

西南地区水库生态环境特征与研究展望

陈敬安¹, 王敬富¹, 于佳^{1,2}, 曾艳¹, 杨海全^{1,2}, 张润宇¹, 郭建阳¹

(1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 西南是我国水资源富集区, 随着清洁能源“西电东送”、城镇化建设和水利水电发展战略的持续实施, 西南地区水库的数量将不断被刷新, 水库数量快速增长与日益凸显的生态环境问题存在突出矛盾。西南地区水库具有独特的地质地理背景和生态环境特征, 主要表现在: 1) 具人工建造属性, 水环境与生态系统演化起点不同于天然湖泊; 2) 水位逆周期人为调控, 消落带生态功能退化; 3) 亚深水区, 水体季节性分层控制了湖泊的关键物理、化学和生物过程; 4) 沉积物有机质和营养盐蓄积量大, 潜在二次污染风险大; 5) 物质循环的累积效应对水库及下游水环境与水生态安全具有重要影响; 6) 水体富营养化与重金属污染叠加、复合; 7) 物质循环和生物过程受多界面作用控制。当前对西南地区亚深水区水库生态环境的研究远落后于东部浅水湖泊, 亟待对其生态环境演变过程与规律开展深入研究, 研究建立与之适宜的水环境演变理论和治理技术体系, 为该类型水库生态环境保护与治理提供有效科技支撑。

关键词: 水库; 生态环境; 亚深水区; 西南

中图分类号: X142; X143 文献标识码: A 文章编号: 1672-9250(2017)01-0115-11 doi: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2017.02.001

我国是世界上水资源短缺最严重的国家之一, 同时也是水污染问题最突出的国家之一。西部是我国水资源的富集区, 占全国水能资源总量的75%以上, 主要集中在云南、贵州、四川等西南省区。自上世纪50年代以来, 我国先后在乌江、澜沧江、怒江、金沙江等西南山区河流修建了大量水库(人工湖泊)和电站。一方面, 这些水库提供了该地区80%的城镇生活用水和工农业用水, 对当地经济社会发展具有重要意义; 另一方面, 这些水库还是我国南方“水塔”, 其水资源与水环境质量直接影响我国半壁江山的生态安全。以贵州省为例, 目前已建和在建的水库多达2000多座, 提供了该地区主要的城镇生活用水, 水库已成为贵州水资源利用的主要形式(贵州省水文水资源局2013年水资源公报)。虽然西南是我国水资源富集区, 但其水能资源开发利用率仅10%左右, 远低于全国24%的平均开发利用率, 更低于发达国家60%的平均水电开发度^[1]。可以预见, 随着国家西部大开发、清洁能源“西电东送”、城镇化建设和水利水电可持续发展战略的实施, 西南地区水库的数量还将不断被刷新。我国水能开发在先后经历了技术制约、投资制约、

市场制约为主的发展时期后, 已进入以生态环境制约为主的时期^[2-3]。随着区域工农业的快速发展和水库周边地区人口增加, 西南地区水库水环境问题日益严重, “蓝藻暴发”、“黑潮”等突发性水质恶化事件时有发生, 直接威胁着区域供水和生态安全。例如, 贵州红枫湖和百花湖自上世纪九十年代以来多次发生蓝藻暴发和突发性水质恶化事件, 导致鱼类大面积死亡^[4-8]。

西南地区水库具有与东部浅水湖泊显著不同的地质地理背景和物质循环特征, 其水体污染过程、机制与表现形式独具自身特点, 但相关研究相当薄弱, 远远落后于对东部浅水湖泊的研究, 亟待对其生态环境演变规律开展针对性研究, 为合理制定该类型水库生态环境保护与治理策略提供科学指导。本文系统阐明了西南地区水库地质地理背景和生态环境特征, 论述了加强该类型水库生态环境研究的重要意义, 提出了未来重点研究方向。

1 西南地区水库生态环境特征

西南地区水库具有与东部浅水湖泊显著不同的地质地理背景和生态环境特征, 主要体现在以下

收稿日期: 2016-10-23; 改回日期: 2016-12-05

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFA0601000); 国家自然科学基金项目(U1302231)和贵州省科技计划项目([2015]2001)。

第一作者简介: 陈敬安(1973-), 男, 博士, 研究员, 从事环境地球化学研究。E-mail: chenjingan@vip.skleg.cn.

几个方面。

1.1 具人工建造属性,水环境与生态系统演化起点不同于天然湖泊

西南地区水库主要是自上世纪50年代开始逐步修建的,具人工建造属性,与天然湖泊的生态系统与环境演化起点存在较大差异。在西南地区水库修建过程中,淹没了大量草地、林地、耕地及少量建设用地和工矿废弃地等。一方面,淹没过程导致淹没区土壤营养盐和有害物质浸出,直接增加了水库污染物负荷;另一方面,淹没林草地导致水库底质含有较多有机质,这些有机质在降解过程中不仅向水体释放出氮、磷等营养盐,而且还驱动了底质重金属的释放^[9-11],易于导致水体营养盐和重金属超标。因此,在水库建设蓄水初期,应密切关注淹没区污染物浸出和有机质降解过程可能导致的水体富营养化和重金属污染问题。随着水库运行时间的增加,水库“湖沼化效应”逐渐显现,水体水生植物光合作用过程产生的内源有机质逐渐在水库底质中累积。有关湖泊和海洋的大量研究结果表明,内源有机质是极不稳定的,在沉积物早期成岩作用过程中大量有机质会发生降解,以有机质为载体的氮磷营养盐随之活化再生而迁移至上覆水体。在一些底层水严重缺氧的区域,有机磷在沉积物中的埋藏效率甚至低于15%^[12-13],这意味着85%以上的有机磷在沉积物早期成岩过程中被活化释放而再循环。水库经长时间运行后,沉积物中内源有机质所占比例越来越高,营养盐活化二次释放导致的生态环境风险也随之增大。正确认识水库生态系统演化起点及不同演化阶段特征,对科学认识水库水环境/水生态风险和制定合理的防控措施具有重要意义。

1.2 水位逆周期人为调控,消落带生态功能退化

与天然湖泊水位自然涨落显著不同的是,西南地区人工建造水库往往兼具防洪、发电、供水、灌溉、航运、养殖和旅游等多种功能,其水位变化受人为调节。通常,为满足防洪、发电、供水等功能需求,水库多采用“消峰补平、蓄清排浊”的运行模式:在高来沙量的夏季汛期开闸放水、排浊,在保障发电、供水等要求的条件下尽可能降低水位,更好发挥水库防洪功能;在汛期后的枯水期,河流来沙量和径流量小,水库开始关闸拦蓄清水,尽可能提高水位,更好发挥水库发电、供水和航运等功能。水库水位的逆周期调节使得水库消落带呈现出与天

