

太湖湖泛形成研究进展与展望*

范成新

(中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

摘要: 回顾近些年对太湖湖泛形成的研究进展,参考国外关于黑斑和缺氧现象的相关研究成果,重点从湖泛的感官特征与描述、缺氧与污染效应、湖泛形成的物质和气象条件,以及微生物和底泥作用等方面,进行了系统综述,总结出湖泛发生条件与生消过程。从基本属性方面,归纳出湖泛是指在适当的气象和地形等条件下,富营养湖泊局部水域因长时间累积大量藻体或水草等生物物质,在微生物和底泥参与下,形成边界可辨、散发恶臭的可移动黑色水团,并导致水质恶化和一些生物死亡的极端污染现象的定义。文章最后从湖泛研究的新技术、新手段,沉积物有效成分提供机制,湖泛发生的关键参数阈值确定,以及致黑致臭物稳定性机制等方面,对未来发展进行了展望。

关键词: 湖泛;湖泊缺氧;形成条件;生物物质;沉积物作用;生消过程;太湖

Progress and prospect in formation of black bloom in Lake Taihu: A review

FAN Chengxin

(*State Key Laboratory of Lake Sciences and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China*)

Abstract: This paper reviews studies on formation of the black bloom in Lake Taihu in recent years, with reference to abroad relevant research results about the phenomenon of black spots and hypoxia. A comprehensive summarization focuses on the sensory characteristics and description of the black bloom, the hypoxia and pollution effect, the material and meteorological factors, the microbial and sediment role, the genetic conditions and formation-disappearing processes and so on. We can conclude that the black bloom and its definition are induced from the basic properties, under appropriate weather and terrain conditions, with large amounts of algae or aquatic macrophyte accumulated in local waters for a long time. With interactions of microorganisms and sediments, the accumulated mass can form border distinguishable, removable black stinky, and can led to phenomena of extreme pollution, which result in water quality deterioration and some biological death. Finally, potential future development is proposed in terms of new technologies and new means, e. g. supplying mechanism of active ingredients from sediment, threshold determination of key parameters, stability mechanism of blackening and odor-causing substances.

Keywords: Black bloom; lake hypoxia; formation conditions; biomass material; sediment role; formation-disappearing processes; Lake Taihu

2007年5月底,发生于太湖梅梁湾和贡湖交界区水体的黑臭事件^[1-3],造成无锡市数日无饮用水供应的社会群体性恐慌。该起事件虽主要由藻类引发,但事发水域湖水泛黑发臭,鱼类(包括泥鳅)漂浮,与鱼池“泛塘”极为相似,使得一个最先用于媒体^[4]的新词汇——“湖泛”出现,并由俗称逐步认同为科技术语^[5-10]。由于色度上与周围水体具有肉眼可辩的轮廓,湖泛也被称为“污水团”^[1,11]、“黑水团”^[12-13];此外考虑水体普遍有刺激性恶臭,故还称为“黑臭”^[14]等。实际上,类似湖泛的现象2007年前就曾零星发生^①。据历史记载,1990年6月(鼋头渚)、1994年6-7月(梅园水厂南)、1996年7月(大渲口)、1998年8月(大渲口)、2000年7月(渔港乡)、2002年7月(大渲口)、2003年8月(月亮湾)、2005年6月(竺山湖)都曾发现类似现象。

* 国家自然科学基金项目(50979102)和江苏省太湖水污染治理专项(TH2013214)联合资助。2015-03-31收稿。范成新(1954~),男,研究员;E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

① 中国科学院南京地理与湖泊研究所、太湖流域水资源保护局,太湖黑水团易发生风险试验研究报告. 2009-05-30.

自 2007 年以来太湖几乎每年都会在局部水域发生湖泛, 其中 2008 年发生的最大面积约为 17 km^2 ^[5], 2009 年发生了 11 次^[15]. 为防治湖泛灾害, 近些年来国家和地方投入巨资对湖泛的形成、预测和控制等进行了大量研究, 这也使得湖泛黑臭成为湖泊研究的热点之一^[16-17]. 为推进对湖泛问题的深入研究, 本文拟重点对湖泛形成研究进展进行回顾性系统总结.

1 湖泛的感官特征与描述

水体的视觉变化给人们的感受最为直接, 因此对于湖泛现象也主要来自人们在现场基于视觉感官的文字描述^[5]或影像记录^[18]. 在湖泛发生区, 水体浑浊呈黑色或浆褐色, 表层有气泡冒出, 与非湖泛区水体有较清晰的边界, 有团状形态, 具移动性; 水体普遍伴有似硫化氢等恶臭^[1-2, 5, 19-21]. 通过感官获得的信息一般难以获得对黑和臭的程度进行定量甚至定性结果. 刘国锋等^[22-23]用 X 射线能谱法分析太湖湖泛水体不同形状结晶物, 对纯粹为黑色物质、结晶体颗粒、絮状结晶等测定, 均发现有一定量的 Fe, 其中絮状结晶中的含铁量高达 29.91%, 而结晶体的颜色、厚度和 S 的质量分数呈正相关. 结合致黑金属硫化物溶度积 K_{sp} 分析, 初步推断硫化亚铁 (FeS) 是太湖湖泛的主要致黑物质. 申秋实等^[24]采用扫描电镜-X 射线能与 X 射线荧光光谱, 分析出 Fe 和 S 元素主要以还原态 Fe(II) 和 S^{2-} 形式赋存, 致黑物 FeS 沉淀物主要附着在藻类残体和悬浮无机或胶体颗粒上, 从而使得整个水柱呈现黑色. 这与丁琦等^[25]对某人工湖水体发黑分析, 推断为胶体悬浮颗粒对 FeS 的吸附是主要原因的结论相一致.

除了视觉感受外, 嗅觉也是人们评判水体性质的主要现场感官. 于建伟等^[2]最早开展太湖湖泛水体中致臭物成分的分析, 利用感官气相色谱法定性和 GC-MS 定量, 分析出污染水团 (湖泛)、取水口以及管网水中的致臭物主要是硫醚类物质, 其中二甲基三硫醚 (DMTS) 浓度最高达 11399 ng/L, 2-甲基异苧醇 (MIB) 等常见藻类分泌物为非主要致臭物. 卢信等^[26]应用顶空固相微萃取技术, 确认含硫氨基酸是太湖湖泛致臭挥发性有机硫化物 (VSCs) 的主要前驱物 (precursor), 依据藻体中存在蛋氨酸和胱氨酸等含硫氨基酸, 进一步用藻体中主要含硫氨基酸 (蛋氨酸) 作为前驱物, 研究厌氧光照和生物变化条件下, 伴随蛋氨酸脱氨基作用生成 VSCs 的脱甲基过程, 证明了藻体是硫醚类致臭物的主要来源^[27]. 水体逸出无机类致臭物硫化氢 (H_2S) 的现象, 由现场和室内模拟多次测获. 同属单细胞低等生物的大型水生植物 (俗称水草) 的大量聚集, 同样可能发生湖泛, 称“草源性”湖泛^[27-29], 也会使水体发黑、发臭, 其主要致黑、致臭物与藻源性湖泛极为相似^[29], 但使水体发黑的程度和产生的致臭物浓度明显较低^[27].

与湖泛特征描述相似的词语主要有 black water (黑水) 和 black spot (黑斑) 等, 其研究起源于 1980s 前后. 1979 年 Stahl 报道了美国伊利诺斯州一个湖泊因夏季温度分层造成 3 ~ 5 m 水层处的黑水现象, 推测受 FeS 影响^[30]; 巴西境内亚马逊地区的 Lago Tupé 湖因大量有机负荷的生物耗氧, 结果造成水体发黑^[31], 但发黑的原因是腐殖类物质. Duval & Ludlam^[32]则报道了美国马萨诸塞州的 Lower Mystic 湖水体黑臭问题, 认为金属硫化物是黑水的原因, H_2S 则是主要致臭物. 有关黑斑的成果主要来自于对德国的瓦登海 (Wadden Sea) 和意大利 Garda 湖的研究. 1987 年被德国科学家称作 black spot 的分散性黑斑在近岸沉积物或滩涂上被发现^[33], 长期观察和原位实验得知, 滩涂沉积物上的黑斑与藻类被掩埋有关. 风暴和潮汐将死亡藻类掩埋于沙砾后厌氧形成, 模拟丝状绿藻或淀粉的原位掩埋 5 ~ 15 d 后变黑的结果, 证实对大型藻类的掩埋是产生黑斑的主因^[34]. 黑斑现象并非为富营养化水体所独有, 在贫中营养的意大利 Garda 湖滨岸, 因紫晶喇叭虫属原生动物与小球藻 (*Chlorella* sp.) 的共生, 磷含量较高的岸边小球藻暴发性生长繁殖, 在该湖岸边形成点状黑斑^[35]. 2011 年 9 月 3 日在云南抚仙湖阳光海岸至澄江一线的岸边湖面, 发现非油污性黑色漂浮物, 初步认为是来自水底物质的上翻^[36].

