2017.
- Luo Zhang. Metabolism-release Mechanism of Cyanobacteria under Allelopathic Effect [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2017(in Chinese).
- [15] 张晨,陈孝军,王立义,等. 于桥水库菹草过度生长对水质的影响及成因分析[J]. 天津大学学报,2011,44(1):1-6.
- Zhang Chen, Chen Xiaojun, Wang Liyi, et al. Impact of excessive growth of *Potamogeton crispus* on water quality and cause analysis in Yuqiao Reservoir[J]. Journal of Tianjin University, 2011, 44(1):1-6(in Chinese).
- [16] Zhang T, Zheng L L, Li L, et al. 2-methylisoborneol production characteristics of *Pseudanabaena* sp. FACHB 1277 isolated from Xionghe Reservoir, China[J]. J Appl Phycol, 2016, 28(6):3353-3362.
- [17] Kakimoto M, Ishikawa T, Miyagi A, et al. Culture temperature affects gene expression and metabolic pathways in the 2-methylisoborneol-producing cyanobacterium *Pseudanabaena galeata* [J]. J Plant Physiol, 2014, 171:292-300.
- [18] Niiyama Y, Tuji A, Takemoto K, et al. *Pseudanabaena foetida* sp. nov. and *P. subfoetida* sp. nov. (Cyanophyta/cyanobacteria) producing 2-methylisoborneol from Japan [J]. Fottea Olomouc, 2016, 16(1):1-11.
- [19] Wang Z J, Song G F, Shao J H, et al. Establishment and field applications of real-time PCR methods for the quantification of potential MIB-producing cyanobacteria in aquatic systems[J]. J Appl Phycol, 2016, 28:325-333.
- [20] Giglio S, Chou W K W, Ikeda H, et al. Biosynthesis of 2-methylisoborneol in cyanobacteria [J]. Environ Sci Technol, 2011, 45(3):992-998.



作者简介:苏晓(1987-),男,山东新泰人,博士,高级工程师,主要从事水污染控制与治理等方面的研究工作。

E-mail:13821348810@126.com

收稿日期:2020-05-28