然湖泊显著不同的“夏季出露、冬季淹没”的反季节特征,增加了夏季强降雨和地表径流对出露消落带的冲刷侵蚀,加剧了消落带土壤流失,降低了消落带保持水土、维持生物多样性、拦截消纳污染物、净化水质的生态功能。研究揭示水位人为调控下的水库消落带生态环境特征,因地制宜开展消落带受损生态系统修复,更好发挥其保持水土、净化水质的生态功能,对维持健康水库生态系统具有重要促进作用。

1.3 亚深水型,水体季节性分层控制了湖泊的关键物理、化学和生物过程

湖泊物理特征是控制湖泊水环境演变和生态系统结构转换(ecosystem regime shift)的重要因素,尤其是湖水平均深度和温度^[14]。虽然水深对湖泊生态环境的影响早已被认识到,但在对湖泊进行分类时却并未将水深作为独立的核心指标进行系统性考虑,只是概念性地描述为浅水湖泊和深水湖泊。鉴于水深对湖泊水环境和生态系统的重要影响,可根据平均水深将湖泊分为三大类型:1)浅水型湖泊:平均水深<10m,湖水基本上不分层,如江苏太湖、云南滇池等;2)亚深水型湖泊:平均水深10~50m,湖水通常存在季节性分层,底层水与表层水会发生季节性交换或突发性对流混合,如云南洱海、贵州红枫湖等;3)深水型湖泊:平均水深>50m,水体存在永久性分层,最底层水与表层水基本不发生交换,如云南抚仙湖等。值得注意的是,在这三类湖泊中,亚深水型湖泊的生态系统尤为脆弱,一旦恶化更难修复,这是因为:一方面该类型湖泊水体较深,绝大部分湖区水深大于10m,受光照等条件限制,沉水植物难以生长,不可能通过沉水植物来修复整个水体和促进生态系统稳定;另一方面该类型湖泊水体又不是很深,不存在永久性分层把沉积物向上覆水体释放的污染物阻隔在底层滞水带,当底层水上涌至表层时其携带的大量营养盐和还原性物质可导致藻类暴发和突发性水质恶化事件发生。由此可见,与浅水型湖泊和深水型湖泊相比,亚深水型湖泊的物质循环、水体污染过程与机制独具自身特点,将亚深水型湖泊作为一种单独的湖泊类型是完全必要的。

对于亚深水型湖泊而言,水体季节性分层可能是影响湖泊内各种物理、化学和生物过程的最直接、最重要因素,对湖泊物质循环、水环境演变和水生生物分布起着重要控制作用。在春末夏初,伴随

着气温和表层水温的升高,水库往往逐步形成一个以水温和密度为主的物理分层结构。这种物理分层结构形成后,上下层水体物质交换大幅降低,而且随水体深度增加,光照减少,生物光合作用逐步减弱,因而在垂直剖面上易于形成生物分层(表层以光能自养型生物为主,底层以异养型生物为主),并进一步在水柱剖面中形成化学分层(溶解氧、

CO₂、营养盐含量等)。表层水体、温跃层水体和底层水体之间存在的上述显著差异不仅直接控制了藻类、浮游动物等水生生物的分布空间,而且还影响着不同层位水体中吸附与解吸、沉淀与溶解、氧化与还原、有机质矿化降解等物理、化学作用过程^[1,7,15-16]。西南地区水库绝大部分属于亚深水型人工湖泊,如贵州已建和在建的大中型水库平均水

表 1 贵州主要大中型水库基本特征

Table 1 Characteristics of large and medium sized reservoirs in Guizhou Province, China

水库名称	所在河流	地理坐标	集水面积 /km ²	正常水位 /m	死水位 /m	平均水深 /m	最大水深 /m	总库容 /亿 m ³	建库 时间
东风水库	长江乌江	N27°02'57"; E106°58'34"	18 161	970	936	25	76	10.25	1995
红枫湖	长江猫跳河	N26°32'43"; E106°26'03"	1 596	1 240	1 227.5	10.5	40	7.53	1960
百花湖	长江猫跳河	N26°39'29"; E106°32'02"	1 895	1 195	1 188	10.5	45	2.51	1966
洪家渡	长江乌江	N26°55'58"; E105°50'20"	9 900	1 140	1 076	60	130	49.5	2004
索风营水库	长江乌江	N26°59'48"; E106°25'41"	21 862	837	822	21	80	2.01	2006
乌江渡水库	长江乌江	N27°16'23"; E106°36'45"	27 790	760	720	33	95	23.00	1983
构皮滩水库	长江乌江	N27°22'17"; E107°38'07"	43 250	630	615	35	>100	55.65	2009
引子渡水库	长江三岔河	N26°34'07"; E106°08'17"	6 422	1 086	1 052	32.5	>100	5.31	2001
普定水库	长江三岔河	N26°22'13"; E105°45'47"	5 871	1 145	1 126	17.5	40	4.01	1995
思林水库	长江乌江	N27°48'02"; E108°10'44"	48 558	440	431	22	60	16.54	2007
沙沱水库	长江乌江	N29°08'445"; E108°16'36"	54 508	365	353	30	>100	7.71	2013
双河口水库	珠江西江	N25°34'58"; E106°31'25"	2 200	530	545	20	50	1.70	2008
黄花寨水库	珠江西江	N25°40'26"; E106°27'07"	2 163	795	770	24	85	1.63	2010
观音岩水库	长江舞阳河	N26°26'02"; E104°39'46"	941	599	577	20	75	1.23	2013
三板溪水库	长江清水江	N26°37'43"; E109°02'41"	11 051	475	425	45	>100	40.94	2003
白市水库	长江清水江	N26°57'26"; E109°28'12"	16 530	300	294	18	70	4.20	2012
漾头水库	长江锦江	N27°39'10"; E109°08'07"	3 780	230.3	227.3	10	45	1.15	1991
洪家渡水库	长江六冲河	N26°55'47"; E105°49'26"	9 900	1 140	1 076	41	>100	49.47	2001
万峰湖	珠江南盘江	N24°54'21"; E105°04'24"	50 139	780	731	45	>100	102.57	2000
光照水库	珠江北盘江	N25°37'34"; E105°15'00"	13 548	745	695	40	>100	32.45	2009
董箐水库	珠江北盘江	N25°31'57"; E105°45'05"	26 557	490	485	35	>100	9.55	2010
松柏山水库	长江南明河	N26°24'11"; E106°34'11"	127	1 179	1 162.4	12	40	0.48	1987
阿哈水库	长江南明河	N26°32'27"; E106°38'51"	190	1 110	1 090	13	24	0.87	1960
花溪水库	长江南明河	N26°26'40"; E106°37'43"	325	1 140	1 119.8	24	48	0.31	2003
鱼筒河水库	长江乌江	N27°02'06"; E106°39'53"	42.6	1 057	1 027	35	70	0.11	2003
雷公滩水库	珠江濠江	N25°23'38"; E106°40'56"	5 385	410	409	8	20	0.15	2006
红旗水库	长江舞阳河	N27°01'49"; E108°15'53"	2 120	508	499	16	50	0.58	1981
枫树屯水库	长江沅江	N26°19'07"; E109°03'55"	39.5	557	538	11	36	0.17	2009
两岔河水库	长江舞阳河	N26°57'54"; E107°43'58"	256	724	710	10	22	0.63	2000
台雄水库	长江沅江	N26°38'10"; E108°16'47"	127	710	677	14	30	0.25	2008
倒天河水库	长江白浦河	N27°19'21"; E105°15'49"	256	1 557.3	1 537	11	21	0.19	2004
胜天水库	长江赤水河	N27°27'53"; E106°16'13"	58.3	966	933	26	48	0.13	2008
大新桥水库	长江乌江	N26°42'12"; E105°46'43"	42.3	1 475.7	1 458	12	40	0.12	2008
响水电站	珠江北盘江	N26°22'50"; E104°41'11"	4 834	1 150.1	1 133	13	30	0.34	2006
柘仑水库	珠江南盘江	N24°56'21"; E105°20'43"	86.9	1 301	1 283.4	9	25	0.15	2007

