

引江济湖的主要目的不是稀释污染物, 而是修复自然水文节律及自净能力

王洪铸

(中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072)

摘要: 引水(江河等)济湖是常提的湖泊富营养化治理措施, 但实际效果十分有限。围绕“如何科学实施江湖连通”这个问题, 文章首先通过案例分析和模型模拟, 指出引水冲释的效果取决于是否有足够的低磷源水, 而这个条件往往难以满足。然后, 比较阻隔湖泊与通江湖泊的水质, 分析总结长江通江湖泊水质良好的机制, 即自然水位波动利于水生植被发育、湖滨带季节性变浅和干涸利于分解吸附污染物、湖水泥沙多且流动导致浮游藻类对营养的利用效率下降、生态复杂性较高, 指出江河与湖泊的连通工程应以修复自由水文连通和自然水位波动为主要目的, 从而增强湖泊自净能力, 并给出实施建议。文章对国内外引水济湖工程进行了系统综述, 提出了科学的新连通模式, 对有效实施江河与湖泊的连通工程具有重要指导价值。

关键词: 引水工程; 江湖连通; 湖泊富营养化治理; 自然水位波动

中图分类号: X524

文献标识码: A

文章编号: 1000-3207(2021)03-0692-08



在我国湖泊富营养化治理中, 不少人情不自禁地想到引水冲释, 视之为灵丹妙药。于是, 诸多引江(河)济湖工程立项论证。然而, 所实施的工程甚少达到预期效果, 多数的效果十分有限, 甚至没有。国内外曾对单个引水工程的效果做过监测和模拟研究^[1, 2], 但迄今尚无系统的综述分析。围绕“如何科学实施江湖连通”这个科学问题, 本文首先通过案例分析和模型模拟, 指出引水冲释效果取决于是否有足够的低磷水源, 然后分析长江通江湖泊水质良好的机制, 指出江河与湖泊的连通工程应以修复自然水位波动等天然节律为主要目的, 并给出实施建议。

1 湖泊引水冲释案例

引水工程很多, 但长期运行且有数据的并不多。以下是国内外若干典型案例。

1.1 太湖

太湖面积2338 km², 平均水深1.89 m, 容积44.28亿m³, 年换水率约1.2。望虞河引江济太工程始于2002年。实测数据和模型模拟均显示: 引水

仅对贡湖等湖湾聚集的藻类有一定的冲释作用, 而对太湖大湖的水质改善没有作用^[1, 3-7]。引水入湖口的贡湖及出湖口的梅梁湾等北部水域常有水华聚集, 藻密度较低的引水对这些水域有冲释作用, 可降低湖水Chl. *a*(叶绿素*a*); 但由于每年引水量仅占太湖总水量的20%左右, 引水对太湖藻类几乎没有冲释作用。引水后太湖大湖湖水的TP(总磷)、TN(总氮)和Chl. *a*等指标没有降低, 反而增加了入湖营养负荷; 长江干流引水口TP和TN(2011—2018)分别高达0.15(0.05—0.22)和3.7(1.7—5.4)[中值(范围)]^[8], 望虞河入湖口TP和TN(2007—2016)分别为0.12(0.11—0.14) mg/L和2.89(2.43—3.33) mg/L, 而太湖的TP和TN(2007—2016)分别为0.07(0.06—0.08) mg/L和2.17(1.85—2.48) mg/L^[9]。

1.2 尚湖

尚湖位于江苏常熟市, 由具桥孔的大堤分隔成东、西2个湖区, 是该市的主要饮用水源。面积约8 km², 容积约1100万m³, 平均水深1.8 m。除降雨外, 该湖水源是长江干流(水质参数见1.1)。引水经望虞河先入西湖区, 后入东湖区。2008—2009年,

收稿日期: 2020-12-28; 修订日期: 2021-03-09

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(A类, XDA23040402)资助 [Supported by the Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences (XDA23040402)]

通信作者: 王洪铸(1967—), 男, 研究员, 博士; 主要从事底栖动物与泛滥平原生态学研究。E-mail: wanghz@ihb.ac.cn

每年引水约1800万 m^3 , 年换水率约1.6。2008年10月—2009年9月, 西湖区的营养物浓度明显高于东湖区的[TP: 0.25(0.15—0.62) mg/L, 0.17(0.10—0.62) mg/L; TN: 0.44(0.18—0.85) mg/L, 0.30(0.16—0.44) mg/L]; 引水中TP和TN较引水前升高2—3倍, 经数十天沉降和自净后降至引水前水平; 全湖Chl. *a*为10.8(4.9—26.5) $\mu\text{g/L}$, 处于富营养状态^[10]。可见, 由于江水TP很高, 所引江水必须经西湖区这个前置库处理, 才能使东湖区取水口水质达到要求。

