J. Lake Sci.(湖泊科学),2014,**26**(4):505-514
http://www.jlakes.org. E-mail:jlakes@niglas.ac.cn
© 2014 by *Journal of Lake Sciences*

长江流域水库"过滤器效应"对入海溶解硅通量的影响*

李茂田[1],孙千里[1**],王　红[1],刘　演[2],赖小鹤[1]
(1:华东师范大学河口海岸学国家重点实验室,上海 200062)
(2:华东师范大学地理系,上海 200062)

摘　要:根据1960－2000年间长江大通水文站记录的水、沙以及硅、氮、磷等数据,结合1954－2006年间长江流域库容大于10^8 m^{3}的162座水库的库容、上游径流量、总磷等数据,利用Vollenweider模型分析了水库"过滤器效应"对入海溶解硅(DSi)通量的影响.结果表明:1)1990s相比1960s,长江入海DSi通量下降了约1.85×10^6 t/a,减少了大约25.3%;入海DSi通量的下降与流域径流波动、入海悬沙通量下降以及溶解无机氮通量的增加紧密相关.2)流域水库明显改变径流的自然过程,增加径流的滞留时间,流域90%以上的水库对上游径流的滞留时间超过0.05年,水库产生显著的DSi"生物过滤器"效应.模型计算显示流域大型水库对DSi的累计滞留量可达0.85×10^6 t/a,占年均入海DSi通量(1990－2000年)5.4×10^6 t的15.7%,是入海DSi通量减少量(1.85×10^6 t/a)的45.9%.3)根据保守估计,流域162座大型水库内泥沙累计淤积量达6.75×10^8 t/a,不仅使悬沙入海通量显著下降,而且造成大量颗粒吸附的外源和内源DSi颗粒沉淀,这对入海DSi通量减少也起到重要贡献.但目前对水库"泥沙过滤器"的滞留机理并不清楚,需要展开进一步的研究.
关键词:长江流域;水库;沉积过程;溶解硅;滞留效应

The filter effect of big reservoirs on dissolved silicate flux decrease in the Yangtze River drainage basin

LI Maotian[1], SUN Qianli[1], WANG Hong[1], LIU Yan[2] & LAI Xiaohe[1]
(1: *State Key Laboratory of Estuary and Coastal Research*, *East China Normal University*, *Shanghai* 200062, *P. R. China*)
(2: *Department of Geography*, *East China Normal University*, *Shanghai* 200062, *P. R. China*)

Abstract: Correlation method based on the historical hydrology(1960－2000) of Datong station and famous Vollenweider model based on historical dam capacity, upstream discharge and total phosphorus records(1950－2006) were used to examine the filter effect of big reservoirs on dissolved silicate(DSi) flux decrease in the Yangtze River drainage basin. The historical hydrological data of Datong station showed that the flux of DSi into East China Sea obviously decreased during 1960－2000, and the net decrease flux was 1.85×10^6 t/a, accounting for 25.3% of annual DSi flux in 1960s, the decreasing process of DSi flux was closely related to the processes of suspend sediment flux decreasing, dissolved inorganic nitrogen(DIN) flux increasing. The statistics result of reservoirs showed that the total capacity of 162 reservoirs reached to 155.4×10^9 m^3, accounting for 16.8% of annual discharge to sea; furthermore, the 54 super-big reservoirs with capacity volume $>5\times10^9$ m^3 including the Three Gorges Reservior, the Danjiangkou dam could contribute 87% of the total capacity of 162 reservoirs. In addition, the resident time of runoff in reservoirs was more than 0.05 year for >90% big reservoirs. The result of the Vollenweider model showed that "biological and sediment filter effects" could occur in big reservoirs. First, the retention of DSi in 162 big reservoirs reached to 0.85×10^6 t/a, accounted for 45.9% of the DSi net decreasing flux of 1960－2000, and 15.7% of the annual DSi flux into sea of 1990－2000. It suggest the mechanism of "biological filter" is insufficient for explaining the DSi retention process behind reservoirs, we need to develop new mechanistic models for the retention of DSi by reservoirs. Second, the result of "sediment filter" showed that retention of sediment in 162 big reservoirs reached to 6.75×10^8 t/a, far more than the suspend sediment flux into sea of 3.41×10^8 t/a of 1990－2000, which implicated that other decreasing DSi flux maybe primarily due to the sediment filter effect.

---

* 国家自然科学基金项目(41271520)和崇明岛地质公园保护项目(48102860)联合资助.2013－07－22收稿;2013－12－29收修改稿.李茂田(1971～),男,博士;E-mail:mtli@sklec.ecnu.edu.cn.
** 通信作者;E-mail:qlsun@sklec.ecnu.edu.cn.