注: 根据贵州省水利厅提供的资料整理而成。

深多为10~50 m(表1),水体一般在夏季出现明显分层,底层滞水带处于缺氧状态,加速了底泥中磷和有害重金属的释放,底层水中营养盐和还原性物质大量蓄积,当气温突降或其他因素导致水体分层突然打破、发生快速对流混合时,底层水上涌至表层将对湖泊生态环境产生重要影响:1)表层水体短暂性缺氧,硫化氢等还原性物质增多,导致突发性死鱼事件,如百花湖自上世纪90年代以来多次发生鱼类突然大面积死亡事件^[4,6];2)表层水体营养盐快速增加,为藻类生长提供了充足的营养物质,若出现连续的气温回升,易于发生藻类暴发等水质恶化事件^[7]。

1.4 沉积物有机质和营养盐蓄积量大,潜在二次污染风险大

西南地区水库沉积物通常含有丰富的有机质,这与以下因素有关:1)水库淹没的林草地、农用地导致水库底质含有较多有机质;2)河流筑坝形成水库后,水流速度大幅降低,有利于藻类等水生植物生长,导致内源有机质在水库底质中逐渐累积;3)西南地区水库水体较深,底层水和沉积物-水界面含氧量低,有机质降解速率较小,有利于有机质在沉积物中的埋藏。西南地区水库沉积物不仅有机质

蓄积量大,而且还富含营养盐。以贵州红枫湖为例,对全湖137个网格化采样点沉积物柱芯的综合研究表明,红枫湖全湖底泥有机碳平均含量为3.2%,总磷平均含量为0.12%,总氮平均含量为0.31%,均超过太湖的2倍。红枫湖部分湖区,表层沉积物中总磷含量可达3000 mg/kg以上,底泥中有机质、总磷和总氮含量最大值分别为32%、1.0%和1.03%。红枫湖的氮蓄积总量约为16900 t,磷蓄积总量约为7200 t,有机碳蓄积量约为22万 t^[17-18]。更值得关注的是,这些水库的沉积物营养盐氮磷活性组分比例高,潜在二次污染风险大,如红枫湖沉积物中可交换态磷、有机磷和铁结合态磷等活性较高的磷占总磷的80%以上(图1)。伴随着有机质的降解,沉积物中的有机磷和铁结合态磷可释放到孔隙水中,并发生再迁移而进入上覆水体,向湖水提供“源源不断”的磷供给。已有研究表明,红枫湖夏季沉积物磷释放通量为6.3~8.0 t,约占全湖水体总磷的22%~28%^[19]。