1.3 西湖

杭州西湖面积6.4 km^2 , 平均水深2.3 m, 容积约1400万 m^3 , 自然条件下年入湖水量1430万 m^3 。1986—2002年, 从钱塘江直接引水(TP: 0.07 mg/L; TN: 1.7 mg/L), 每年约2000万 m^3 , 年换水率由1.0增至2.5。引水前北里湖、岳湖、西里湖和外湖的湖水TP和Chl. *a*分别为0.12—0.14 mg/L和52.9—69.5 $\mu\text{g/L}$, 引水后分别为0.11—0.15 mg/L和57.8—78.1 $\mu\text{g/L}$, 两个指标变化不大, TN亦如此; 仅引水口小南湖的水质改善较明显, TP由0.12降至0.08 mg/L, Chl. *a*由57.8降至39.5 $\mu\text{g/L}$ (1985—1992年数据), 该区面积仅0.089 km^2 , 年换水率达112, 引水后湖水TP与江水的基本一样^[11]。2003年2—9月后, 年引水量增至13000万 m^3 , 全湖年换水率增至10.5, 小南湖和西里湖等湖区的达到62; 同时, 对引水进行除P处理, TP降至0.04 mg/L左右, TN变化较小, 为2—3 mg/L。与2001—2002年相比, 2003—2005年小南湖、西里湖、北里湖和外湖的Chl. *a*分别下降了29%、43%、17%和17%, 后2个湖区的降幅不大。在西里湖, 2000年和2002年TP为0.12—0.14 mg/L, 2003—2005年降至0.06—0.09 mg/L, 2006—2011年至0.03—0.04 mg/L; 在外湖, 2000年和2002年TP为0.1—0.14 mg/L, 2003—2005年只降至0.08—0.1 mg/L, 2006—2011年至0.04—0.05 mg/L, 前三年下降慢的原因可能是内源P释放; 两个湖区的TN变化不大^[12—14]。因此, 只有源水TP很低且水量足够, 引水才能有效降低湖水TP, 进而降低Chl. *a*。

1.4 Moses Lake

美国华盛顿州Moses Lake树枝状, 湖泊面积27.9 km^2 , 平均水深5.6 m, 容积15560万 m^3 , 自然条件下年换水率约为1。20世纪70年代前高度富营养化, 湖水TP为0.15 mg/L, Chl. *a*为58 $\mu\text{g/L}$ 。1977—1988年, 从Columbia River大量引水(TP 0.02 mg/L), 每年11800—14100万 m^3 , 受水湖区年换水率增至2.3—2.6, 湖水TP降至0.041—0.074 mg/L, Chl. *a*降至17—21 $\mu\text{g/L}$ 。2001—2016年引水量加大, 每年28400—32500万 m^3 , 受水湖区年换水交换率增至

4.7—5.8, TP进一步降至0.019—0.023 mg/L, Chl. *a*降至11 $\mu\text{g/L}$ 。2017—2018年, 引水量减少, 每年9300万—13000万 m^3 , 受水湖区年换水交换率降至2.2—2.7, TP又增至0.027—0.041 mg/L, Chl. *a*增至7—18 $\mu\text{g/L}$, 与1986—1988年的水平相当^[2]。基于1977—1988年的数据, 分析发现换水率增大导致内源P释放, 两者存在线性关系, 其原因可能是水-泥界面P浓度下降导致内源P扩散; 由于内源P释放, 引水导致湖水TP下降的速率随着引水量增加而降低, 直至为零^[15]。在引水入湖区(Parker Horn)发现, 换水率约为9%/d时, 换水可通过冲走藻类而有效减少藻类密度^[16]。同样, 在芬兰海岸的一个河口区发现, 只有当换水率大于阿氏颤藻(*Oscillatoria agardhii*)的特定生长率(Specific growth rate; 8.2%—19.1%/d), 换水才能开始减少该藻的生物量^[17]。

1.5 Lake Veluwe

荷兰Lake Veluwe, 面积32.4 km^2 , 平均水深1.28 m, 年换水率为1.4。20世纪70年代, 该湖严重富营养化, 1977—1979年TP为0.2—0.8 mg/L, Chl. *a*为80—450 $\mu\text{g/L}$; 蓝藻(颤藻*Oscillatoria*)水华周年出现, 强烈的光合作用使pH升高, 最高达10, 进而导致沉积物中铁P释放, 夏季内源P释放率为1.5—5.9 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (1978—1979)。1972年开始污水处理, 至1979年初降外源P负荷由3降至1 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{y})$ 。自1979—1980年, 每年冬季(11月—次年3月)从地下水引水, 年换水率增至5.5; 地下水TP为0.08—0.10 mg/L, 且水质较硬, 碱度高达200—300 $\text{mg HCO}_3/\text{L}$, 可缓冲pH。引水后(1980—1985), TP降至0.1—0.3 mg/L, Chl. *a*降至50—250 $\mu\text{g/L}$, pH最高值和夏季均值下降了约1个单位, 夏季内源P释放率降至0.0—0.8 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (1980—1993), 水华蓝藻优势度下降, 绿藻和硅藻有时为优势类群^[18, 19]。

以上案例中, 引水对太湖、尚湖和引水除P前的西湖的水质几乎没有改善作用, 因为引水TP高; 引水除P后的西湖、Moses Lake和Lake Veluwe有明显水质改善作用, 因为引水TP远低于湖水的。

2 引水冲释模型

P是导致藻类过度繁殖即水体富营养化的关键因子, 又是富营养化的减控因子^[14]。在稳定状态(Steady state)下, Vollenweider总磷模型普遍适用^[20], 且经过广泛验证。下面基于该模型分析引水对水质的影响。

Vollenweider模型(图1A)可表述以下2种型式^[16, 20]。

$$\text{TP}_L = \text{TP}_i / (1 + \tau_w^{0.5}) \quad (1)$$

$$TP_L = TP_i / (1 + \rho_w^{-0.5}) \quad (2)$$

式中, TP_L 为湖水 TP 全年平均浓度, TP_i 为入湖水 TP 全年平均浓度, τ_w 为水力滞留时间(year), ρ_w 为换水率 (1/year) ($=1/\tau_w$)。

式(2)中, $1/(1 + \rho_w^{-0.5}) = 1 - R_{TP}$ 。 R_{TP} 为总磷滞留系数, 即全年沉积磷量占全年外源磷负荷的比率, 故 $1 - R_{TP}$ 为 TP_i 在湖水中的剩余系数^[21, 22]。图 1B 显示, ρ_w 从 0.1 升至 1 时, $1 - R_{TP}$ 由 0.24 快速升至 0.50; ρ_w 由 2—4 升至 10 时, $1 - R_{TP}$ 趋于稳定, 为 0.59—0.76, TP_L 接近 TP_i 。若引水导致 $1 - R_{TP}$ 增加 n 倍, 则 TP_i 必