直接用 black water^[30]作为黑臭用词往往会产生歧义, black spot 则相对使用较广, 且已成为广泛接受的术语^[9, 12, 33-35, 37], 但 black spot 所描述的现象却与太湖湖泛现象有较大差别. 如瓦登海浅滩上的黑斑都是在沉积物表层发黑, 涉及水体面积为几 dm^2 到几 m^2 不等^[38]; 而太湖湖泛主要发生于水中, 发生面积一般较大 (以 km^2 面积计), 且成片 (或成团) 分布于水域, 无分层; 有机致臭物主要为硫醚类和硫化氢, 这与以 dm^2 和 m^2 面积计的 black spot (s) 在规模上差异明显, 与仅为有机质显黑、主要为 H_2S 发臭的 black water^[30]在黑臭组成上也有很大不同. 随着我国湖泛研究投入的加强, 已迅速出现一大批围绕湖泛监测的科研成果. 在关于“湖泛”

的英文表达方面,先后出现 foul bloom^[3]、black water agglomerate^[39,40]、black spot(s)^[9,12,37]、black water cluster^[5,10]、anaerobic water aggregation^[7]、black water aggregation^[41]、black-odor^[42]、black bloom^[6,18,43-44]、black-odor water^[14]、black color water blooms^[45]、black water bloom^[46]等 10 多种命名或借用。虽然 agglomerate(团块)、cluster(群聚)、aggregation(聚集)已有与 spot(s)在规模上的区别,但与致黑物相对均匀分散于体系且后者为水团(water masses)比较,在意义上仍存在本质上差异。

随着对现场和模拟结果的多次观察,调查者们发现湖泛水体中悬浮大量极细微褐黑色颗粒物,典型湖泛区会出现硫化氢、甲烷等气体逸出水面,大面积黑水、底泥上泛^[4],出现如藻华(algal bloom)相似开放(bloom)的状态,这也使得人们在近期发表成果的术语选择中,更偏向采用“black bloom”的用语^[6,18,40,43-44,46-48]。2014 年美国 New Scientist 专栏作家 Aviva Rutkin 博士也将 black bloom 作为对因藻或沉积物造成巴西圣保罗海岸大范围黑水的科学用语^[49]。

2 湖泛区缺氧与污染影响效应

不依赖于人的视觉和嗅觉感官,湖泛的最典型特征就是水体缺氧。2007 年 5 月 28 日贡湖水厂湖泛发生时水体溶解氧(DO)浓度趋于零,处于厌氧状态^[19];5 月 31 日 DO 浓度为 0.33 mg/L,也即处于严重缺氧状态。2008 年 5 月 26 至 6 月 9 日期间发生在竺山湖的大面积湖泛,表层水体 DO 浓度平均也仅为 1.4 mg/L,处于 0.1 mg/L(厌氧)~4.0 mg/L(富氧)之间^[5]。许多喜底层生活的鱼类(如泥鳅)在 DO 浓度小于 2 mg/L 仍可正常生存^[50],因此太湖水面出现死亡泥鳅等鱼类漂浮^[5],表明湖泛发生区底层甚至上层水体已处于缺氧或厌氧状态。

水体缺氧(hypoxia, oxygen depletion)现象广泛存在于海洋的近岸带^[51-53]、海湾^[54-55]和河口^[56],以及内陆水体的湖泊^[30-31,35,57]、水库^[58]、沼泽^[59]、河流^[60]等开放性水域中,它是指水体中的 DO 浓度已降低到对系统中大多数生物体存活不利的状态^[61]。根据 DO 浓度的大小,人们一般将缺氧性水体分为缺氧(hypoxia, DO ≤ 2 mg/L)、严重缺氧(severe hypoxia, DO ≤ 1 mg/L)和厌氧(anoxic, DO ≤ 0.2 mg/L)3 类^[55]。地表水体的大范围缺氧主要发生于海洋(如黑海),主要由于不完全混合(meromictic),90%的水都是缺氧水(anoxic waters),但真正有环境意义的缺氧是发生在海洋中的“死区”(dead zone)^[54]。自 1960s 以来,全球海洋中死区的面积正以每 10 年近 1 倍的速度增加^[61]。全球墨西哥湾、波罗的海、日本东西海岸和中国的珠江口等海域约出现 400 多个死区,总面积约为 24.6 × 10⁴ km²。最大的死区位于美国密西西比河入海口区沿岸,面积最大时约 2.2 × 10⁴ km²。

缺氧水体对生态环境的破坏作用巨大。以古氧相(paleo-oxygenation facies)划分^[62],水体 DO 含量大于 1 ml/L 为富氧(aerobic),钙质壳生物勉强生长;DO 含量小于 0.1 ml/L 为厌氧(anaerobic),后生动物消失;DO 含量在 0.1 ~ 1 ml/L 之间为贫氧(dysaerobic),仅可发育以软体为主的生物群。一般认为危害鱼类生存的 DO 浓度下限为 2 mg/L。太湖湖泛水域绝大多数情况处于厌氧状态(DO ≤ 2 mg/L),使得鱼类要么逃离要么死亡;在湖泛严重水域 DO 浓度多低于 0.1 mg/L 的厌氧水平,此时壳类和软体生物已难以存活,这也就说明人们为何在湖泛现场观察到大量死亡的泥鳅。缺氧环境甚至对微小生物的组成和时空分布都可能产生影响。Li 等^[63]于太湖藻源性缺氧区不同点位取样,用 16S rRNA 的末端限制性片段长度多态性和所选样品的克隆文库分析,发现缺氧区自由态和颗粒吸附态细菌的组成在时间和空间上都有不同变化,反映与水体 DO 浓度有关。

无论藻体聚积区或是发生藻源或草源性湖泛水域,湖泛形成的缺氧都会造成水质的严重恶化^[15,23,64-65],其中 COD、总磷、总氮和氨氮等参数往往可达到历史异常水平范围。如 2007 年 5 月底受湖泛影响的贡湖水厂取水口氨氮浓度为 5.0 ~ 6.5 mg/L^[19],COD_{Mn}、总磷、总氮平均浓度分别达到 16.2、0.436、15.9 mg/L^[5],检测到的污染物 COD_{Mn}、总磷、总氮最高浓度分别为 53.6、1.05、23.4 mg/L^[66],每项参数均超出我国 GB/T 3838—2002 地表水环境质量的 V 类水标准,分别是地表水 III 类标准的 8.9、21 和 23.4 倍。2008 年 5 月 26 日发生于太湖西部竺山湖的湖泛区,COD_{Mn}、总磷、总氮和氨氮平均浓度分别为 16.5、0.693、10.2 和 6.75 mg/L^[5],每项指标同样远超过劣 V 类水质标准。

单纯的现场调查还难以对湖泛现象进行再现,需借助装备或设施^[37,67]进行湖泛模拟,以便开展深入研究。2008 年 6 月中国科学院南京地理与湖泊研究所在室内采用大型再悬浮发生装置,首次模拟出梅梁湾水

深 1.8 m 泥-水系统藻源性湖泛现象^[23], 发现在鲜藻 1.05 g/cm² 聚积程度、中等风速(3~4 m/s)和 25℃ 水温下, 下层水体不到 2 d 即进入缺氧(DO < 2 mg/L)状态, 第 4 d 表层有臭味逸出, 第 5 d 水下下部有灰褐色(湖泛)出现; 总有机碳(TOC)浓度由第 2 d 的 9.5 mg/L 增加到第 6 d(全水柱变黑)的约 32 mg/L, 水体的总磷和总氮平均浓度是无藻对照的 3 倍, 氨氮浓度则从第 3 d 的 0.3 mg/L 急剧上升至第 6 d 的 8~11 mg/L. 申秋实等^[6]对太湖月亮湾藻源性湖泛过程模拟发现, 经 4 d 培养(温度为 29 ± 1℃)湖泛发生, 水体中总磷、总氮和氨氮浓度分别约为 1.2、8.5 和 6.5 mg/L, 远高于空白水样浓度, 与 2008 年 5 月底对竺山湖湖泛分析结果相吻合^[5].

2011 年 8 月 28 日至 9 月 27 日, 沈爱春等^[37]在太湖梅梁湖杨湾水域进行为期 30 d 的现场围隔(3 个, 10 m × 10 m)未定量蓝藻堆积过程实验, 整个过程虽未模拟出典型的黑色(湖泛)现象, 仅稍有浅褐色. 约在第 4 d 水体 DO 浓度就降至 0.2 mg/L 左右, 主要氮、磷营养盐浓度在 0~16 d 之内均迅速上升, 大约在 14~16 d 达到峰值, 峰值时 TP、TN 和 NH₄⁺-N 分别为 6.17、50.1 和 46.4 mg/L, 分别为初始值的 46、16 和 48 倍, 均已处于劣 V 类水质. 湖泛过程造成主要水质指标的恶化主要源于藻体死亡分解所产生的有机碎屑以及其缺氧和厌氧分解产物的积累^[12,44], 其中有机态氮、磷以及脱氨基化等都会提高水体总氮、总磷和氨氮浓度^[25].

对于湖泛的发生, 事实上自藻体沉降到底部起, 沉积物近表层及与水界面的 DO 浓度就一直呈下降趋势. 在控制复氧的静止环境下, 大约在 50 min 内就完全消耗掉水-沉积物界面处的 DO^[23], 形成的厌氧强还原环境使得表层沉积物及其间隙水中 PO₄³⁻-P、NH₄⁺-N 浓度不断增加, 至实验第 8 d 其浓度已分别为对照样的 10 倍和 241 倍, 间隙水和上覆水氮、磷的浓度差, 促进氮、磷营养盐向上覆水的高强度释放, 极大地提高局部水体的氮、磷浓度.

水体的发黑、发臭是湖泛发生最为引人关注的灾害现象. 主要致黑物(FeS)组分的变化与水体的氧化还原环境条件相关. 湖泛尚未发生前当藻体聚积到一定规模, 将逐步产生因藻体呼吸、微生物降解驱动而造成的 DO 减少和缺氧, 使得水体氧化还原电位(Eh)快速下降, 达强还原环境^[23]. 初期水体中硫化物急剧上升, 后期 Fe(II)浓度快速增加^[37]. 研究表明, FeS 组分 Fe(II)和 ΣS²⁻在湖泛发生前就在水底沉积物-水界面产生急增性变化^[22]. 藻细胞在静态下向沉积物表层的沉降会大大加快 DO 的消耗. 藻沉降后仅 2 d, 水体处于厌氧强还原状态, S²⁻浓度达到最高(0.63 mg/L), 而沉积物-水界面处 Fe²⁺浓度达到峰值(4.40 mg/L)则需到第 4 d, 而此时已经发生湖泛. 实验结束后测定的 0~1 cm 处沉积物表现 Eh 为 -150 mV, 表明沉积物仍处于强还原状态. 为定量研究藻源性湖泛发生对水体致黑的影响程度, 冯紫艳^[68]用新生成的 FeS 在 550 nm 波长下确定了吸光度与黑度(blackness)的关系, 发现藻体的腐败时间越短或程度越低, 水体 Fe(II)和 S²⁻浓度越低, 发生湖泛的黑度值也越小.