1.5 物质循环的累积效应对水库及下游水环境与水生生态安全具重要影响

西南地区水库大多是上世纪50年代以来先后在乌江、澜沧江、怒江、金沙江等大型河流逐级筑坝

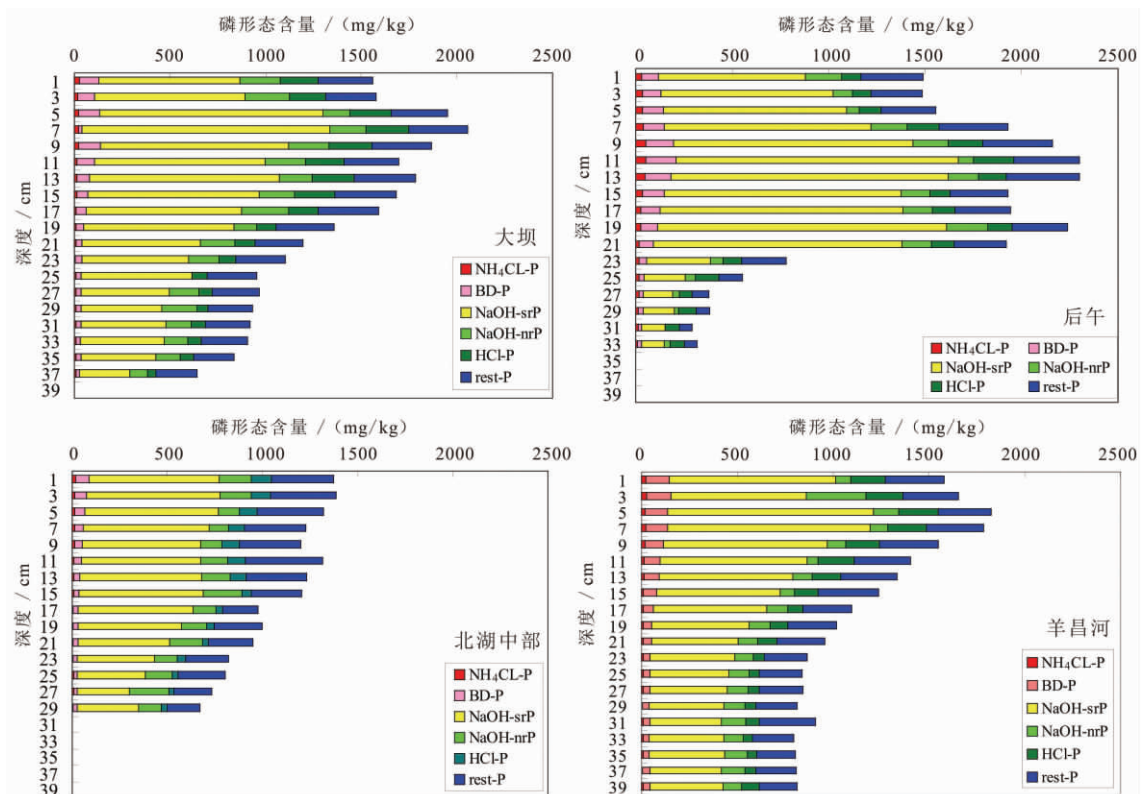


图1 红枫湖不同湖区沉积物柱芯磷赋存形态特征

Fig.1 Variation of phosphorus fractions in sediments of Lake Hongfeng

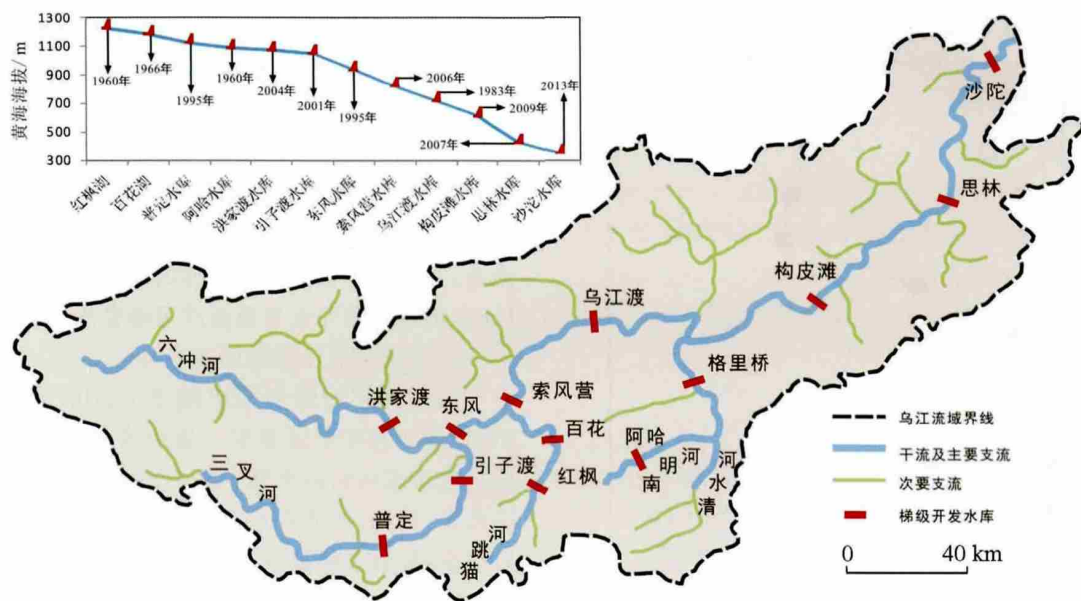


图 2 乌江流域主要梯级开发水库分布图

Fig.2 Sketch map of cascade reservoirs in the Wujiang River Basin

建设形成的。以乌江为例,在地质地理背景条件相似的有限区域内,自河流上游至下游分布了 10 余座不同年代修建的大中型水库(图 2)。这些河流梯级开发型水库的物质循环与生态环境变化具有独特的累积效应,具体表现在两个方面。

1) 空间累积效应。随着自上游至下游的河流梯级筑坝拦截,水库水动力减弱形成的静水效应一方面导致水库沉积作用增强,更多泥沙和颗粒态物质沉降至水库底质中;另一方面,静水条件下水生植物更易于生长,生物同化吸收增强了水库对碳、氮、磷、硅等生源要素的固定沉积作用。因此,梯级水库对河流颗粒物和生源要素的逐级拦截在空间上形成了自上游至下游的累积效应,使得泥沙等颗粒态物质逐步减少,同时对碳、氮、磷、硅等生源要素有明显的累积拦截效应^[20-23]。此外,多数具有水力发电功能的高坝水库通常是通过下层泄水的,而下层水体往往富含溶解态和还原态物质水体,与水库来水(含更多颗粒态和氧化态物质)存在显著的水化学组成差异,这必将对水库下游水体物化特征、营养盐含量和赋存形态等产生重要影响。众多研究已揭示了筑坝水库对河流物质输送及下游生态系统的影响^[21-24-30]。

2) 时间累积效应。随着水库运行时间的增加,西南地区水库富营养化趋势日益明显,这主要有三方面原因:一是流域高强度的经济社会活动导致大

量污染物进入水库,并在水库持续积累;二是水库拦截效应导致氮磷等污染物在水库底泥中蓄积,底泥内源污染物释放通量逐步增大;三是水库静水效应促进了藻类生长,易于导致藻类水华发生,而藻类水华增加了有机质向下层水体和底泥中的输送通量,易于导致水库下层水体缺氧,促进底泥磷的释放,导致水体磷负荷增加,进而又加速水体富营养化,形成“水体氮磷营养盐增加-藻类暴发-下层水体缺氧-沉积物氮磷释放增强、水体氮磷营养盐增加”的正反馈机制。众多研究已发现这种水体缺氧与沉积物磷释放相互促进的正反馈机制^[31-35]。简言之,随着水库运行时间增加,西南地区水库水体富营养化和下层水体缺氧总体上呈逐步加剧趋势,沉积物-水界面的物质交换作用及其对水库水环境和生态系统的影响也逐步增强。对乌江流域两个外部条件一样的相邻水库的对比研究结果表明^[1],由于乌江渡水库(1974 建成)具有比东风水库(1992 年建成)更长的运行历史,其底质物质释放对水体的影响却要至少相差两个数量级。对同一水库(红枫湖)不同年代沉积物孔隙水磷酸盐浓度的剖面特征对比研究也发现(图 3),2014 年红枫湖沉积物孔隙水溶解活性磷浓度是 1998 年的 5~10 倍。水库底层水体缺氧和有机质降解不仅加速了沉积物营养盐的释放,而且还驱动了重金属的还原释放,导致底层水中溶解态和还原态有害物质增多,这对于

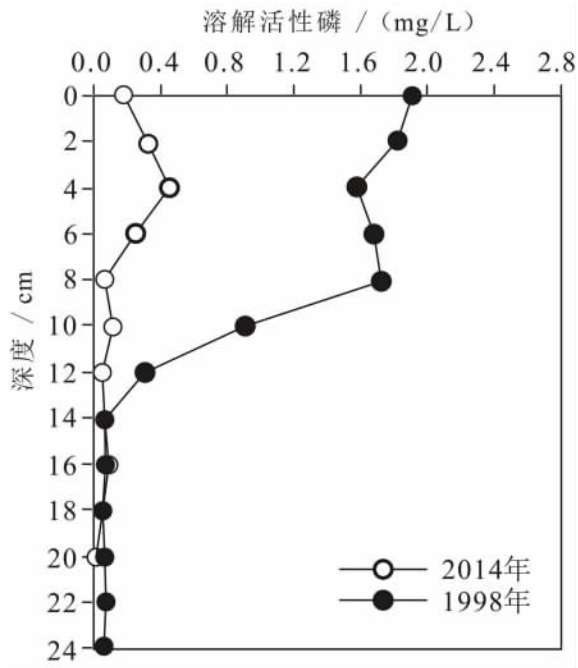


图3 红枫湖不同时期沉积物孔隙水溶解活性磷浓度 (1998年数据引自文献[36])