需降至原 TP_i 的 $1/n$ 以下, 才可降低 TP_L 。

在引水情况下, 式(2)可改写为:

$$TP_L = [(TP_i \rho_w + TP_a \Delta \rho_w) / (\rho_w + \Delta \rho_w)] / (1 + (\rho_w + \Delta \rho_w)^{-0.5}) \quad (3)$$

式中, TP_a 为引水 TP 全年平均浓度, ρ_w 为引水前换水率, $\Delta \rho_w$ 为引水后换水率增量。

图 2A 显示 $TP_i = 0.5 \text{ mg/L}$ 、 $\rho_w = 0.1$ 时引水的效应: 若 TP_a 约小于 0.1 mg/L , $\Delta \rho_w$ 约增至 0.5 时 TP_L 快速下降, 随后变慢; 若 TP_a 继续增加, TP_L 先降后升, 但变化不大; 若 TP_a 约大于 0.3 mg/L , 引水导致 TP_L 上

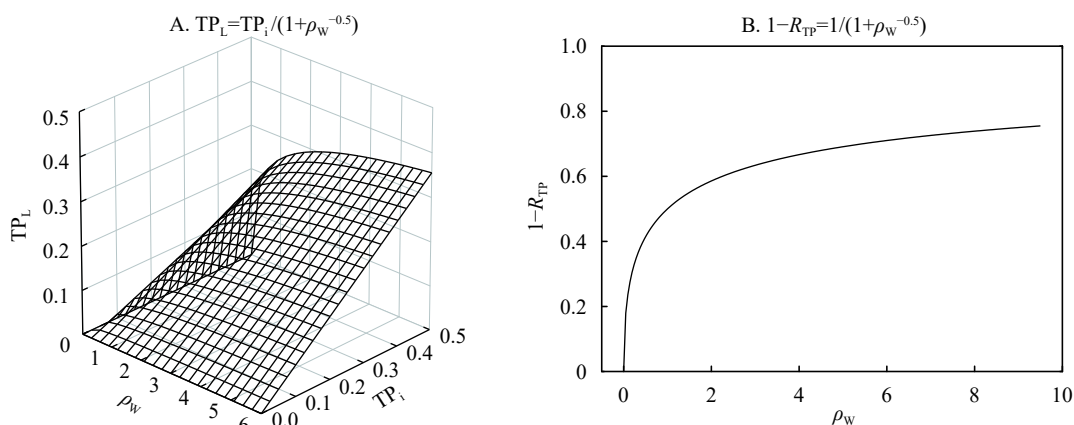


图 1 Vollenweider 总磷模型

Fig. 1 Vollenweider's model of total phosphorus

A. 模型三个变量的关系; B. 入湖水总磷剩余系数 ($1 - R_{TP}$) 与换水率的关系。 ρ_w , 换水率 (1/year); TP_i , 入湖水总磷全年平均浓度 (mg/L); TP_L , 湖水全年总磷平均浓度 (mg/L); $1 - R_{TP} = TP_L / TP_i$

A. Relationship among the model's three variables; B. Relationship between reduction factor of average inflow concentration of total phosphorus ($1 - R_{TP}$) and flushing coefficient. ρ_w , flushing coefficient (1/year); TP_i , annual mean inflow concentration of total phosphorus (mg/L); TP_L , annual mean lake concentration of total phosphorus (mg/L); $1 - R_{TP} = TP_L / TP_i$

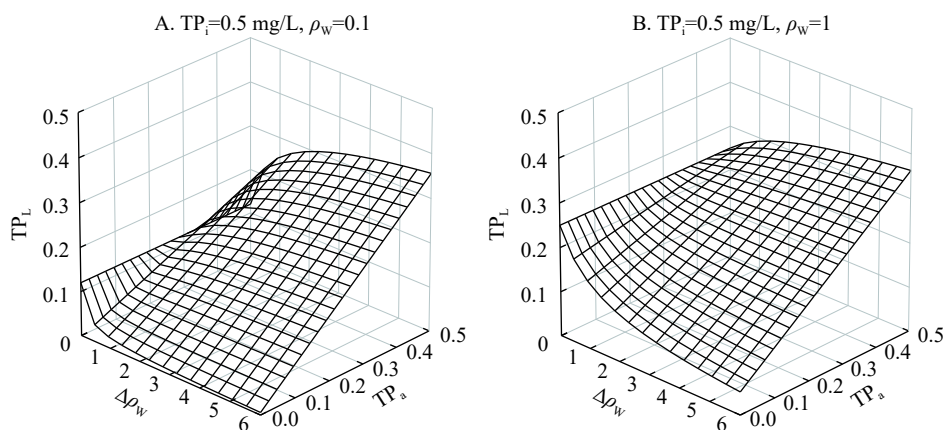


图 2 引水时 Vollenweider 总磷模型

Fig. 2 Vollenweider's model of total phosphorus when adding extra water

$TP_L = [(TP_i \rho_w + TP_a \Delta \rho_w) / (\rho_w + \Delta \rho_w)] / (1 + (\rho_w + \Delta \rho_w)^{-0.5})$ 。式中, TP_L 为湖水全年总磷平均浓度 (mg/L); TP_i 为引水前入湖水总磷全年平均浓度 (mg/L); TP_a 为引水总磷平均浓度 (mg/L); ρ_w 为引水前换水率 (1/year); $\Delta \rho_w$ 为引水后换水率增量 (1/year)