由于并非所有散发臭味的水体都会发生黑臭, 因此通常还是以水体变为黑色作为湖泛形成的判据, 但从现有实际发生湖泛的模拟研究反映, 湖泛过程中致臭物的形成却要早于致黑物的出现. 刘国锋等^[22]通过嗅觉将湖泛臭味分为无味、轻微、中度和重度 4 类, 模拟发现在高藻量(1.05 g 鲜藻/cm²)处理组, 第 4 d 就嗅出水体表层轻微臭味, 而水体 1 d 后才出现具有湖泛前兆的灰色, 同样的结果也出现在中藻量(0.79 g 鲜藻/cm²)处理组, 这一现象在致臭物分析结果中被证实. 卢信采用再悬浮模拟系统研究了在太湖月亮湾底泥存在下藻源性湖泛的形成, 发现出现刺激性致臭物甲硫醇(MeSH)的时间要较水体发黑早 1 d^[69]. 此外还发现, 在脱硫弧菌(*Desulfovibrio*)生物催化降解下, 藻体常见含硫氨基酸(蛋氨酸)会分解形成大量挥发性硫化物(VSCs), 在有低分子碳源(葡萄糖)时, 体系释放 VSCs 的时间(2 d)要明显早于未加碳源时(14 d), 而且 Eh 要求也低得多, 大致在 -50~50 mV 之间; 在仍处于缺氧时间段的第 2 d, 二甲基二硫醚(DMDS)和 DMTS 浓度就已经分别达到 30 和 10 μg/L, 远超过人体的嗅觉水平(分别为 0.1 ng/L 和 10 ng/L).

藻类代谢、含硫氨基酸和一些含硫有机物的细菌降解是水体 H₂S 的最大来源^[70], 但深度厌氧环境是其前提. SO₄²⁻还原为 S²⁻需要在专性厌氧微生物催化下才能进行, 所需的 Eh 至少低于 -150 mV^[71], 虽然此时水体 Fe²⁺已较充分^[68,69], 但因缺乏 S²⁻无法使水体发黑形成湖泛, 因此造成水体发黑滞后于发臭的主要原因是水底尚未进入到深度缺氧环境, 专性厌氧微生物还难以进入活性状态.

3 湖泛形成的物质和气象条件

发生“死区”缺氧主要是陆源工农业污染排放等对海洋水体造成的富营养化所导致^[61]. 工业污染物和

土壤中的肥料流失到海洋中后,造成海藻大量繁殖,这些新近产生的藻类等生物质死亡并沉入海底是海水缺氧的主要原因^[53],此外还有全球变暖等问题的直接和间接影响.相对于海洋的缺氧问题,湖泛的发生虽也主要源于富营养化问题,但形成的具体原因则与海洋的死区有很大差别.

3.1 湖泛形成的物质条件

目前现场观察的大多数湖泛或与其相似的黑臭现象都与藻体有关. Pucciarelli^[35]对意大利 Garda 湖岸边点状黑斑分析发现,藻体(小球藻)参与了致黑过程. Neira^[72]曾通过原位实验,证实在德国瓦登海湖滩形成 black spots 的主要物质就是浅埋于砂质沉积物中的丝状绿藻. 2007 年发生于太湖的污水团前,梅梁湾所有样点的藻体叶绿素 a 浓度就全部超过 40 $\mu\text{g/L}$,其中三山-鼋头渚水域更是达到 179 $\mu\text{g/L}$ 水平^[1]. 2008 年 5 月,太湖西部的宜兴沙塘港口附近的藻密度最高值超过 6×10^8 cells/L,结果 5 月底 6 月初于宜兴近岸发生了大规模湖泛. 死亡水草的大量出现或堆积,也会形成湖水发黑发臭的类似藻源性湖泛现象^[28]. 2012 年 5 月 16 日在贡湖沙渚港和许仙港口 2 个大型水生植物生长区,由于水草大量死亡,发生草源性湖泛^[29]. 室内模拟反映,菹草(*Potamogeton crispus*)形成的发黑时间略迟于以微囊藻(*Microcystis*)为主的藻源性湖泛,形成的主要致臭物(DMS、DMDS 和 DMTS)浓度也达到 5 $\mu\text{g/L}$ 较高水平^[27],远超过人的 ng/L 级嗅觉阈值. 虽然室内模拟研究反映,足够量的死亡底栖生物、浮游动物和鱼类聚积也会形成湖泛^[27],但在湖体内很难自然形成,因此实际真正能参与湖泛形成的生物都为同属低等植物的藻类和大型水生植物,它们是湖泛形成的基本物质条件.

为半定量或定量确定藻类聚积与湖泛形成的关系,平行模拟发现,在 0.526 g/m^2 鲜藻聚积量下,培养 10 d 湖泛未发生,而 0.790 g/m^2 和 1.053 g/m^2 聚积量则分别在第 6 d 和第 5 d 水体就变黑^[23],表明在指定的太湖条件下,发生湖泛的鲜藻聚积程度约在 0.526 ~ 0.790 g/m^2 之间. 已有研究表明,太湖几乎所有缺氧导致的湖泛都发生于湖岸边,特别是吹程小的避风湖湾^[73]或是有挺水植物大量生长的静水区^[1,29],植物林立的静水区易使藻体进入而不易散去,有利于漂浮藻类的堆积和足够长时间的滞留. 而藻体聚积量越大,湖泛形成所需的聚积时间越短^[74]. 这些现象也从另一个侧面反映,对于湖泛的形成,生物质所需堆积时间与生物质数量呈反比,堆积时间越长,所需生物质的量就越少. 随着时间的延续堆积表象体系的内部,实际还同时发生着藻体的沉降和耗氧过程^[75],为湖泛的形成蓄积着物质和能量条件.

在实际聚藻水域,往往在一段时间后会大量死亡和沉降藻体^[75]. 尹桂平^[74]采用死亡藻体作实验材料,模拟了自 0.010 ~ 1.000 g/cm^2 间 9 个聚藻程度,发现死藻聚积可降低湖泛发生对聚藻量的要求,可发生湖泛的死藻聚积量仅需 0.250 g/cm^2 . 如用死藻 0.790 g/m^2 进行模拟,仅需 3 d 水柱就完全变黑(湖泛),较文献^[12]提早 2 d. 这也反映,死藻比例越大,所需的湖泛发生时间越短,湖泛发生风险也越大. 由于藻体会随光照或死亡等因素发生垂向的上浮或沉降现象,因此以单位面积水柱内的死活藻体(包括水草)量,较之单纯考虑水体某层(特别是表层)含藻量来判断湖泛发生的物质(藻量)条件更为科学. 从分子角度,死亡藻体和水草都可分解成蛋白质(氨基酸)、淀粉、纤维素等有机质,与人的嗅度有较高的相关性^[25]. 冯紫艳^[68]模拟在底泥参与下的厌氧微生物作用,反映这些有机质均能诱发水体发黑,其易发顺序为:蛋白质 > 淀粉 > 纤维素.

3.2 湖泛形成的气象条件

蓝藻水华单纯地在湖湾或岸边浅水区大量堆积并不一定会引发湖泛^[20],还需要除生物质数量和聚积时间外的条件. 王成林等^[7]分析 2007 年 5 月底和 2008 年 5 月两次藻源性“湖泛”形成过程中气象要素的变化,并结合水动力模型研究认为,适宜的气象条件可提供必要的热量与动力环境,也是“湖泛”形成的必要因素. 受湖区营养盐供应量及生物体空间竞争等限制和影响,完全依赖水域内的藻类自发生长到足够发生湖泛所需的单位聚积量实际难以发生,往往需要适当的风情(如风速和风向)作为其规模性聚积的驱动力^[76-77]. 孔繁翔等^[78]研究表明,当风速为 2.0 m/s、波高为 0.04 m 时,微囊藻在湖面上形成水华,此时大约有 37% 的总生物量聚积在表层 5 cm 的湖面;当风速 2.5 m/s 时这一比例降为 34%;当加强到风速为 3.1 m/s、波高为 0.062 m 时,表面水华消失. 白晓华等^[76]通过室内风箱水槽实验和野外观测的定量研究结果反映,适当的低风速(< 3 m/s)下,漂浮的藻体会随风朝下风向移动. 在平均风速为 2.8 m/s 时,藻体在水槽和现场水面的平均移动速度分别为 8.6 和 11.4 cm/s.

在藻华多发的夏季太湖地区风向多盛行东南或南风,在适当风速和相对稳定的风向条件下,太湖藻类生物量分布自东南向西北或由南向北逐渐增加^[79],当风场与流场不一致时,风向对藻类水华的分布影响更大,极易在下风向沿岸区形成聚积状态.2007年1、2、3月太湖偏南风所占比例(72%、49%、46%)明显大于往年(31%、31%、40%),使得太湖南部藻类在风的作用下较正常年份更易向北部富集^[1],而3—4月小于4 m/s风速的发生频率又较多年平均高10%~15%,有利于藻体上浮,结果造成在迎风区梅梁湾出现藻体大量聚积.5月6日在梅梁湾小湾里叶绿素 a 浓度达到 259 $\mu\text{g/L}$,为5月底在贡湖湾口发生藻源性湖泛奠定关键物质基础^[1,19].

但过大的风速对于聚积状藻体形成湖泛却是不利的.现场观察发现,能出现湖泛的现场风速大多为小于4 m/s的微风^[20],实验室模拟反映,风速 3.2 m/s 的水动力扰动环境可使水体发黑时间较静风(对照)推迟^[23,74].风对湖泛形成后的持续时间影响也很大.申秋实等^[47]应用氧化还原条件结合视觉比较等方法,研究不同风浪作用下藻源性湖泛的稳定性,结果显示静风对照下,已发湖泛水体的黑色在实验过程中始终未见消失,水体 DO 浓度仍能维持在 1.5 mg/L 以下;小风(约 2 m/s)和中风(约 4 m/s)情况下,湖泛约可持续 2 d 左右,但消失时的 DO 浓度约为 6 mg/L;大风(约 8 m/s)下黑臭完全消失仅需 14 h.由于“湖泛”发生阶段造成的低氧(DO < 2 mg/L)时间(1~3 d)一般较发生后的持续时间短,而湖泛的稳定和持续又是决定其生态环境致灾程度的主要因素,因此掌握风情状态和趋势对于推断聚藻区湖泛是否发生,以及预测湖泛灾害程度非常关键.