Fig.3 Comparison of dissolved reactive phosphorus in sediment pore water of Lake Hongfeng between 1998 and 2014 (data of 1998 from ref. [36])

底层泄水方式水库的下游水环境和生态系统会产生重大影响,尤其是大量还原态有害物质(H_2S 、甲基汞、低价态重金属等)的输入可导致水库下游生态系统严重受损。例如,贵州阿哈水库在建库40多年后,流域污染物在沉积物中的持续积累和二次释放导致底层泄水富含还原态有害物质,直接导致了下游小车河约2 km河段水体发臭、缺氧、水生动物绝迹,并在夏秋季节出现独特的白色浑浊事件^[29]。

1.6 水体富营养化与重金属污染叠加、复合

西南地区不仅是我国水资源富集区,也是全球分布面积最广的低温成矿域之一, Hg、Sb、Pb、Zn、As、Tl 等有害重金属富集。该地区水库水体富营养化与重金属污染的叠加、复合作用将放大其生态环境危害,例如,伴随着水体富营养化发展,水库有机质增多,导致水体缺氧加剧,缺氧、富有机质环境将极大促进汞的甲基化,从而放大汞的生态危害。已有研究表明,乌江水库下泄水中总汞含量低于入库水体,但甲基汞含量却显著高于入库水体,反映出水库富营养化和缺氧环境加速了汞的甲基化^[37-38]。

1.7 物质循环和生物过程受多界面作用控制

亚深水型水库一般存在5种典型的界面(图4): 1) 水-气界面,是指水库表层水体与大气之间的

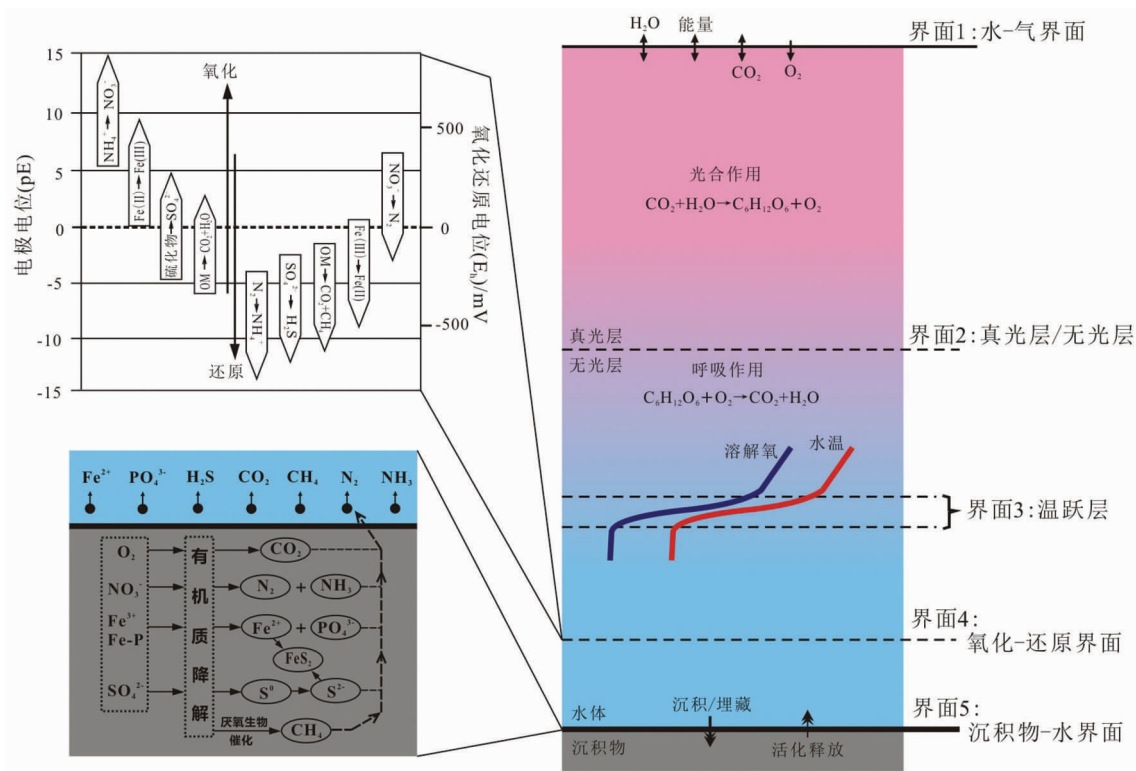


图4 深水型水库多界面示意图

Fig.4 Sketch map of multiple interfaces of deep-water reservoirs

物相界面,该界面发生着快速频繁的物质和能量交换。2) 真光层-无光层界面,真光层(photiczone) 是水层中有光线透过的部分,真光层深度为水柱日净初级生产力为零值的深度,浮游植物基本上都分布在这一层,在真光层下部的无光层几乎没有浮游植物分布。3) 温跃层(Thermocline) 是位于湖面以下一定深度、温度和密度有巨大变化的一层水体,是上层的温暖水体与下层低温水体之间出现水温急剧下降的过渡层。由于温度和密度在温跃层发生迅速变化,温跃层也常常成为一个重要的化学和生物分界面。4) 氧化-还原界面,是指水库水和沉积物系统中空间位置不固定的、以氧化-还原指标变化作为判据的化学界面,其存在位置随水体性质和水化学特征而改变。5) 沉积物-水界面,是指沉积物与上覆水体之间的一个以物相为基础的相对稳定的地质界面,其界面过程是物理、化学、生物作用的综合反应^[39-40]。