$TP_L = [(TP_i \rho_w + TP_a \Delta \rho_w) / (\rho_w + \Delta \rho_w)] / (1 + (\rho_w + \Delta \rho_w)^{-0.5})$ 。 TP_L , Annual mean lake concentration of total phosphorus (mg/L); TP_i , Annual mean inflow concentration of total phosphorus (mg/L) before adding water; TP_a , Annual mean concentration of total phosphorus (mg/L) in added water; ρ_w , Flushing coefficient (1/year) before adding water; $\Delta \rho_w$, Flushing coefficient increment (1/year)

升, 且 $\Delta\rho_w$ 约小于2时, 上升很快。图2B显示 $TP_i=0.5\text{ mg/L}$ 、 $\rho_w=1$ 时引水的效应: 若 TP_a 约小于 0.15 mg/L , $\Delta\rho_w$ 约增至2时 TP_L 下降较快, 随后变慢; 若 TP_a 继续增加, TP_L 先降后升, 但变化不大; 若 TP_a 约大于 0.4 mg/L , 引水导致 TP_L 上升。

以上模型分析显示, 只有 TP_a 足够低, 引水才可能降低 TP_L ; 当 TP_a 极低时, $\Delta\rho_w$ 越高越好; 若 TP_a 达到一定水平时, $\Delta\rho_w$ 不高时可降低 TP_L , 但 $\Delta\rho_w$ 过高反而导致 TP_L 上升; 若 TP_a 达到较高水平时, 引水只会导致 TP_L 上升, 且当湖泊原来 ρ_w 很低时, $\Delta\rho_w$ 上升初期 TP_L 急剧上升。

表1比较了几个湖泊引水前后相关参数。引水前后 $1-R_{TP}$ 之比为1.2—1.8; 相对于引水前的 TP_i , TP_a 均很低, 引水前后 TP_i 之比为0.3—0.6; 引水前后的 TP_L 之比多为0.1—0.7, 与模型预测结果(最后一列)大体相当; 只有西湖外湖等 TP_L 没有降低, 这可能与内源释放有关^[1]。因此, 在没有内源释放的稳定状态下, 用Vollenweider 总磷模型可较好预测引水的效果。

综上, 模型分析和引水案例表明, 只有引水TP远低于入湖水TP, 且有足够的源水, 引水才可能降低湖水TP。

3 通江湖泊的水质为什么较好?

3.1 阻隔湖泊、通江湖泊、干流和支流的水质比较

图3显示, 超/富营养阻隔湖泊Chl. *a*(中位数)分别是通江湖泊、干流和支流的10.7、19.7和5.9倍, 但TP仅为1.7、1.5和1倍, TN为1.3、1.2和1.5倍。阻隔湖泊(包括贫/中营养)浮游藻类对营养的利用效率甚高, 其 $\lg(\text{Chl. } a/\text{TP})$ 分别是通江湖泊、干流和支流的1.4、2.3和1.4倍; 数据分段计算显示, 相同TP下阻隔湖泊Chl. *a*较通江湖泊、干流和支流的分别增加0.7—2.4、16.2—51.3和0.2—6.6倍。阻隔湖泊富营养化严重不仅因为污染负荷高, 还因为藻类的营养利用效率高。洞庭湖、鄱阳湖和石臼湖等通江湖泊虽有不少支流汇入, 但营养水平明显低于支流(高于贫/中营养阻隔湖泊; 参见下文, 机制1—2); 并且通江湖泊藻类对营养的利用效率很低(<阻隔湖泊, $\approx$ 支流, >干流; 参见下文, 机制3—4); 因此, 通江湖泊Chl. *a*低于支流和贫/中营养阻隔湖泊。

3.2 江湖自由水文连通改善湖泊水质的机制

根据我们及其他学者的研究, 江湖自由水文连通改善湖泊水质的机制有4种: (1)通江湖泊的水位波动较大, 春季和秋季水位较低, 利于植物萌发生长, 因而水生植被发育良好, 尤其是挺水和湿生植

表1 湖泊引水前后的关键参数

Tab. 1 Key parameters in the lakes before and after adding extra water

湖泊Lake	时间Year	ρ_w	$(1-R_{TP}):$ A/B	$TP_i:B$	TP_a	$TP_i:A$	$TP_i:A/B$	TP_L	$TP_L:A/B$	$[(1-R_{TP}):$ A/B] $\times$ ($TP_i:A/B$)
西湖: 北里湖、岳湖 ^① 西里湖和外湖	1986	1.0		0.26				0.13(0.12—0.14)		
	1992	2.5	1.2	0.26	0.07	0.15	0.6	0.13(0.11—0.15)	1.0	0.7
西湖: 小南湖 ^②	1986	1.0		0.26				0.12		
	1992	112	1.8	0.26	0.07	0.07	0.3	0.08	0.7	0.5
西湖: 西里湖 ^③	2000—2002	2.5		0.25				0.13(0.12—0.14)		
	2003—2011	62	1.5	0.25	0.04	0.05	0.2	0.06(0.03—0.09)	0.5	0.3
Moses Lake	—1970s	1.0		0.30				0.15		
	1977—1988	2.5(2.3—2.6)	1.2	0.30	0.02	0.13	0.4	0.058(0.041—0.074)	0.4	0.5
	2001—2016	5.3(4.7—5.8)	1.4	0.30	0.02	0.07	0.2	0.021(0.019—0.023)	0.1	0.3
	2017—2018	2.5(2.2—2.7)	1.2	0.30	0.02	0.13	0.4	0.034(0.027—0.041)	0.2	0.5
Lake Veluwe	1977—1979	1.4		0.99				0.5(0.2—0.8)		
	1980—1985	5.5	1.3	0.99	0.09(0.08—0.10)	0.30	0.3	0.2(0.1—0.3)	0.4	0.4