一切与生物和化学有关的反应都与温度有关,因此湖泊水温也是湖泛发生的重要条件.王成林等^[7]对太湖湖泛发生前后温度分析,认为湖泛发生前大约会出现 3 d 以上的高温(> 25 $^{\circ}\text{C}$)天气,并以同时满足 14:00 时气温 > 25 $^{\circ}\text{C}$ 、风速 \leq 4 m/s 的累积天数为太湖蓝藻水华气象指数,分析出 2007 年 6 月前满足其气象指数的天数(15 d)大约是 2006 年(8 d)的 2 倍,而且湖泛开始出现时间(3 月 28 日)较 2006 年(4 月 18 日)也提前了约 20 d,这也就为湖泛的形成提供了极好的气象条件.据对 2008 年 5 月 29—31 日、2009 年 5 月 11—13 日和 2009 年 7 月 20—24 日发生在太湖西沿岸和贡湖的 3 次湖泛的现场调查^[15],水温分别为 23.3~26.0、24.4~25.8 和 28.4~33.8 $^{\circ}\text{C}$.经计算,发生湖泛的温度范围(ΔT)为 26.7 \pm 3.3 $^{\circ}\text{C}$.

归纳对湖泛的观察和模拟分析结果,可以总结出如图 1 所示湖泛发生与生物量和气象条件的关系,即对一指定湖泊,湖泛的发生需满足如下条件:1) 水体中须有足够单位体积的生物质量($M \geq M_0$);2) 这些满足 $M > M_0$ 含量的生物质量能等效聚积于有限范围水域达足够时间($t \geq t_0$);3) 生物质量 M 和聚积时间 t 呈渐近线关系,在静风($V=0$)时, $M = M_0, t \rightarrow \infty$.随水面风速的增加, M 和 t 也相应增加;4) 在 $V=0, M = M_0$ 和 $t = t_0$ 时,理论上存在一发生湖泛的所需水温(T),随着风速加大或 M 和 t 的变化,发生湖泛所需的水温也将增加或发生变化($T + \Delta T$),但变化范围应介于发生湖泛的最低所需水温至微生物生长的最高适宜水温之间.

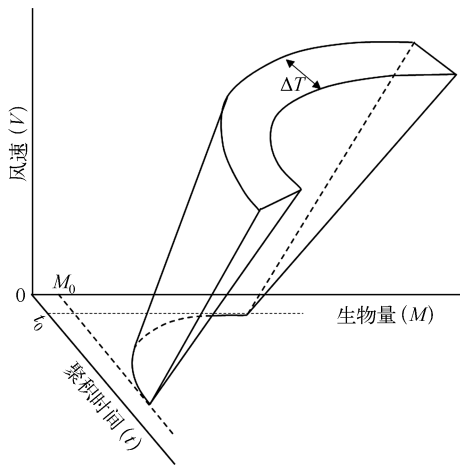


图 1 湖泛发生的生物量聚积与气象条件关系示意

Fig. 1 Schematic drawing of the relationships of biomass accumulation and meteorological conditions on black bloom occurrence

4 湖泛形成中的微生物作用

大量研究显示微生物在藻、草有机质的快速分解、异味物质发生、碳硫元素转化,甚至湖泛后期的系统恢复方面都具有关键作用^[80].参与黑臭发生过程的有机物主要来自于藻、草死亡残体和沉积物中的有机质,其在微生物作用下将会从好氧分解转变为缺氧和厌氧分解^[81].Freitag 等^[38]分析了瓦登海的自然黑斑(black spots)区和对照区的微生物群落结构,发现黑斑区与对

照区表层沉积物的总细菌 (total bacterial numbers, TBN)、好氧有机化能营养菌 (aerobic chemoorganotrophic bacteria, AB)、发酵菌 (fermenting bacteria, FB) 和硫酸盐还原菌 (sulfate reducing bacteria, SRB) 的密度均存在差异 ($P < 0.05$)。除发酵菌 (FB) 外,其他计数项 (TBN、AN 和 SRB) 在黑斑区表层 (10 cm 分层) 沉积物中均高于自然发生区,而且 AN 密度与 FB 密度间存在很好的相关性 ($R^2 = 0.9$)。Freitag 等^[38]认为在砂质潮间带沙滩出现的水体发黑现象,主要是因为微生物分解有机质营造了厌氧环境,促使硫化物表现出还原行为。

在缺氧和厌氧状态的湖泊中,微生物会对被分解的有机底物 (包括草、藻残体和其它有机碎屑) 进行生化反应^[38],并可产生中间产物和还原性气体 (如甲烷 (CH_4) 和硫化氢 (H_2S) 等)。厌氧条件下能快速对有机质分解的梭菌属 (*Clostridium*)、SRB、产甲烷古菌 (Methanogens) 以及甲烷氧化菌 (anaerobic methanotrophic archaea) 等是参与湖泛发生的主要功能微生物种类^[80]。Li 等^[63]分析了太湖藻华造成的低氧区水柱中细菌的群落结构,显示梭菌、脱硫弧菌 (*Desulfovibrio*) 等是优势种群^[82]。Wu 等^[83]对采用多种培养基从太湖低氧区获得的 4 株归为放线菌门 (Actinobacteria)、变形菌门 (Proteobacteria)、厚壁菌门 (Firmicutes)、拟杆菌门 (Bacteroidetes) 的细菌进行培养,发现它们都可以利用有机硫化物产生 H_2S 。已有的观察研究反映,水体的 FeS 致黑物形成普遍滞后于包括有机硫在内的挥发性有机硫化物 (VSC_s) 等主要致臭物^[69],这些细菌可能还会为水体主要致黑组分 (S^{2-}) 的生成起重要作用。在较深程度的缺氧及厌氧条件下,多种微生物之间的互营共生驱动着缺氧系统中 C、S 和 Fe 等具有相互关联的元素生物地球化学过程^[80]。

甲烷属具挥发性的有机无味气体,对湖泛的致臭不产生贡献,但藻体生物质可在厌氧沉积物中被产甲烷菌微生物快速地转化成甲烷。当电子受体 SO_4^{2-} 、 Mn(IV) 、 Fe(III) 、 NO_3^- 存在时,甲烷可能成为关键的电子供体驱动生物质的降解^[80]。Feng 等^[44]采用石蜡双层厌氧培养法从太湖湖泛区底泥分离出 48 个纯菌株,研究其中一株脱硫弧菌属 (*Desulfovibrio*) 的硫酸盐还原菌 (SRB) 在藻体和不同有机碳源 (蛋白质、淀粉、纤维素) 存在下对湖泛形成的作用。结果表明,SRB 的存在使得湖泛现象提前发生,FeS 黑度加强^[68]。此外,SRB 降解藻体蛋氨酸产生 VSC_s 的总量增加,对分子量较小的致臭物 MeSH、DMS 和 DMDS 生成的促进作用明显^[26]。

虽然微生物作用贯穿于湖泛发生过程,但自然水体中,广泛存在着可在缺氧或厌氧环境下生长的各类微生物^[42,80,84]。若经历缺氧过程则自由态和附着态的细菌组成在时间和空间上还会有很大变化^[63],因此湖泛形成过程中发挥重要作用的梭菌、硫酸盐还原菌和产甲烷菌等微生物在实际湖体中是很充足的,或是说无处不在。在草型湖区的沉积物中细菌的多样性还明显大于藻型湖区^[85],因此对于湖泛形成而言,广泛存在于水体和底泥等介质的微生物并不构成湖泛形成的限制条件。

5 底泥在湖泛形成中的作用

已有的观察表明,即使气象条件适合,藻体在一些岸边的大量和长时间的堆积却并非一定会形成湖泛^[20],这可能反映藻体和气象因素是发生湖泛的必要但非充分条件。在意大利 Garda 湖、德国 Wadden 海发生的 black spots,以及发生于太湖北部和西部的湖泛,其发生地点绝大多数位于有沉积物的分布区^[1,5,15,35,72],其中黑色斑点甚至还浸入沉积物内部数 10 cm^[33,38]。本课题组对太湖藻源性湖泛过程模拟也多次观察到^[6,23,43,86],水体的最先变黑均从底泥表层水体开始,并从水体发黑前起,模拟系统的管壁下部还附着许多细小气泡,隐喻底泥强烈参与了湖泛的发生,引发出人们对底泥在湖泛形成中的物源作用,以及可能治理途径的极大关注^[12,15,41,87]。为寻找太湖湖泛形成过程中对致黑物形成的介质来源,蔡萍等^[88]模拟了太湖八房港、焦山水体中有底泥 + 蓝藻、仅有底泥和仅有蓝藻 3 种处理组的湖泛特征物质 (黑度、铁及硫形态) 变化,发现诱发太湖湖泛发生的难易顺序为:底泥 + 蓝藻 > 底泥 > 蓝藻。底泥 + 蓝藻处理组中 Fe(II) 浓度为蓝藻处理组的 11 ~ 94 倍,其平均浓度为后者的 33 倍,而底泥 + 蓝藻处理组中还原性硫 ($\Sigma \text{S}^{2-} = \text{H}_2\text{S} + \text{HS}^- + \text{S}^{2-}$) 浓度为其他处理组的 2 ~ 56 倍,证实底泥不仅可作为体系 Fe^{2+} 的物质供给源之一,而且也是 ΣS^{2-} 的主要来源。

在专性厌氧微生物催化下,水体中有机物的氧化会伴随硫酸盐的还原^[71],产生还原态硫 (S^{2-}): $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4) + 53\text{SO}_4^{2-} \rightarrow 106\text{CO}_2 + 16\text{NH}_3 + 53\text{S}^{2-} + \text{H}_3\text{PO}_4^{3-} + 106\text{H}_2\text{O}$ 。尹桂平^[74]动态模拟研究反映,底泥表层有机质含量高低与湖泛发生时间存有对应关系,其中有机质含量 (5.44%) 最高的柱样,其

发生湖泛现象比其他柱样要提前 2 d. 在兼性厌氧微生物催化下有机物氧化, 表层底泥的电子受体也使得 Mn(IV)、NO₃⁻、Fe(III) 分别还原为 Mn(II)、N₂(NH₄⁺) 和 Fe(II); 继续发展则进入缺氧环境, 在专性厌氧微生物(如 SRB) 催化下有机物氧化, 硫酸盐还原产生 S²⁻, 以及发酵产生 CH₄. 虽然沉积物在物化性质上具有较大的空间异质性, 但大量死亡藻体(包括大型水生植物) 作为还原性物质加入后, 就使得环境标准氧化还原电位 < 250 mV (vs. Ag-AgCl)^[89], 湖底可由原来的氧、锰、氮、铁控制的无机体系, 转变为由藻(草) 有机质控制的有机体系. 以水华微囊藻 (*Microcystis flos-aquae*) 为例^[90], 死亡分解产生的有机还原性物质的标准 Eh (-280 mV), 远低于 Fe(III) 被还原的中度还原条件 (-100 ~ 200 mV) 以及 SO₄²⁻ 被还原的 Eh 值 (-100 mV). 过低的有机质氧化还原电位不仅控制着整个湖底的氧化还原反应, 还将会逐渐整合沉积物-水界面甚至近表层沉积物内所有的有机物反应, 这必将使得许多游离于上覆水、间隙水或可能附着包裹于沉积物中的 Fe(III)、Mn(IV)、SO₄²⁻ 在同一时间段逐步还原. 因此无论水体是否缺少 Fe(II) 和 SO₄²⁻, 在厌氧微生物作用的有机质控制下的还原体系, 都有可能使湖底附近水土系统的铁和硫向低价态的形态转变.