在上述界面及界面附近,发生着重要的物理、化学和生物过程,进行着频繁的物质和能量交换^[41],对水体水环境和生态系统起着关键控制作用。上世纪 80 年代起,一些学者根据湖泊水体的温度分层及与之对应的含氧条件变化,建立了氧化还原边界层的概念模型,并成功应用于解释铁、锰在湖水中的地球化学行为^[42-44]。但是,该模型只注重氧化还原条件对铁、锰循环的控制作用,没有考虑沉积物-水这样一个地质界面对铁、锰循环的制约关系,也未能反映沉积物早期成岩过程中有机质耗氧分解而导致氧化还原边界层转移的因果关系^[39]。万国江等率先揭示出深水湖泊铁锰循环受沉积物-水地质界面和氧化-还原化学界面的“双界面”作用控制^[39,45]。事实上,由于亚深水型水库中多界面的存在及其在空间上的复合、叠加(图 4) 不仅铁锰循环,碳-氮-磷生源要素和其他物质循环以及水生生物分布也都受多界面耦合作用控制。目前对亚深水型水库多界面过程的研究还十分有限,尤其是关于多界面叠加耦合对水体物质循环和生物过程的影响方面尚缺乏深入系统研究。

2 研究展望

西南地区水库承载着城镇供水、农业灌溉、防洪发电、旅游航运等多种功能,良好生态环境是保障其发挥正常生态与社会服务功能的基本前提。该类型水库具有独特的地质地理背景和水环境特

征,其物质循环过程、水污染机制与生态系统演变独具自身特点,必须在深入揭示其生态环境演变过程与规律的基础上,研究建立与之适宜的污染控制理论和治理技术体系,为该类型水库生态环境保护与治理提供科学指导,更好保障水库水环境与水生生态安全,促进经济社会可持续发展。未来的重点研究方向是:

2.1 “以空间序列代替时间序列”,研究揭示西南地区河流/水库生态环境演变过程与关键控制因素

西南大型河流与水库是一个复杂的巨系统,空间跨度大,难以厘定的边界条件和纷繁多变的环境因子使观测、研究和精细刻画其内部过程与控制因素极其困难。乌江是我国开发最早、开发强度最大的梯级水电开发河流之一,可视为西南大型河流水电开发的“袖珍版”。通过对较小流域范围内具相似地质地理背景、不同年代修建、处于不同演化阶段的梯级水库的对比观测,可实现“以空间代替时间”研究河流/水库生态环境演变过程,既解决了无法获取长时间序列水环境数据的研究困难,又使得观测与研究更易进行,有助于揭示西南水电开发对流域水环境影响的关键过程、机理与控制因素,为长江、金沙江、澜沧江、怒江等大型河流/水库体系水环境演化研究提供简化模型和有益借鉴。

2.2 创建大型多界面物质循环模拟与观测系统,研究揭示多界面叠加耦合对水体物质循环和生物过程的影响

如前所述,亚深水型水库通常存在水-气界面、真光层-无光层界面、温跃层、氧化-还原界面和沉积物-水界面等 5 个典型界面。这些界面不仅在空间上存在叠加复合,而且很多界面的空间位置还随着环境条件改变而变化,对水体物质循环和水生生物分布起着重要控制作用。由于大型模拟观测系统和原位观测技术的限制,目前对亚深水型水库多界面叠加耦合及其对水体生物地球化学循环的影响尚缺乏深入系统的研究,无法整体性揭示界面过程对水环境和水生态系统的影响。可喜的是,微电极测量系统、薄膜扩散梯度技术(Diffusive gradients in thin-films technique, DGT) 和多参数水质监测仪等技术的快速发展可实现对各种界面的原位、同步、高分辨率观测研究。借助先进的微电极和复合 DGT 等原位观测技术,创建大型开放式的多界面物质循环模拟与原位观测系统,将为研究亚深水型水

库多界面叠加耦合对水体生物地球化学过程的影响及其物理驱动、化学驱动和(微)生物驱动机制提供有效手段。

2.3 湖泊碳-氮-磷-硅生源要素耦合循环过程及其生态环境效应研究

对水体富营养化和生态系统起着关键作用的碳(C)、氮(N)、磷(P)、硅(Si)等生源要素在水体中的生物地球化学循环过程往往以有机质等为主要载体^[46]。在大型深水水库中,水体初级生产和有机质矿化降解过程将水体碳、氮、磷、硅循环紧密耦合在一起:浮游植物的生长过程必然伴随着碳、氮、磷、硅的吸收和有机质形成,而有机质在水体沉降和早期成岩作用过程中的矿化降解则伴随着碳、氮、磷、硅向水体的释放。虽然碳、氮、磷、硅等生源要素都伴随着有机质矿化溶解而活化再生,但它们在此过程中并不是等比例活化释放,已有研究发现深层水体缺氧可促进沉积物磷相对于碳的优先活化释放^[12-13, 33, 35]。研究揭示西南亚深水型水库初级生产力形成和有机质矿化降解过程对水体碳、氮、磷、硅循环的影响是深入认识该类型水库生源要素耦合循环过程与机制的关键,将阐明亚深水型水库是否存在与海洋生态系统类似的“下层水体缺氧→沉积物营养盐释放增强→藻类暴发、初级生产力提高→下层水体缺氧加剧”正反馈生态环境效应。

2.4 沉积物-水界面营养盐原位钝化机理与钝化技术研究

国内外湖泊的长期研究和观测结果表明,尽管外源污染治理使得污染物输入量大大减少,但湖泊水体磷酸盐浓度并未如预期那样显著降低,沉积物内源磷释放被认为是导致这一现象出现的主要原因。尤其是在湖水存在季节性分层而导致底层滞水带缺氧的亚深水型湖泊,沉积物内源磷释放对水体磷循环和水质有着更为重要的影响,某些湖泊的内源磷释放对水体磷酸盐的贡献超过了外源磷输入的影响^[19, 47-49]。在短时间尺度上(10年尺度),亚深水型湖泊生态系统不可能仅仅通过减少外源磷输入而有效修复,与钝化等底泥内源控制措施有机结合才可能使快速恢复成为可能^[50-51]。在目前已有的环保疏浚、生物修复、原位钝化和底层曝气复氧等底泥内源污染控制技术中,环保疏浚和生物修复技术主要适宜于浅水湖泊,原位钝化和底层曝气复氧技术在亚深水型湖泊底泥污染治理中有广阔应用前景。原位钝化是指通过向水体或沉积物加

入钝化剂,在沉积物表层形成一个“钝化层”,使底泥中不稳定态的磷与钝化剂结合或被钝化剂吸附,以有效减少底泥中磷向上覆水的释放。底泥原位钝化技术被认为是“原位的”、“经济有效的”且“生态的”底泥污染治理技术之一。深入研究沉积物-水界面营养盐原位钝化机理,准确评估不同环境条件下不同钝化剂的钝化效率与影响因素,建立适宜于亚深水型水库的底泥钝化技术是控制该类型水库底泥内源污染的有效途径。