注: ρ_w . 换水率(1/year); $1-R_{TP}=1/(1+\rho_w^{-0.5})$; TP_i . 入湖水总磷全年平均浓度(mg/L), 引水前 TP_i 用式(2)计算; TP_a . 引水总磷全年平均浓度(mg/L); TP_L . 湖水全年总磷平均浓度(mg/L); B. 引水前; A. 引水后; A/B. 引水前后的比值; Moses Lake: B均为—1970s; 数据来源见正文

Note: ρ_w . flushing coefficient(1/year); $1-R_{TP}=1/(1+\rho_w^{-0.5})$; TP_i . annual mean inflow concentration of total phosphorus (mg/L), TP_i before adding water calculated by formula (2); TP_a . annual mean concentration of total phosphorus in added water (mg/L), TP_L . annual mean lake concentration of total phosphorus (mg/L); B. before adding water, A. after adding water; A/B. value A/ value B; Moses Lake: B all—1970s. See text for data sources. ① Xi Hu (West Lake in Hangzhou): Beili Hu, Yue Hu, Xili Hu, Wai Hu (main lake). ② Xi Hu: Xiaonan Hu. ③ Xi Hu: Xili Hu

被,且具有很强的恢复能力;中等波幅(约5 m)时植物多样性达到最大^[33, 34]。植被系统具有吸储、滞留和消解污染物的重要功能^[35],因而可有效净化水质。但是,阻隔湖泊的水位波幅多小于1—2 m,且常反季节波动,冬春季水位高,汛前却降至最低,导致植被严重衰退^[33, 34]。(2)水位波动可导致湖滨带季节性变浅和干涸,增加氧化还原电位和光照强度,进而促进有机质和污染物分解、增强底质对P的吸附能力^[36—39]。对长江中下游湖泊的调查表明,每年淹没时间小于50d的湖滨带,土壤有机质和总磷含量明显较低^[40]。(3)湖水泥沙多且流动导致浮游藻类对营养的利用效率下降,因为浑浊的湖水使藻类长时间处于光补偿点以下^[33]。(4)与阻隔湖泊相比,通江湖泊生境异质性大,浮游植物、大型植物、底栖动物和鱼类等类群的物种多样性高,且食物网复杂^[33]。这些应该是通江湖泊水质优良的重要原因,但相关研究尚属空白。

以上机制大致可分为两大类,一是通江湖泊对污染有较强的净化能力(1—2),二是通江湖泊浮游藻类对营养物的利用效率较低(3—4)。这与图3显示的结果相符。

4 如何实施江(河)湖连通工程?

上述分析显示,湖泊与江河连通的主要目的应是修复湖泊的自由水文连通和自然水位波动。我们已建立了一套方法,可根据水生植被盖度修复目标计算湖泊的周年水位动态需求;春秋应为低水位,以促进植物萌发;春夏应控制水位上涨速率,以避免淹死植物^[34, 41]。此外,根据长江江湖洄游性鱼类的洄游规律,可在4—9月和11—12月开闸,分别修复幼鱼洄游入湖通道和成鱼入江洄游通道^[33]。

5 总结

科学可行的目标是正确实施江河与湖泊连通工程的基石。若以稀释污染物为目的,则需要大量的清洁源水;由于净水是稀缺资源,一般难以大量获得,故引水冲释只适用于较小水体。若以冲走藻类为目的,换水率须大于优势藻类的特定生长率;由于每天换水率需高达10%—20%,故也只适用于较小水体。若以降低pH进而控制内源磷释放为目的,则需高碱度的源水。对于多数湖泊尤其是浅水的,连通工程的主要目的应是修复自由水文连通和自然水位波动,以增强湖泊自净能力;该模式耗水

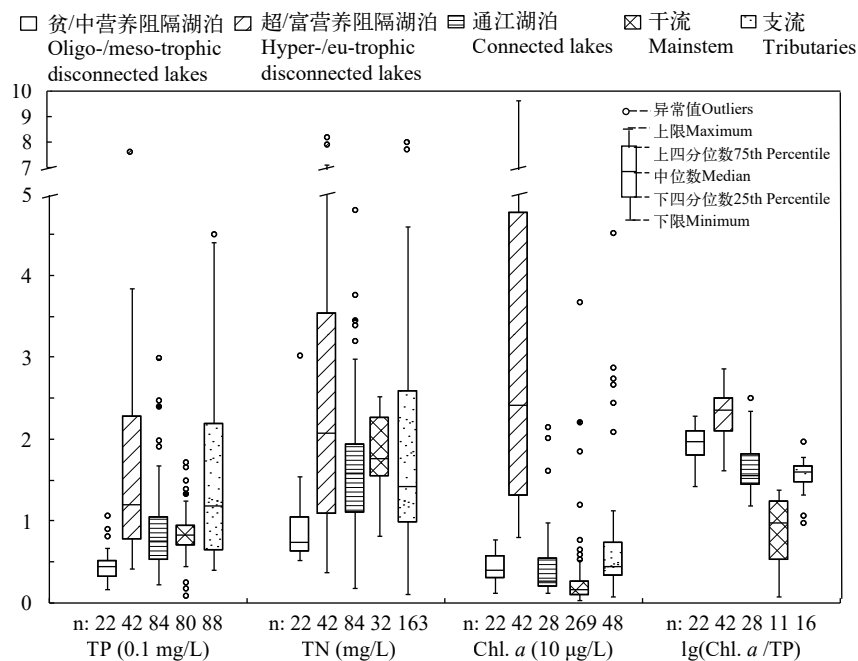


图3 长江水系阻隔湖泊、通江湖泊、干流和支流的TP、TN、Chl. a及lg(Chl. a/TP)(1997—2019年数据)