最易受沉降藻(草) 有机质还原体系影响的水底介质, 就是与其直接接触的沉积物和间隙水. 在沉积物中, 一般会存在非晶质 FeS, 以及马基诺矿(FeS_{1-x})、硫复铁矿(Fe₃S₄) 及黄铁矿(FeS₂) 等铁硫化物. 在太湖沉积物表层, 与硫结合的铁仅占总铁的 0.12% ~ 2.35%, 活性铁浓度可达 0.110 ~ 0.208 mmol/g^[91], 显示沉积物铁有较充足的潜在提供量. 在最有可能与上覆水形成跨界面迁移的沉积物间隙水中, 即使没有有机质分解的电子提供影响也会含有一定量的 Fe(II) 和 ΣS²⁻. Yin 等^[92] 对太湖北部柱状沉积物及间隙水中铁、硫浓度分析表明, 间隙水中 Fe(II) 浓度在 0.010 ~ 0.270 mmol/L 之间, ΣS²⁻ 浓度大致在 0.005 ~ 0.025 mmol/L 之间^[93]. 然而在浅水湖泊, 因复氧显著沉积物上覆水氧浓度较高, 上覆水甚至近表层沉积物的氧化还原体系都为氧体系所控制, 上覆水中的电位高于沉积物中还原态元素的电位. 虽然沉积物仍可能向上覆水释放 Fe(II) 和/或 S²⁻ 等还原态物质^[71], 但沉积物-水界面两边的表观 Eh 值差异太大, 使得 Fe(II) 或 S²⁻ 的迁移还未穿过界面就因在氧化或弱还原条件下的不稳定性而复氧, 从而改变价态, 形成对 Fe(II) 和 S²⁻ 的实质性释放. 然而当湖底由有机质厌氧降解下的强还原体系控制后, 经间隙水-上覆水通道而穿过沉积物-水界面的 Fe(II) 和/或 S²⁻, 将进入深度还原的稳定环境. 当上覆水 [Fe²⁺] 和 [S²⁻] 达到 K_{sp} 限制下的活度积时, 必将于沉积物-水界面率先形成 FeS ↓ 致黑物(湖泛). 另据申秋实室内模拟研究(成果未发表), 藻源性湖泛发生后, 水体中的 Fe(II) 和 S²⁻ 浓度甚至可以分别达到 55 mmol/L 和 45 mmol/L, 在瓦登海海滩沉积物中的黑斑中硫浓度也达到 20 mmol/L^[38], 均远远超过视觉黑度(0.078 mmol/L) 的浓度水平.

主要致黑物 FeS^[24,65] 和主要致臭物 VSCs^[39] 是太湖发生湖泛的最典型物质特征, 其中 S 和 Fe 是最为关键的元素. 除底泥外, 藻体和水中也含有致黑物所需的 Fe 和 S, 那么单纯藻体或单纯水体是否能具有达到湖泛发生所需的 S 和 Fe 含量呢? 在淡水藻体中, S 含量约为 0.15% ~ 1.96% (干重计), 在太湖藻体含硫量平均约为 1%, 其中胱氨酸占 0.33%、蛋氨酸占 0.64%^[94]. 以藻源性湖泛为例, 将模拟发生湖泛的藻量 0.790 g/m²^[12] 换算成单位体积干物质(57.06 mg/L), 即加藻后水体增加含 S 量为 0.00018 mmol/L; 再根据太湖北部 5-7 月蓝藻干重中的含铁量 16 ~ 86 μg/L^[95], 即加藻后水体增加含铁量在 0.00029 ~ 0.00154 mmol/L 之间. 若与太湖水体含硫(SO₄²⁻ 0.21 ~ 1.56 mmol/L)^[96] 和含可溶性铁(0.036 mmol/L)^[97] 比较, 发生湖泛时来自藻体的 S 和 Fe 的量几乎可忽略. 卢信^[69] 曾用不含硫的葡萄糖和淀粉分别放入太湖泥-水体系中模拟培养, 结果都使水体发黑形成湖泛, 表明湖泛的发生可以不依赖生物体(藻体) 对体系硫和铁的供给, 即使提供, 对湖泛的形成特别是后期的提供几乎是微不足道的.

此外, 对 1987 年以来相关调查资料分析, 太湖水体 5-7 月 SO₄²⁻ 浓度为 0.122 ~ 0.398 mmol/L, 可溶性铁浓度为 0.0026 mmol/L^[98]; 近年来 SO₄²⁻ 浓度增加约 1 倍(0.21 ~ 1.56 mmol/L) 左右^[96], 可溶性铁浓度最高为 0.036 mmol/L^[97], 约增加 10 倍. 据 Feng^[44] 在 SRB 存在下模拟藻源性湖泛完全变黑, 黑度(FeS) 为 0.078 mmol/L 的结果, 假设水体中的 SO₄²⁻ 和可溶性 Fe(III) 全部分别转化为其还原态 S 和 Fe, 则大致可满足湖泛发生所需的 ΣS²⁻; 而对于 Fe(II), 即使以湖体最高含量全部转化掉, 至少还增加 50% 才刚可达到水体发黑的程度. 在实际湖体中由于动力学因素和有机环境影响, 离子的活度系数普遍小于 1, 这将很可能使得仅凭藻体或湖水很难获得发生湖泛所需要的 Fe 和 S 的含量. 综合以上分析可以推断, 湖泊底泥是湖泛发生中还原性 Fe 和 S 的主要提供来源. 由于底泥是湖盆内唯一具有相对不可移动的介质, 底泥中湖泛风险物

质(有机质、铁硫化物等)含量空间差异大^[91],使得其在湖底的分布就大致决定了预测湖泛的风险区范围.因此对生物质(藻、草)为主要物源的湖泛进行预测中,有必要考虑底泥的性质及其在湖泊中的空间分布.

6 湖泛的生消过程与定义

6.1 湖泛的生消过程

湖泛的生消过程大致可分为4个阶段,即(藻类或水草)生物聚积阶段、(水体)耗氧缺氧阶段、(湖泛)爆发成灾阶段,以及(水体)复氧消退阶段.与蓝藻水华形成的4个阶段^[78]在一个水文年仅有一次不同,湖泛一年中可发生数次(主要于春夏季),每个生消过程的时长一般不超过1个月(图2).湖泛生消过程的各阶段特征可总结如下:

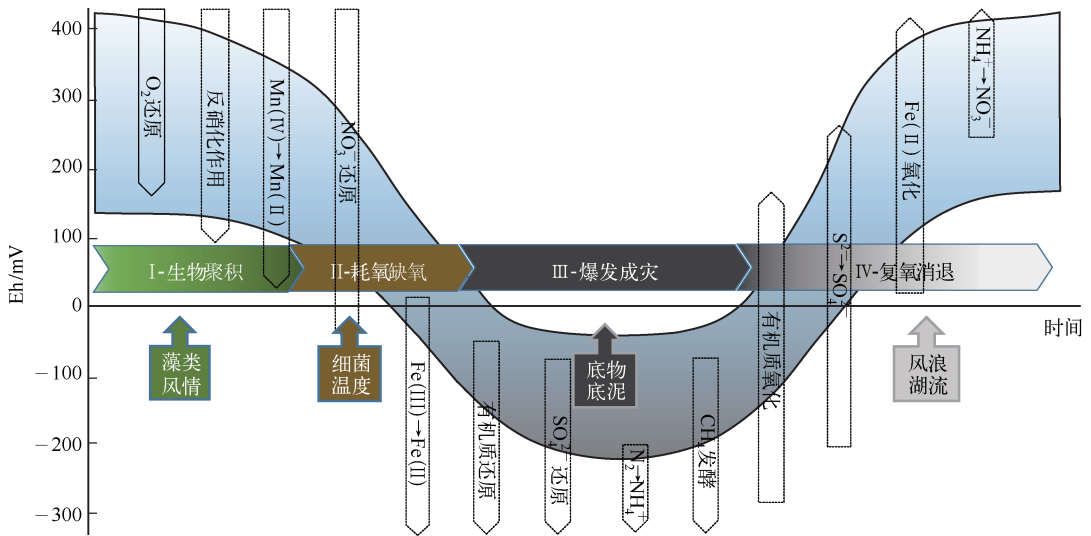


图2 湖泛生消四阶段条件和相对氧化还原反应示意

Fig. 2 Conditions and relative redox reactions in four phases of black bloom formation-disappearing in a lake

(1) 生物聚积阶段. 对于藻类而言,水华形成后,藻体主要在风力的推动下,向某一地形条件适宜的水域迁移和聚积;对大型水生植物而言,是指水草生长后在局部水域形成生物质的死亡和堆积.此阶段一般需要10 d左右,长则20 d短则数d.以藻源性湖泛为例,鲜藻聚积量约需 $>0.526 \text{ g/m}^2$;在风速风向上,在此期间需具有相对稳定的风向和较高频率的中小风速($<4 \text{ m/s}$).接受生物质聚积的区域一般为具一定封闭程度的湾区或迎风岸区,有对风和水流起阻碍作用的人为构筑物或自然水生植物群(如芦苇荡)^[11],这将有利于藻体的聚积和沉降.因藻体和底泥的呼吸以及浮藻对水-气界面复氧的影响等,水体表观Eh中后期将会下降,但一般在150 mV以上.