2.5 突发性水质恶化事件发生过程、驱动机制与预测预警

西南地区水库的水环境问题主要体现表现在:“蓝藻暴发”、“黑潮”等突发性水质恶化事件时有发生,严重威胁区域供水和生态安全。由于缺少高空间分辨率、长时间序列的观测记录,对西南亚深水型水库突发性水质恶化事件的研究仍停留在定性认识层面,无法实现实时预测预警。依托水库生态环境长期定位观测研究站(如红枫湖生态站),开展气象(气温、光照、风速、降雨等)、水环境(水温、溶解氧、pH值、营养盐等)、水生态(浮游植物种类与丰度)等的长期定位观测,尤其是对水体去分层敏感期进行加密在线监测,揭示水体季节性分层演化规律、突发性水质恶化事件发生过程与驱动机制,结合动态水库模型DYRESM(Dynamic Reservoir Simulation Model)研究建立亚深水型水库水环境质量预测预警技术,科学预测水库水环境质量变化趋势和突发性水质恶化事件,并针对可能发生的突发事件提出应对策略,有效降低水质恶化事件发生的频率和生态环境影响,将为保障西南亚深水型水库水环境安全提供有力支撑。

2.6 西南亚深水型水库水环境质量基准和综合评价指标体系研究

水环境质量基准是指水环境中污染物对特定对象(人或其它生物)不产生不良或有害影响的最大剂量(无作用剂量)或浓度^[52-53]。世界各国的水环境基准是在各自国家或区域水环境质量演变和自然背景基础上建立的,同一污染物在不同国家或地区的环境行为和毒理学效应可能也不完全相同,因此水环境质量基准具有明显的区域性^[54]。西南地区水库与东部浅水湖泊在气候条件、地质地理背景、物理形貌特征、物质循环过程、生物区系、污染程度等方面均存在显著差异,污染物在水体中的迁移转化过程、机制与生态毒理效应独具自身特点,

盲目照搬其它地区的水环境质量基准是不合适的。例如,大量研究发现,西南地区亚深水型水库普遍具有较高的总氮背景值,如果严格按照《地表水环境质量标准 GB3838-2002》进行评价管理,就可能存在过度保护而制约经济社会发展的问題。下一步应在深刻揭示该类型水库水环境演变的自然过程与人为影响机制基础上,精细刻画各类污染物在水

体中的生物地球化学过程,准确评价其生态与健康毒理效应,研究建立适宜于西南亚深水型水库的水环境质量基准和综合评价指标体系,为该类型水库水环境管理和污染防治提供科学依据。

致谢:感谢贵州省水利科学研究院张和喜高级工程师在资料收集过程中给予的帮助与支持。

参 考 文 献

- [1] 刘丛强,汪福顺,王雨春,等. 河流筑坝拦截的水环境响应-来自地球化学视角[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(4): 384-396.
- [2] 汪恕诚. 再谈人与自然和谐相处-兼论大坝与生态[J]. 中国水利, 2004a, 8: 6-14.
- [3] 汪恕诚. 论大坝与生态[J]. 水利发电, 2004b, 30(4): 1-5.
- [4] 白占国,吴丰昌,万曦,等. 百花湖季节性水质恶化机理研究[J]. 重庆环境科学, 1995, 17: 10-14.
- [5] 王雨春,朱俊,马梅,等. 西南峡谷型水库的季节性分层与水质突发性恶化[J]. 湖泊科学, 2005, 17: 54-60.
- [6] 万国江,万恩源,陈敬安,等. 深水人工湖环境生物地球化学过程研究: 以贵州红枫湖-百花湖为例[J]. 地球与环境, 2010, 38: 262-270.
- [7] 王敬富,陈敬安,杨永琼,等. 红枫湖季节性热分层消亡期水体的理化特征[J]. 环境科学研究, 2012, 25(8): 845-851.
- [8] Wang J F, Chen J A, Ding S, et al. Effects of seasonal hypoxia on the release of phosphorus from sediments in deep-water ecosystem: A case study in Hongfeng Reservoir, Southwest China[J]. Environmental Pollution, doi. org/10. 1016/j. envpol.2016. 08. 013.
- [9] Porvari P. Mercury levels of fish in Tucurui hydro electric reservoir and in river Moju in Amazonia in the state of Para, Brazil[J]. Science of the Total Environment, 1995, 175: 109-117.
- [10] Campo J, Sancholuz L. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Río Negro, Uruguay[J]. Journal of Environmental Management, 1998, 54: 59-66.
- [11] Jossette G, Leporcq B, Sanchwz N, et al. Biogeochemical mass-balances(C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin(France) [J]. Biogeochemistry, 1999, 47: 119-146.
- [12] Viktorsson L, Ekeroth N, Nilsson M, et al. Phosphorus recycling in sediments of the central Baltic Sea[J]. Biogeosciences, 2013a, 10: 3901-3916.
- [13] Viktorsson L, Kononets M, Roos P, et al. Recycling and burial of phosphorus in sediments of an anoxic fjord-the by Fjord, Western Sweden[J]. Journal of Marine Research, 2013b, 71: 351-374.
- [14] Genkai-Kato M, Carpenter S R. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes[J]. Ecology, 2005, 86: 210-219.
- [15] Stumm W. Chemical processes in lakes[M]. John Wiley, New York, 1985.
- [16] Wetzel R G. Limnology, lake and river ecosystems(Third Edition) [M]. Academic Press, San Diego, 2001.
- [17] Chen J A, Zhang W, Zhang R Y, et al. Time and spatial distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in the sediment of Lake Hongfeng [C]. Proceedings of 13th World Lake Conference, Beijing: China Agricultural University Press, 2009: 2226-2230.
- [18] Wang J F, Chen J A, Christopher D, et al. Spatial distribution, fractions and potential release of sediment phosphorus in the Hongfeng Reservoir, Southwest China[J]. Lake and Reservoir Management, 2015, 31: 214-224.
- [19] 罗婧,陈敬安,王敬富,等. 利用薄膜扩散梯度技术估算红枫湖沉积物磷释放通量[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2015, 34(5): 1014-1020.
- [20] Paul L. Nutrient elimination in pre-dams: Results of long term studies[J]. Hydrobiologia, 2003, 504: 289-295.
- [21] Teodoru C, Wehrli B. Retention of sediments and nutrients in the iron gate I reservoir on the Danube River[J]. Biogeochemistry, 2005, 76(3): 539-565.
- [22] Wang F S, Yu Y X, Liu C Q, et al. Dissolved silicate retention and transport in cascade reservoirs in Karst area, Southwest China[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408: 1667-1675.
- [23] Maavara T, Parsons C T, Ridenour C, et al. Global phosphorus retention by river damming[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, 112: 15603-15608.
- [24] Petts G. Impounded rivers: Perspectives for ecological management[M]. Wiley, Chichester & New York, 1984.
- [25] Dynesius M, Nilsson C. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world[J]. Science, 1994, 266(4): 753-762.