Fig. 3 TP, TN, Chl. a and lg(Chl. a/TP) of mainstem-disconnected lakes, -connected lakes, the mainstem and tributaries of the Yangtze River system (The data from 1997 to 2019)

贫/中营养: Chl. a $\leq 8 \mu\text{g/L}$; 超/富营养: Chl. a $> 8 \mu\text{g/L}$; 阻隔湖泊: 中下游36个; 通江湖泊: 洞庭湖、鄱阳湖和石臼湖; 干流: 玉树-上海; 支流: 岷江、沱江、嘉陵江、乌江、清水江、汉水和赣江; 数据来源: 文献^[23—32]和调查数据

oligo-/meso-trophic: Chl. a $\leq 8 \mu\text{g/L}$; hyper-/eu-trophic: Chl. a $> 8 \mu\text{g/L}$; disconnected lakes: 36 lakes in the mid-lower basin; connected lakes: Dongting Hu, Poyang Hu, Shijiu Hu; mainstem: Yushu-Shanghai; Tributaries: Min Jiang, Tuojiang, Jialing Jiang, Wujiang, Qingshui Jiang, Han Shui, Gan Jiang. Data sources: references^[23—32] and our data

不多, 但效果最好。

本文首次对国内外引水济湖工程进行了系统综述, 提出了科学的新连通模式, 对有效实施江河与湖泊的连通工程具有重要指导价值。

致谢:

中国科学院水生生物研究所高文娟、和雅静、张婷玉、申明华、李艳和王海军协助做图和整理资料, 张义提供部分西湖资料, 谨致谢忱!

参考文献:

- [1] Hu W, Zhai S, Zhu Z, *et al.* Impacts of the Yangtze River water transfer on the restoration of Lake Taihu [J]. *Ecological Engineering*, 2008, **34**(1): 30-49.
- [2] Welch E B, Brattebo S K, Overland C. Four decades of diluting phosphorus to maintain lake quality [J]. *Water Environment Research*, 2020(92): 26-34.
- [3] Wang P, Wang C. Water Quality in Taihu Lake and the Effects of the Water Transfer from the Yangtze River to Taihu Lake Project [J]. *Comprehensive Water Quality and Purification*, 2014(4): 136-161.
- [4] Zhou X P, Zhai S H, Yuan L. Influences of water diversion from Yangtze River to Taihu Lake on water quality of Taihu Lake between 2007 and 2008 [J]. *Water Resources Protection*, 2010, **26**(1): 40-48. [周小平, 翟淑华, 袁粒. 2007~2008年引江济太调水对太湖水质改善效果分析 [J]. *水资源保护*, 2010, **26**(1): 40-48.]
- [5] Dai J Y, Wu S Q, Lü X Y, *et al.* Effect of water diversion on spatial-temporal dynamics of organic pollutants in Gonghu Bay, Lake Taihu [J]. *Journal of Hydroecology*, 2016, **37**(1): 42-49. [戴江玉, 吴时强, 吕学研, 等. 引水对太湖贡湖湾有机污染时空变化的影响 [J]. *水生态学杂志*, 2016, **37**(1): 42-49.]
- [6] Ma Q, Tian W, Wu C M. Total phosphorus and total nitrogen concentrations of the water diverted from Yangtze River to Lake Taihu through Wangyu River [J]. *Journal of Lake Science*, 2014, **26**(2): 207-212. [马倩, 田威, 吴朝明. 望虞河引长江水入太湖水体的总磷、总氮分析 [J]. *湖泊科学*, 2014, **26**(2): 207-212.]
- [7] Yang Q Q, Wu S Q, Dai J Y, *et al.* Effects of short-term water diversion in summer on water quality and algae in Gonghu Bay, Lake Taihu [J]. *Journal of Lake Science*, 2018, **30**(1): 34-43. [杨倩倩, 吴时强, 戴江玉, 等. 夏季短期调水对太湖贡湖湾湖区水质及藻类的影响 [J]. *湖泊科学*, 2018, **30**(1): 34-43.]
- [8] Xu Z B. Variation characteristics of water quality of Wangyu River in the "River Channel Diversion from the Yangtze River to the Yangtze River" (2011 ~ 2018) [J]. *Scientific and Technological Innovation*, 2020(18): 148-149. [许志波. "引江济太"河道-望虞河水质变化特征 (2011年~2018年) [J]. *科学技术创新*, 2020(18): 148-149.]
- [9] Mao X W, Xu F. Comparative analysis of water quality of Taihu Lake by main rivers diverted from the Yangtze River to the Taihu Lake and around the Taihu Lake [J]. *Water Resource Development Research*, 2018(1): 29-32. [毛新伟, 徐枫. 引江济太与环太湖主要河流对太湖水质影响的对比分析 [J]. *水利发展研究*, 2018(1): 29-32.]
- [10] Liu W J, Song L R, Xu P, *et al.* Impact of water intake on phytoplankton structure and concentration of nutrients in Shanghu Lake [J]. *Journal of Hydroecology*, 2012, **33**(1): 37-41. [刘文杰, 宋立荣, 许璞, 等. 引水对尚湖浮游植物群落结构和营养盐浓度的影响 [J]. *水生态学杂志*, 2012, **33**(1): 37-41.]
- [11] Ma J L. Annual cyclical changes of nitrogen, phosphorus and chlorophyll a concentrations in west lake before/after the water diversion [J]. *Journal of Lake Sciences*, 1996, **8**(2): 144-150. [马玖兰. 西湖引水前后氮、磷、叶绿素 a 含量的年周期变化 [J]. *湖泊科学*, 1996, **8**(2): 144-150.]
- [12] Deng K Y, Wu Z Y, Zhang G L, *et al.* Benefits of the restoration projects on West Lake: evidence of chlorophyll-a change (1998-2007) [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, **21**(4): 518-522. [邓开宇, 吴芝瑛, 张国亮, 等. 从叶绿素 a 的变化浅析西湖综合保护工程效益 (1998-2007年) [J]. *湖泊科学*, 2009, **21**(4): 518-522.]
- [13] You A J, Wu Z Y, Han Z C, *et al.* Spatial and temporal distributions and variations of nutrients in the West Lake 'Hangzhou' after the implementation of integrated water management program (1985-2013) [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2015, **27**(3): 371-377. [尤爱菊, 吴芝瑛, 韩曾萃, 等. 引水等综合整治后杭州西湖氮、磷营养盐时空变化 (1985~2013年) [J]. *湖泊科学*, 2015, **27**(3): 371-377.]
- [14] Wang H Z, Wang H J, Li Y, *et al.* The control of lake eutrophication: focusing on phosphorus abatement, or reducing both phosphorus and nitrogen [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2020, **44**(5): 938-960. [王洪铸, 王海军, 李艳, 等. 湖泊富营养化治理: 集中控磷, 或氮磷皆控 [J]. *水生生物学报*, 2020, **44**(5): 938-960.]
- [15] Jones C A, Welch E B. Internal phosphorus loading related to mixing and dilution in a dendritic, shallow prairie lake [J]. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 1990(62): 847-852.
- [16] Cooke G D, Welch E B, Spencer P, *et al.* Restoration and Management of Lakes and Reservoirs [M]. Third Edition. Boca Raton: CRC Press, 2005: 5-9.
- [17] Persson P E. Growth of *Oscillatoria agardhii* in a hypertrophic brackish-water bay [J]. *Annales Botanici Fennici*, 1981, **18**(1): 1-12.
- [18] Hosper H, Meyer M L. Control of phosphorus loading and flushing as restoration methods for Lake Veluwe, The Netherlands [J]. *Aquatic Ecology*, 1986, **20**(1): 183-194.
- [19] Hosper S H. Restoration of Lake Veluwe, The Netherlands, by reduction of phosphorus loading and flushing