(2) 耗氧缺氧阶段.是指在适当高的水温条件下,以微生物对死亡生物体的耗氧降解为驱动,使水体依次并急剧出现厌氧和缺氧状态.这一阶段通常需要1 d以上达到缺氧($\text{DO} < 2 \text{ mg/L}$),3 d以上达到厌氧环境($\text{DO} \leq 0.2 \text{ mg/L}$),表观Eh值可伸展很宽范围(约300 mV \rightarrow 约-50 mV),主要条件为水温和参与的细菌.水温大致保持在 23.5°C 以上,最常见时间段为春夏之交的水温上升期.参与此过程的微生物主要有以DO为电子受体的需氧性异养微生物,和对有机物催化氧化并伴随使非溶解性Fe(III)、不溶性Mn(IV)和 NO_3^- 还原为可溶性Fe(II)、Mn(II)及 NH_4^+ ($\rightarrow\text{N}_2$)的各种兼性厌氧性微生物,并形成低浓度的MeSH、DMS、DMDS和DMTS等含硫致臭代谢产物.

(3) 暴发成灾阶段.是指水体在高度缺氧和高温环境下形成湖泛,暴发出以FeS为主要致黑金属硫化物和以含硫有机物为主要致臭物的黑臭“水团”,并普遍造成水域水质严重恶化和一些生物的死亡.这一阶段通常延续数h至数10 d不等,水体DO显示为0或 $<0.2 \text{ mg/L}$,表观Eh值多在-20 mV以下,主要物质条件

为生物底物和底泥,它们可持续和有效提供有机质和还原性致黑组分.参与此阶段的微生物主要为可催化有机物氧化的专性厌氧微生物(硫酸盐还原菌、梭菌、产甲烷古菌以及甲烷氧化菌)^[80].由于水体 SO_4^{2-} 和有机质被快速还原以及 $\text{N}_2 \rightarrow \text{NH}_4^+$ 的生成,再加上底泥厌氧条件下对氮、磷的高强度释放,使得水体中致黑物(FeS)、致臭物,以及以 COD、氨氮和总磷为主要体现的水质指标,出现历史高水平浓度区间,黑水团在水流和风的作用下,可作一定范围和距离的迁移.

4) 复氧消退阶段.是指水体在风浪和湖流等水文气象条件下,已发湖泛区水体因快速复氧、黑臭水团的迁移扩散等,水域内黑臭出现消退,并最终使水体水质得到恢复.这一过程通常需要数 h 至 2 ~ 3 d,主要条件为风浪和湖流.随着生物趋向耗竭,厌氧和兼性厌氧微生物在内部逐步失去活力,低 Eh 越来越难以维系, Eh 逐步上升;另外从外部分析,一方面湖泛所形成的黑水团,在水-气界面以及在外围边界上一直与外部(气、水)发生着氧的侵入和反侵入;另一方面,随湖流的动力牵引,部分或整体以扩散方式逐步跟随湖流离开原发水域.随着内部 Eh 的上升和风浪、湖流促进下氧的快速输入,水体有机质含量大幅下降、底泥氮磷营养物释放减弱,使得依赖缺氧环境的致黑致臭物快速氧化直至散去消失.

6.2 湖泛的定义

定义(definition)是透过列出一个事件或者一个物件的基本属性来描述或规范一个词或一个概念的意义,它是对概念的内涵或词语的意义所做出的简要而准确的描述.湖泛(black bloom)作为一个概念或词语,其基本属性是湖泊黑臭水体,其内涵是藻类和水草等生物物质聚积、降解所引发,因此可简要描述为:湖泛是一种因藻类和水草等大量聚积、死亡所引发的湖泊水体突发性黑臭现象.进一步描述则为,湖泛是指在适当的气象和地形等条件下,富营养湖泊局部水域因长时间聚积大量藻体或水草等生物物质,在微生物和底泥参与下,形成边界可辨、散发恶臭的可移动黑色水团,并导致水质恶化和一些生物死亡的极端污染现象.湖泛的实质就是以功能微生物降解有机质驱动的 C、S 和 Fe 的生物地球化学过程.生物物质在稳定风向或静水岸边的有效聚积和高温缺氧是营造湖泛形成和暴发的前提,水体主要致黑、致臭物分别为以 FeS 为主的金属硫化物和以二甲基硫醚或硫醇为主的挥发性有机硫化物,藻(草)生物物质和底泥(包括其中有机质)是促进和维持湖泛形成的主要物质来源.

7 研究展望

作为水体极端污染现象的湖泛问题,20 多年前就已在太湖出现,类似湖泛的现象实际也经常小范围发生在滇池东北部以及巢湖西部的河口区,然而这一问题真正被人们重视实际也仅 7、8 年时间.现有对湖泛现象的描述、形成条件和机制等方面业已开展了较广泛和深入的研究,但仍有一些重要结论还属于定性甚至是推测的,很多过程和机理问题仍需要深入研究和探讨.

首先,湖泛研究中亟需新技术和新手段的支持.现有的商业仪器给予湖泊研究人员以极大的技术支持,但是这些商业性设备多是为满足人们对水体、沉积物和生物中物质进行不同要求的分析和监测而设计的,着重于分析和测试结果的准确性、高频性和便捷性等.湖泛现象的发生具有时间和空间的不确定性,重度缺氧和严格厌氧是湖泛形成灾害的最典型环境,对这样的特殊体系的模拟和物质形态、组成结构的分析等进行更专业的研究,亟需开发具有控温、控光、水动力和气体收集等一体的更加先进的模拟装置,以及需要能在无氧氛围下高精度和高频次获取泥、水、生样品的被动取样装备,如 DGT 技术测定硫和铁^[99-100],对致黑、致臭物向着形态、价态、结合态和有机结构分析^[24,101],甚至引入同位素示踪技术、平面光电极技术来研究硫的归趋和精细表征湖泛发生中的 pH 变化^[102],以达到和满足对湖泛形成机制解释中对各类介质的信息和状态精细和实时掌握的要求.

第二,沉积物对湖泛形成的有效成分提供机制仍需深入探讨.淡水沉积物中普遍含有与铁和硫有关的无机矿物和可继续被微生物氧化的有机物.以无机矿物为例^[103],如含铁黏土中的绿脱石 [$\text{X}_{0.5}\text{Fe}_2\text{Al}_{0.5}\text{Si}_{3.5}\text{O}_{10}(\text{OH})_4\text{H}_2\text{O}$]、碳酸盐中的菱铁矿(FeCO_3)、所有含铁氧化物(如磁铁矿(Fe_3O_4)、针铁矿[$\text{Fe}(\text{OOH})$]、赤铁矿(Fe_2O_3)、钛铁矿(FeTiO_3))以及磷酸盐中的蓝铁矿[$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$]、板磷铁矿[($\text{Fe}, \text{Mn}, \text{Mg}$)₃(PO_4)₂ · 4 H_2O];含硫的矿物则几乎全为与铁和锌有关的硫化物,如黑烟硫铁矿($\text{FeS}_{0.9}$)、黄铁矿(FeS_2)、硫复铁矿(Fe_3S_4)和闪锌矿(ZnS).在缺氧特别是强还原环境下,到底哪些矿物对上覆水中的 Fe(II) 和 S^{2-} 提

供了实质性贡献? 贡献的大小如何? 以及形成有效供给的顺序是怎样的仍不甚清楚. 目前太湖底泥疏浚面积和深度的确定主要针对以氮、磷为主的内源控制^[104], 但为何疏浚对太湖易发区湖泛的预控效果也较为显著^[15,18,43,105]? 如果掌握湖泛形成中底泥致黑致臭物和有机质有效成分的主要来源和提供机制, 不仅能更有针对性地确定底泥疏浚量, 而且也可为采用其他技术控制湖泛提供科学依据.

第三, 加强湖泛发生关键参数和阈值的研究. 湖泛研究最主要目的之一就是应用于湖泛的预警, 其中预警参数和阈值范围的确定对于预警而言非常重要. 李未等以湖面藻体(Chl. a)和DO等值线分布, 结合近3 d温度、风向和气象条件, 模拟并定期(半周)发布局部湖区湖泛发生概率(成果未发表), 实际上采用了Chl. a和DO两个参数. 在藻体的迁移聚积和耗氧缺氧阶段, 水体DO浓度低至0.1 mg/L时, Fe(III)→Fe(II)才刚开始^[71]; DO浓度趋于0时(此时一般仪器已无法精确显示数值), 对湖泛形成起重要作用的有机质还原、SO₄²⁻还原、甲烷发酵还没有开始或刚刚开始. 若采用Eh表征湖底此阶段的状况, 不仅可以获得较大测量范围(-1500~1500 mV), 而且可精细表征湖泛前及发生后氧化还原控制状态(图2). 此外, 高聚积量生物物质分解的关键时段(第1~7 d), pH一般出现大幅度下降(约1~2个pH单位)^[106], 致臭物(如VSCs)均早于致黑物的形成^[22,69], 因此有必要在湖泛预测预警模拟研究中, 将pH和关键VSCs等作为利用或增加的参数加以深入研究和应用.

最后, 致黑致臭物稳定性机制有待探讨. 湖泛的灾害程度最主要是与形成湖泛后的缺氧体系的稳定性和持续时间有关. 首先从物质方面看, 稳定下的黑水团水体实际是一个非常复杂的多介质体系. 在该体系中, 不仅存在影响程度几乎同等重要的固、液和气状态, 特别是对浅水湖泊, 底部沉积物再悬浮进入上层水体, 形成以黏土矿物、藻类、有机碎屑、胶体物质甚至大分子溶解性有机质为主体的多介质体系^[107], 再加上以底泥为主强大的物源供给, 支撑着以FeS为主附着于悬浮质使得整个系统处于黑色氛围. 从能量方面看, 所有微生物好氧、兼性厌氧和专性厌氧反应, 都是自由能 $\Delta G^0 < 0$ kJ/mol^[71], 湖泛发生区水柱和湖底的生物质量都很大, 产生能量释放必然发生. 这种主要发生于界面的生化放热反应对湖泛的稳定性支持是不言而喻的, 湖底能量的释放必将造成局部温度的升高^[108-109], 而关于湖泛中的能量及其效应问题至今尚未有实质性研究涉及. 另外, 作为边界清晰的水团(water masses), 湖泛具有空间可移动性, 因此还有必要根据湖流、风情等模拟黑水团移动轨迹, 借用在海洋上已较成熟的热水团的成果^[110], 开展黑水团与非水团间的水平物质能量交换、垂向水-气界面复氧和沉积物-水界面的沉积物好氧等研究, 从多角度、多手段对湖泛致黑水团的稳定性机制开展研究, 为预测湖泛的持续时间、影响范围和程度提供更多的信息.