- [26] Humborg C, Conley D J, Rahm L, *et al.* Silicon retention in river basins: Far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments[J]. *Ambio*, 2000, 29(1): 45–50.
- [27] Silva C, Train S, Rodrigues L. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system[J]. *Hydrobiologia*, 2005, 537(1): 99–109.
- [28] Wang F, Wang B, Liu C Q, *et al.* Carbon dioxide emission from surface water in cascade reservoirs–river system on the Maotiao River, Southwest of China[J]. *Atmospheric Environment* 2011, 45(23): 3827–3834.
- [29] Chen J A, Yang H Q. A particular river-whiting phenomenon caused by discharge of hypolimnetic water from a stratified reservoir[J]. *Plos One*, 2015, 10: 1–12.
- [30] Carneiro N, Dos L, Herick S, *et al.* Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade[J]. *Hydrobiologia*, 2015, 765(1): 1–11.
- [31] Conley D J, Humborg C, Rahm L, *et al.* Hypoxia in the Baltic Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry[J]. *Environmental Science & Technology* 2002, 36: 5315–5320.
- [32] Slomp C P, Cappellen P V. The global marine phosphorus cycle: Sensitivity to oceanic circulation[J]. *Biogeosciences Discussions*, 2007, 4: 155–171.
- [33] Rabalais N N, Diaz R J, Levin L A, *et al.* Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia[J]. *Biogeosciences*, 2010, 7: 585–619.
- [34] Howarth R, Chan F, Conley D J, *et al.* Coupled biogeochemical cycles: Eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9: 18–26.
- [35] Jilbert T, Slomp C P, Gustafsson B G, *et al.* Beyond the Fe–P–redox connection: Preferential regeneration of phosphorus from organic matter as a key control on Baltic Sea nutrient cycles[J]. *Biogeosciences Discussions*, 2011, 8: 1699–1720.
- [36] 朱俊, 王雨春, 万国江, 等. 水库现代沉积过程沉积磷的早期成岩作用模型研究[J]. *矿物学报*, 2006, 26(3): 296–302.
- [37] Feng X, Jiang H, Qiu G, *et al.* Mercury mass balance study in Wujiangdu and Dongfeng Reservoirs, Guizhou, China[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(10): 2594–603.
- [38] Yao H, Feng X, Guo Y, *et al.* Mercury and methylmercury concentrations in two newly constructed reservoirs in the Wujiang River, Guizhou, China[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2011, 30(3): 530–537.
- [39] 万国江, 胡其乐, 曹龙, 等. 资源开发-环境灾害-地球化学-以贵州阿哈湖铁、锰污染为例[J]. *地学前缘*, 2001, 8(2): 353–358.
- [40] 万国江. 环境质量的地球化学原理[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1988.
- [41] 万国江. 地球化学环境界面研究[J]. *地球科学信息*, 1987, 3: 11–14.
- [42] Davison W. Conceptual models for transport at a redox boundary[C]. In: *Chemical Processes in Lakes*, Stumm W, New York: John Wiley, 1985, p31–53.
- [43] Davison W. Iron and manganese in lakes[J]. *Earth-Science Reviews*, 1993, 34(2): 119–163.
- [44] Furrer G, Wehrli B. Biogeochemical processes at the sediment–water interface: Measurements and modeling[J]. *Applied Geochemistry*, 1993, (2): 117–119.
- [45] Wan G J, Huang R G, Pu Y, *et al.* Screening effect of the diffusive boundary layer in sediments of Lake Aha in the suburbs of Guiyang City, Guizhou Province[J]. *Chinese Journal of Geochemistry*, 1997, 16(4): 347–352.
- [46] Bratkič A, Šturm M, Faganeli J, *et al.* Semi-annual carbon and nitrogen isotope variations in the water column of Lake Bled, NW Slovenia[J]. *Biogeosciences*, 2012, 9(1): 1–11.
- [47] Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes[J]. *Hydrobiologia*, 2003, 506–509: 135–145.
- [48] Burger D, Hamilton D, Pilditch C, *et al.* Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake[J]. *Hydrobiologia*, 2007, 584: 13–25.
- [49] Özkundakci D, Hamilton D P, Gibbs M M. Hypolimnetic phosphorus and nitrogen dynamics in a small, eutrophic lake with a seasonally anoxic hypolimnion[J]. *Hydrobiologia*, 2011, 661(1): 5–20.
- [50] Carpenter S R, Ludwig D, Brock W A. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change[J]. *Ecological Applications*, 1999, 9(3): 751–771.
- [51] Mehner T, Diekmann M, Gonsiorczyk T, *et al.* Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake by disruption of internal nutrient loading[J]. *Ecosystems*, 2008, 11(7): 1142–1156.
- [52] US EPA. Ambient water quality criteria[S]. Washington DC: Office of Regulation Standard, 1980.
- [53] 孟伟, 张远, 郑丙辉. 水环境质量基准、标准与流域水污染物总量控制策略[J]. *环境科学研究*, 2006, 19(3): 1–6.
- [54] 吴丰昌, 孟伟, 宋永会, 等. 中国湖泊水环境基准的研究进展[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(12): 2385–2393.

Eco-environmental Characteristics of Reservoirs in Southwest China and Their Research Prospects

CHEN Jing'an¹, WANG Jingfu¹, YU Jia^{1,2}, ZENG Yan¹,
YANG Haiquan^{1,2}, ZHANG Runyu¹, GUO Jianyang¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Southwest China is rich in water resource. With persistent implementation of clean energy electricity transmission from west to east, the urbanization construction, water conservancy and hydropower development strategy, and number of reservoirs in Southwest China will continue to be refreshed. However, contradictions exist between rapid growth in reservoir number and increasingly prominent eco-environmental problem. Reservoir has unique geologic background and eco-environmental characteristics as follows. 1) With man-made attributes, the water environment and ecological system evolution starting point are different from natural lakes; 2) Counter cyclical artificial regulation of water level leads to ecological function degradation of Hydro-Fluctuation Belt; 3) Seasonal stratification controls the key physical, chemical and biological processes in these sub-deep water reservoirs; 4) Sediment is rich in organic matter and nutrients and thus has notable potential release risk; 5) Cumulative effect of the material cycle has an important influence on water environment and ecological security of reservoirs and downstream water; 6) Water eutrophication and heavy metal pollution are tightly interlocked; 7) Multi-interface function controls the material cycle and biological processes. Research on eco-environment of sub-deep water reservoir is far behind that of the shallow lakes in East China. It is desirable to carry out intensive study on evolutionary process and inherent law of the eco-environment in southwestern reservoirs, so as to establish effective water environment theory and treatment technology system, providing strong scientific support for eco-environment protection and treatment.

Key words: reservoir; eco-environment; sub-deep water; Southwest China