- [J]. *Water Science and Technology*, 1985, **17**(4-5): 757-768.
- [20] Vollenweider R A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication [J]. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 1976(33): 53-83.
- [21] Dillon P J, Rigler F H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water [J]. *Journal De L'office Des Recherches Sur Les Pêcheries Du Canada*, 1974, **31**(11): 1771-1778.
- [22] Ahlgren I, Frisk T, Kamp-Nielsen L. Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state [J]. *Hydrobiologia*, 1988(170): 285-303.
- [23] Chen S R, He L H, Lin L Y, *et al.* Change trends of surface water quality in the mainstream of the Yangtze River during the past four decades [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, **33**(5): 1119-1128. [陈善荣, 何立环, 林兰钰, 等. 近40年来长江干流水质变化研究 [J]. 环境科学研究, 2020, **33**(5): 1119-1128.]
- [24] Shen Z L, Liu Q, Zhang S M. Distribution, variation and removal patterns of total nitrogen and organic nitrogen in the Changjiang river [J]. *Oceanologia Sinica*, 2003, **34**(6): 576-585. [沈志良, 刘群, 张淑美. 长江总氮和有机氮的分布变化与迁移 [J]. 海洋与湖沼, 2003, **34**(6): 576-585.]
- [25] Peng F L, He L H, Yu Y, *et al.* Studies on the total nitrogen, total phosphorus and chlorophyll a variations in the mainstream and main tributaries of the Yangtze River before and after the impoundment in the Three Gorges Project area [J]. *Scientia Sinica Technologica*, 2017, **47**(8): 845-855. [彭福利, 何立环, 于洋, 等. 三峡库区长江干流及主要支流氮磷叶绿素变化趋势研究 [J]. 中国科学: 技术科学, 2017, **47**(8): 845-855.]
- [26] Xu Y X, Wu X, Lu R, *et al.* Total phosphorus pollution, countermeasures and suggestions of the Yangtze River economic belt [J]. *Chinese Journal of Environmental Management*, 2018, **10**(1): 70-74. [续衍雪, 吴熙, 路瑞, 等. 长江经济带总磷污染状况与对策建议 [J]. 中国环境管理, 2018, **10**(1): 70-74.]
- [27] Nie Y D. Studies on the responses and mechanism of key enzyme of carbon, nitrogen and phosphorus utilization in algal blooms in backwater area of Jialing River in Three Gorges Reservoir [D]. Chongqing: Chongqing University, 2016. [聂煜东. 三峡库区嘉陵江回水区中碳氮磷利用关键酶对藻华的反应及其作用机制研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2016.]
- [28] Song D, Yang S B, Jiang C T, *et al.* Temporal and spatial variation of carbon, nitrogen and phosphorus in Wujiang River [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2014, **40**(1): 100-109. [宋丹, 杨肃博, 蒋昌谭, 等. 乌江重庆段水体的COD_{Mn}、氮和磷的时空分布 [J]. 北京工业大学学报, 2014, **40**(1): 100-109.]
- [29] Zhu G W, Xu H, Zhu M Y, *et al.* Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2019, **31**(6): 1510-1524. [朱广伟, 许海, 朱梦圆, 等. 三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素 [J]. 湖泊科学, 2019, **31**(6): 1510-1524.]
- [30] Huang J, An Y L, Wu Q X. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment in Qingshui River [J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2016(5): 143-147. [黄娟, 安艳玲, 吴起鑫. 清水江流域水体中氮磷分布及富营养化程度评价 [J]. 监测与评价, 2016(5): 143-147.]
- [31] Bai W Y, Wang J, Wang Y K, *et al.* Analysis on status quo of water eutrophication in Chongqing Section of Jialing River [J]. 重庆工学院学报, 2008, **22**(11): 66-69. [白薇扬, 王娟, 王英魁, 等. 嘉陵江重庆段水体富营养化现状分析 [J]. 重庆工学院学报(自然科学), 2008, **22**(11): 66-69.]
- [32] Lu L, Xie F L. Research on the factors of Ganjiang River water nitrogen and phosphorus distribution characteristics and influence [J]. *Journal of Nanchang University (Natural Science)*, 2017, **41**(6): 567-571. [卢龙, 谢芳立. 赣江水体氮磷营养盐分布特征及影响因素 [J]. 南昌大学学报, 2017, **41**(6): 567-571.]
- [33] Wang H Z, Liu X Q, Wang H J. The Yangtze River-floodplain ecosystem: multiple threats and holistic conservation [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(S1): 157-182. [王洪铸, 刘学勤, 王海军. 长江河流-泛滥平原生态系统面临的威胁与整体保护对策 [J]. 水生生物学报, 2019, **43**(S1): 157-182.]
- [34] Yuan S B, Zhang X K, Liu X Q, *et al.* Ecological water level management strategy for aquatic vegetation in the mid-lower Yangtze shallow lakes [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(S1): 104-109. [袁赛波, 张晓可, 刘学勤, 等. 长江中下游湖泊水生植被的生态水位管理策略 [J]. 水生生物学报, 2019, **43**(S1): 104-109.]
- [35] Wang H Z. Basic concepts of lakeshore zones [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2012, **21**(S2): 1-2. [王洪铸. 湖滨带的基本概念 [J]. 长江流域资源与环境, 2012, **21**(S2): 1-2.]
- [36] Zagarese H E, Diaz M, Pedrozo F, *et al.* Photodegradation of natural organic matter exposed to fluctuating levels of solar radiation [J]. *Journal of Photochemistry and Photobiology B-Biology*, 2001, **61**(1-2): 35-45.
- [37] Wörmer L, Huerta-Fontela M, Cirés S, *et al.* Natural photodegradation of the cyanobacterial toxins microcystin and cylindrospermopsin [J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, **44**(8): 3002-3007.
- [38] Ding Q Z, Liu X Q, Zhang X K. Impacts of water level fluctuations on substrate environments of lakeshore zone of the lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2014, **26**(3): 340-348. [丁庆章, 刘学勤, 张晓可. 水位波动对长江中