8 参考文献

- [1] 孔繁翔, 胡维平, 谷孝鸿等. 太湖梅梁湾2007年蓝藻水华形成及取水口污水团成因分析与应急措施建议. 湖泊科学, 2007, 19(4):357-358.
- [2] 于建伟, 李宗来, 曹楠等. 无锡市饮用水臭味突发事件致嗅原因及潜在问题分析. 环境科学学报, 2007, 27(11):1771-1777.
- [3] Guo L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake. Science, 2007, 317:1166.
- [4] 周凯. 无锡市政府副秘书长朱仲贤:尽快让市民喝上安全水. 中国青年报, 2007年7月1日.
- [5] 陆桂华, 马倩. 太湖水域“湖泛”及其成因研究. 水科学进展, 2009, 20(3):438-442.
- [6] 申秋实, 邵世光, 王兆德等. 太湖月亮湾湖泛发生过程模拟及水土物化性质的响应. 水科学进展, 2011, 22(5):710-719.
- [7] 王成林, 张咏, 张宁红等. 太湖藻源性“湖泛”形成机制的气象因素分析. 环境科学, 2011, 32(2):401-408.
- [8] 李旭文, 牛志春, 姜晟等. 太湖湖泛现象的卫星遥感监测. 环境监测管理与技术, 2012, 24(2):12-17.
- [9] 代立春, 潘纲, 李梁等. 改性当地土壤技术修复富营养化水体的综合效果研究: III. 模拟湖泛水体的应急治理效果. 湖泊科学, 2013, 25(3):342-346.
- [10] 谢卫平, 江超, 蒋科伟等. 太湖湖泛高发区物联网监测技术与预警系统. 环境科技, 2013, (1):39-42.
- [11] 谢平. 太湖蓝藻的历史发展与水华灾害——为何2007年在贡湖水厂出现水污染事件? 北京:科学出版社, 2008:118.
- [12] 刘国锋, 钟继承, 何俊等. 太湖竺山湾藻华黑水团沉积物中Fe-S-P的含量及其形态变化. 环境科学, 2009, 30(9):2520-2526.
- [13] 盛东, 徐兆安, 高怡. 太湖湖区“黑水团”成因及危害分析. 水资源保护, 2010, 26(3):41-44, 52.
- [14] 陈正勇, 王国祥, 杨飞等. Fenton试剂对富营养化湖水黑臭的氧化降解作用. 环境工程学报, 2012, 6(5):

- 1591-1594.
- [15] 陆桂华, 马倩. 2009年太湖水域“湖泛”监测与分析. 湖泊科学, 2010, **22**(4):481-487.
- [16] 强昌林, 章琪. 巢湖饮用水水源污染现状与对策. 供水技术, 2008, (5):5-7.
- [17] 杨逢乐, 金竹静. 滇池北岸河流水环境污染现状及防治对策研究. 环境科学导刊, 2008, **27**(6):43-46.
- [18] Liu C, Shen Q, Zhou Q *et al.* Precontrol of algae-induced black blooms through sediment dredging at appropriate depth in a typical eutrophic shallow lake. *Ecological Engineering*, 2015, **77**: 139-145.
- [19] 叶建春. 实施太湖流域综合治理与管理改善流域水环境. 中国水利学会2007学术年会会刊, 2007: 102-113.
- [20] 王成林, 张咏, 张宁红. 基于气象条件的太湖湖泛预警研究. 环境监控与预警, 2010, **2**(5):1-4.
- [21] 刘国锋, 申秋实, 张雷等. 藻源性黑水团环境效应: 对水-沉积物界面氮磷变化的驱动作用. 环境科学, 2010, **31**(12):2917-2924.
- [22] 刘国锋, 何俊, 范成新等. 藻源性黑水团环境效应: 对水-沉积物界面处 Fe、Mn、S 循环影响. 环境科学, 2010, **31**(11):2652-2660.
- [23] 刘国锋. 藻源性湖泛对太湖沉积物-水界面物质行为影响及预控研究[学位论文]. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2009: 43-47, 50-53.
- [24] 申秋实, 范成新. 藻源性湖泛水体显黑颗粒的元素形态分析与鉴定. 湖泊科学, 2015, **27**(4):591-598.
- [25] 丁琦, 汤利华, 谢丹. 校园湖水体黑臭产生机制的研究. 工业用水与废水, 2012, **43**(3):28-30.
- [26] 卢信, 冯紫艳, 商景阁等. 不同有机基质诱发的水体黑臭及主要致臭物(VOCs)产生机制研究. 环境科学, 2012, **33**(9):3152-3159.
- [27] 卢信, 刘成, 尹洪斌等. 生源性湖泛水体主要含硫致臭物及其产生机制. 湖泊科学, 2015, **27**(4):583-590.
- [28] 申秋实, 周麒麟, 邵世光等. 太湖草源性“湖泛”水域沉积物营养盐释放估算. 湖泊科学, 2014, **26**(2):177-184.
- [29] Shen Q, Zhou Q, Shang J *et al.* Beyond hypoxia: occurrence and characteristics of submerged plant *Potamogeton crispus* induced black bloom in Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, **26**(2):281-28.
- [30] Stahl JB. Black water and 2 peculiar types of stratification in an organically loaded strip-mine lake. *Water Research*, 1979, **13**(5):467-471.
- [31] Rai H, Hill G. Physical and chemical studies of Lago Tupé—a central amazonian black water ria lake. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 1981, **66**(1):37-82.
- [32] Duval B, Ludlam SD. The black water chemocline of meromictic Lower Mystic Lake, Massachusetts, USA. *International Review of Hydrobiology*, 2001, **86**(2):165-181.
- [33] Michaelis H, Kolbe K, Thiessen A. The “black spot” disease (anaerobic surface sediments) of the Wadden Sea. Contrib. ICES Statutory Meeting, Rostock 1992, Code Nr. E: 36.
- [34] Rusch A, Töpken H, Böttcher ME *et al.* Recovery from black spots: results of a loading experiment in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 1998, **40**: 205-219.
- [35] Pucciarelli S, Buonanno F, Pellegrini G *et al.* Biomonitoring of Lake Garda: Identification of ciliate species and symbiotic algae responsible for the “black-spot” bloom during the summer of 2004. *Environmental Research*, 2008, **107**(2):194-200.
- [36] http://society.yunnan.cn/html/2011-09/05/content_1807864.htm.
- [37] 沈爱春, 徐兆安, 吴东浩. 蓝藻大量堆积、死亡与黑水团形成的关系. 水生生态学杂志, 2012, **33**(3):68-72.
- [38] Freitag TE, Klenke T, Krumbein WE *et al.* Effect of anoxia and high sulphide concentrations on heterotrophic microbial communities in reduced surface sediments (Black Spot) in sandy intertidal flats of the German Wadden Sea. *FEMS Microbiology Ecology*, 2003, **44**: 291-301.
- [39] Yang M, Yu JW, Li ZL *et al.* Taihu Lake not to blame for Wuxi's woes. *Science*, 2008, **319**: 158.
- [40] Lu X, Fan C, He W *et al.* Sulfur-containing amino acid methionine as the precursor of volatile organic sulfur compounds in black water agglomerate induced by algal-bloom. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(1):33-43.
- [41] 陈荷生. 太湖宜兴近岸水域“湖泛”现象初析. 水利水电科技进展, 2011, **31**(4):33-37.
- [42] 吕佳佳. 黑臭水形成的水质和环境条件研究[学位论文]. 武汉: 华中师范大学, 2011.
- [43] He W, Fan C, Shang J *et al.* Effects of sludge dredging on the prevention and control of algae-caused black bloom in Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(3):430-440.
- [44] Feng Z, Fan C, Huang W *et al.* Microorganisms and typical organic matter responsible for lacustrine “black bloom”. *Science of the Total Environment*, 2014, **470/471**: 1-8.
- [45] 李旭文, 牛志春, 姜晟等. 环境卫星 CCD 影像在太湖湖泛暗色水团监测中的应用. 环境监控与预警, 2012, **4**(3):1-9.
- [46] Duan H, Ma R, Steven AL *et al.* Optical characterization of black water blooms in eutrophic waters. *Science of the Total Environment*, 2014, **482**:174-183.
- [47] 申秋实, 邵世光, 王兆德等. 风浪条件下太湖藻源性“湖泛”的消退及其水体恢复进程. 科学通报, 2012, **57**(12):1060-1066.

- [48] 李佐琛,段洪涛,申秋实等. 藻源性湖泛发生过程 CDOM 变化对水色的影响. 湖泊科学, 2015, **27**(4):616-622.
- [49] Rutkin A. Black bloom in the Atlantic skirts Brazil's coast. *New Scientist*, Regulars 2014-01-31.
- [50] 管远亮,陈宇. 池塘内设置小体积网箱养殖商品泥鳅技术. 中国水产, 2008, **25**(2):44-45.
- [51] Diaz R, Rosenberg R. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology*, 1995, **33**: 245-303.
- [52] Selman M, Greenhalgh S, Diaz R *et al.* Eutrophication and hypoxia in coastal areas: a global assessment of the state of knowledge. *WRI Policy Note*, 2008, (1):1-6.
- [53] Chen C, Gong G, Shiah FK. Hypoxia in the East China Sea: one of the largest coastal low-oxygen areas in the world. *Marine Environmental Research*, 2007, **64**(4):399-408.
- [54] Anonymous. Gulf of Mexico dead zone grows. *Marine Pollution Bulletin*, 2001, **42**(9):707.
- [55] Hagy JD, Boynton WR, Keefe CW *et al.* Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950 - 2001: Long-term change in relation to nutrient loading and river flow. *Estuaries*, 2004, **27**(4):634-658.
- [56] Luo L, Li S, Wang D. Hypoxia in the Pearl River Estuary, the South China Sea, in July 1999. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2009, **12**(4):418-428.
- [57] Bouffard D, Ackerman JD, Boegman L. Factors affecting the development and dynamics of hypoxia in a large shallow stratified lake: Hourly to seasonal patterns. *Water Resource Research*, 2013, **49**: 2380-2394.
- [58] Desa E, Madhan R, Maurya P *et al.* The detection of annual hypoxia in a low latitude freshwater reservoir in Kerala, India, using the small auv maya. *Marine Technology Society Journal*, 2009, **43**(3):60-70.
- [59] Suthers IM, Gee JH. Role of hypoxia in limiting diel spring and summer distribution of juvenile yellow perch (*Perca flavescens*) in a prairie marsh. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1986, **43**(8):1562-1570.
- [60] Rabouille C, Conley DJ, Dai MH *et al.* Comparison of hypoxia among four river-dominated ocean margins: The Changjiang (Yangtze), Mississippi, Pearl, and Rhone rivers. *Continental Shelf Research*, 2008, **28**(12):1527-1537.
- [61] Diaz RJ, Rosenberg R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 2008, **321**:926-929.
- [62] Rhoads DC, Morse JW. Evolutionary and ecologic significance of oxygen-deficient marine basins. *Lethaia*, 1971, **4**: 413-428.
- [63] Li H, Xing P, Wu QL. Characterization of the bacterial community composition in a hypoxic zone induced by *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China. *FEMS Microbiology Ecology*, 2012, **79**: 773-784.
- [64] Zhu M, Zhu G, Zhao L *et al.* Influence of algal bloom degradation on nutrient release at the sediment-water interface in Lake Taihu, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, **20**:1803-1811.
- [65] Shen Q, Liu C, Zhou Q *et al.* Effects of physical and chemical characteristics of surface sediments in the formation of shallow lake algae-induced black bloom. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(12):1-8.
- [66] 秦伯强,王小冬,汤祥明等. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机——原因与对策. 地球科学进展, 2007, **22**(9):896-906.
- [67] 范成新. 一种室内模拟水下沉积物再悬浮状态的方法及装置. 中国专利, ZL 200410014329. X.
- [68] 冯繁艳. 硫酸盐还原菌和蓝藻对太湖底泥形成湖泛的模拟研究[学位论文]. 南京:南京农业大学, 2013:143.
- [69] 卢信. 藻源性湖泛主要致臭物(VSCs)形成机制及底泥疏浚影响研究[学位论文]. 北京:中国科学院研究生院, 2012:70-77.
- [70] Hu H, Mylon SE, Benoit G. Volatile organic sulfur compounds in a stratified lake. *Chemosphere*, 2007, **67**:911-919.
- [71] Jacob Kalf 著. 古滨河,刘正文,李宽意等译. 湖沼学-内陆水生态系统. 北京:高等学校出版社, 2011:245.
- [72] Neira C, Rackemann M. Black spots produced by buried macroalgae in intertidal sandy sediments of the Wadden Sea: Effects on the meiobenthos. *Journal of Sea Research*, 1996, **36**(3/4):153-170.
- [73] Zhu G, Wang F, Zhang Y *et al.* Hypoxia and environmental influences in large, shallow and eutrophication Lake Taihu, China. *Verh Internat Verein Limnology*, 2008, **30**(3):361-365.
- [74] 尹桂平. 藻类与底泥对太湖竺山湾湖泛发生的影响[学位论文]. 南京:河海大学, 2009.
- [75] 孙飞飞,尹桂平,范成新等. 藻华聚积及污水入流对太湖上下层水体营养盐含量的影响. 水利水电科技进展, 2010, **30**(5):24-28.
- [76] 白晓华,胡维平,胡志新等. 2004年夏季太湖梅梁湾席状漂浮水华风力漂移入湾量计算. 环境科学, 2005, **26**(6):57-60.
- [77] Chen Y, Liu Q. On the horizontal distribution of algal-bloom in Chaohu Lake and its formation process. *Acta Mechanica Sinica*, 2014, **30**(5):656-666.
- [78] 孔繁翔,宋立荣. 蓝藻水华形成过程及其环境特征研究. 北京:科学出版社, 2011:40-50,380-381.
- [79] 范成新,陈宇炜,吴庆龙. 夏季盛行风对太湖北部藻类水华分布的影响. 上海环境科学, 1998, **17**(8):4-6.
- [80] 邢鹏,胡万婷,吴瑜凡等. 浅水湖泊湖泛(黑水团)中的微生物生态学研究进展. 湖泊科学, 2015, **27**(4):567-574.
- [81] Böttcher ME, Oelschläger B, Höpner T. Sulfate reduction related to the early diagenetic degradation of organic matter and

- “blackspot” formation in tidal sandflats of the German Wadden Sea (southern North Sea): stable isotope (^{13}C , ^{34}S , ^{18}O) and other geochemical results. *Organic Geochemistry*, 1998, **29**(5/6/7):1517-1530.
- [82] 邢 鹏,孔繁翔,高 光. 太湖浮游细菌种群基因多样性及其季节变化规律. 湖泊科学, 2007, **19**(4):373-381.
- [83] Wu YF, Zheng H, Wu QL *et al.* *Clostridium algifaecis* sp. nov, a novel anaerobic bacterial species from decomposing algal scum. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2014, doi: 10.1099/ij.s.0.064345-0.
- [84] Lal S, Romano S, Chiarini L *et al.* The *Paenibacillus polymyxa* species is abundant among hydrogen-producing facultative anaerobic bacteria in Lake Averno sediment. *Archives of Microbiology*, 2012, **194**:345-351.
- [85] Shao, K, Gao G, Wang Y *et al.* Comparing sediment bacterial communities in the macrophyte-dominated and algae-dominated areas of eutrophic Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(6):1186-1194.
- [86] 商景阁. 藻源性湖泛不同风险的材料预防与控制机制研究[学位论文]. 北京:中国科学院研究生院, 2013:42.
- [87] 水利部太湖流域管理局. 太湖污染底泥生态疏浚规划研究. 南京:河海大学出版社, 2011: 184-188.
- [88] 蔡 萍,吴雨琛,刘 新等. 底泥和藻体对太湖湖泛的诱发及水体致黑物的供应潜力. 湖泊科学, 2015, **27**(4): 575-582.
- [89] 范成新,周易勇,吴庆龙等. 湖泊沉积物界面过程与效应. 北京: 科学出版社, 2013: 22.
- [90] Zhang W, Li Q, Wang X *et al.* Reducing organic substances from anaerobic decomposition of hydrophytes. *Biogeochemistry*, 2009, **94**:1-11.
- [91] 尹洪斌,范成新,李 宝等. 太湖北部沉积物中铁硫的地球化学特征研究. 地球化学, 2008, **37**(6):595-601.
- [92] Yin H, Fan C. Dynamics of reactive sulfide and its control on metal bioavailability and toxicity in metal-polluted sediments from Lake Taihu, China. *Archives Environmental Contamination Toxicology*, 2011, **60**:565-575.
- [93] 尹洪斌,范成新,丁士明等. 太湖沉积物中无机硫的化学特性研究. 中国环境科学, 2008, **28**(2):183-1878.
- [94] 李克朗. 太湖蓝藻资源化利用可行性研究[学位论文]. 无锡: 江南大学, 2009: 12-13.
- [95] Su Y, Liu H, Yang J. Metals and metalloids in the water-bloom-forming cyanobacteria and ambient water from nanquan coast of Taihu Lake, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2012, **89**:439-443.
- [96] 秦伯强,胡春华. 湖泊湿地海湾生态系统卷——江苏太湖站(1991 - 2006). 北京:中国农业出版社, 2010: 151-270.
- [97] 杨 梦. 湖水体有效铁含量与水华蓝藻形成的关系的初步研究[学位论文]. 杭州:浙江大学, 2008:15-16.
- [98] 黄漪平,范成新,濮培民等. 太湖水环境及其污染控制. 北京: 科学出版社, 2001: 101-103.
- [99] Ding S, Sun Q, Xu D *et al.* High-resolution simultaneous measurements of dissolved reactive phosphorus and dissolved sulfide; the first observation of their simultaneous release in sediments. *Environmental Science & Technology*, 2012, **46**(15): 8297-8304.
- [100] Xu D, Chen Y, Ding SM *et al.* Diffusive gradients in thin films technique equipped with a mixed binding gel for simultaneous measurements of dissolved reactive phosphorus and dissolved iron. *Environmental Science & Technology*, 2013, **47**(18): 10477-10484.
- [101] Lu X, Fan C, Shang J *et al.* Headspace solid-phase microextraction for the determination of volatile sulfur compounds in odorous hyper-eutrophic freshwater lakes using gas chromatography with flame photometric detection. *Microchemical Journal*, 2012, **104**:26-32.
- [102] Larsen M, Borisov SM, Grunwald B *et al.* A simple and inexpensive high resolution color ratiometric planar optode imaging approach: application to oxygen and pH sensing. *Limnology and Oceanography-Methods*, 2011, **9**: 348-360.
- [103] Golterman HL. The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2004: 15.
- [104] 范成新,张 路. 太湖——沉积物污染与修复原理. 北京: 科学出版社, 2009: 226-303.
- [105] 陈 超,钟继承,范成新等. 疏浚对湖泛的影响:以太湖八房港和闰江口水域为例. 中国环境科学, 2014, (8): 2071-2077.
- [106] Li H, Xing P, Wu QL. The high resilience of the bacterioplankton community in the face of a catastrophic disturbance by a heavy *Microcystis* bloom. *FEMS Microbiology Ecology*, 2012, **82**:192-201.
- [107] Baffle J, Leppard GG. Characteristics of aquatic colloidal and macromolecules:1. structure and behavior of colloidal materials. *Environmental Science & Technology*, 1995, **29**(90):2169-2175.
- [108] Chen M, Ye T, Lee R *et al.* Temperature and cyanobacterial bloom biomass influence phosphorous cycling in eutrophic lake sediments. *PLoS One*, 2014, **9**(3): e93130, 1-10.
- [109] Song N, Yan ZS, Cai HY *et al.* Effect of temperature on submerged macrophyte litter decomposition within sediments from a large shallow and subtropical freshwater lake. *Hydrobiologia*, 2013, **714**: 131-144.
- [110] Al Saafani MA, Shenoi S. Water masses in the Gulf Aden. *Journal of Oceanography*, 2008, **63**(1):1-14.