- 下游湖泊湖滨带底质环境的影响 [J]. *湖泊科学*, 2014, 26(3): 340-348.]
- [39] Yang X R, Chen Z, Zhao W, *et al.* Recent advances in photodegradation of antibiotic residues in water [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020: 405.
- [40] Ding Q Z. Impacts of water level fluctuations on substrate environments of lakeshore vegetation [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2013. [丁庆章. 水位波动对湖滨带植被基底环境的影响 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2013.]
- [41] Liu X Q, Yang Z D, Yuan S B, *et al.* A novel methodology for the assessment of water level requirements in shallow lakes [J]. *Ecological Engineering*, 2017(102): 31-38.

THE MAIN TARGET OF CONNECTION OF LAKES WITH RIVERS IS NOT TO DILUTE POLLUTANTS, BUT TO REHABILITATE NATURAL HYDROLOGICAL REGIMES AND SELF-PURIFICATION FUNCTION

WANG Hong-Zhu

(State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China)

Abstract: Water diversion from rivers to lakes is popularly considered as a measure to control lake eutrophication, but the actual efficacy is quite limited in general. How to connect lakes with rivers in a scientific way? To answer this question, first, I analyze 5 diversion cases in China and other countries, and simulate effect of adding water using Vollenweider's model. The results show that improving water quality by dilution depends upon whether there is large amount of input water with total phosphorus concentrations much lower than original inflow ones, but such a premise is generally difficult to meet. Second, I compare water quality of lakes disconnected and connected with the Yangtze mainstem, and find that chlorophyll *a* concentration of water in disconnected lakes are increased by 0.7—2.4 times when total phosphorus concentrations are in the same levels. The mechanisms of better water quality of connected lakes are fourfold, i.e., the natural water level fluctuation promotes vegetation development, seasonal trying-up and shallowing of lakeshore promotes pollutants decomposition and adsorption, turbid flowing water results in lower efficiency of nutrient utilization by phytoplankton, and the ecological complexity is higher with more heterogeneous habitats, higher biodiversity, and more complex food webs. Last, I point out that setting a scientific feasible target is the very basis to implement a river-lake connection project correctly. If the aim is to dilute pollutants, enough clean water is needed, and this can only be realized for smaller waterbodies. If the aim is to wash out phytoplankton, the flushing rate should be higher than specific growth rates of dominated algae, reaching 10%—20%/d, and this is also only feasible for smaller waterbodies. As for most lakes, in particular, shallow ones, connection of lakes with rivers should aim mainly to rehabilitate free hydrological connectivity and natural water level regimes, and then to enhance self-purification function. Such a mode costs a lesser amount of water, but reaches the best effect. This review provides important guidance for river-lake connection projects.

Key words: Water diversion project; River-lake connection; Lake eutrophication control; Natural water level fluctuations