Keywords: Yangtze River drainage basin; reservoirs; sediment process; dissolved silicate; retention effect

硅在地壳中平均含量约为27.6%,仅次于氧[1]. 硅大部分以硅铝酸盐($CaAl_2Si_2O_8$)的形式固定在岩石中,每年仅有19~46 Tmol(万亿摩尔)风化为溶解硅(DSi),其中大部分进入陆地生态系统,只有5 Tmol左右通过河流输入海洋生态系统,成为动植物生长发育所必须的营养要素[2]. 近几十年来,河流溶解硅通量下降成为世界范围内的一个普遍现象. 例如:长江大通站(位于长江下游安徽省境内,是长江入海前的控制站)DSi浓度从1960s的平均109 μmol/L下降到1980s的平均77.5 μmol/L,下降了约30%,被认为是导致长江口藻类优势种群中硅藻比例下降、甲藻比例相对上升的重要原因[3-4];多瑙河自1970s以来,入海溶解硅(DSi)的通量减少了80%,引发了黑海浮游植物优势种由硅藻向非硅藻(鞭毛藻和颗石藻)种群的转变[5];黄河自1960s以来也出现入海溶解硅通量的减少,Si/N比值下降,营养盐结构显著改变的情况[6]. 另外,硅酸岩风化产生溶解硅的过程以及溶解硅被硅藻吸收的过程都能从大气中吸收CO_2,并最终将CO_2固定到岩石圈中,对减少大气中CO_2含量也有重要影响[7]. 但是河流入海DSi通量的减少会引起海洋硅藻类比例减少,进而造成硅藻埋藏量减少,使大气中的CO_2含量增加[8]. 鉴于河流入海DSi变动对河口、海洋生态系统及全球碳循环的深远影响,探究入海DSi下降的原因及过程一直是国内外学术界关注的焦点之一[9-10]. 近年来,大量研究聚焦在流域水库的"生物过滤器(biological and biochemical filter)"效应. 1970s,Vollenweider和Dillon等最早提出水库营养盐的"生物过滤器"概念及计算模式[11-12]. Humborg等[5]、Conley等[13]和Friedl等[14]通过水库面积、BSi等指标研究了水库的DSi"生物过滤器"滞留效应. 这些研究认为水库的过滤器效应是DSi入海通量减少的主要原因. 但是,最近的研究表明,水库"生物过滤器"对DSi的滞留量远小于入海DSi通量的减少[5,14,39-40]. 这使深入研究水库的"过滤器"过程及其滞留效应成为迫切需要. 本文以长江流域为研究对象,利用长江入海水沙、DSi、溶解无机氮(DIN)、溶解无机磷(DIP)以及162个大型水库的库容、径流量、总磷(TP)等记录资料,应用Vollenweider模型,计算水库"生物过滤器"导致的DSi滞留量,探讨长江流域水库的"过滤器"对入海DSi通量的影响.

1 研究区域概况

长江是中国第一大河流,流域面积约1.8×10^6 km^2,年均径流量达9.6×10^{11} m^3,并携带1.78×10^8~2.00×10^8 t溶解态物质输入东海,对长江口及东海近海生态系统产生重要的影响[15-16]. 长江宜昌以上为上游,长约4500 km,主要支流有金沙江、雅砻江、大渡河、岷江、沱江、涪江、嘉陵江和乌江;湖北宜昌至江西湖口为中游,长955 km,主要支流有汉江、洞庭湖水系和鄱阳湖水系;湖口以下为下游,长约930 km,主要支流有巢湖水系、青戈江、水阳江、滁河、黄浦江. 因中下游人口众多,流域的大型水库目前主要集中于中下游支流流域(图1).

2 资料和方法

2.1 长江入海水沙及DSi、DIN、DIP浓度数据库

长江入海流量、泥沙通量及DSi、DIN、DIP浓度数据收集于长江水文泥沙资料年报及相关论文,其中1961-1987年的资料为长江下游大通站月平均记录资料[17],1988-2000年为大通站年记录资料[18-20]. 大通站距离河口口门640多千米,是长江河口潮汐影响的最上临界面,历来被作为长江入海物质的代表站[15-16]. 各类资料说明如下:泥沙通量主要为悬移质(悬沙)通量,未考虑河床推移质;DSi指溶解态的硅酸根离子(SiO_3^{2-});DIP指溶解态的磷酸根离子(PO_3^{2-});另外,因溶解态无机氮中,溶解态硝酸盐所占比例能达70%~95%[20],故本文中DIN指溶解态硝酸根离子(NO_3^-),不包含溶解态亚硝酸盐和铵盐. 数据库中DSi、DIN和DIP的测定方法如下:水样经过0.45 μm醋酸纤维滤膜过滤,然后依次用硅钼蓝法测定DSi,配位滴定法(EDTA titration)测定DIN和DIP[19-20].

2.2 长江流域水库容量、上游径流量和TP浓度数据库

据长江水利委员会统计资料,至2006年,长江流域共建有各类水库45691座,总库容1600×10^8 m^3,其中中小型水库45495个,库容合计约有40×10^8 m^3,仅占流域总库容的0.25%,对流域库容的贡献很小[21].

因此,本文只对流域内 162 个大型(库容大于 1×10^8 m^3)水库进行研究. 为计算水库"过滤器"滞留效应,依据计算 DSi"生物过滤器"滞留量的要求,统计了水库的最大库容量、水库上游多年平均径流量、水库 TP 的浓度、水库竣工的年份等参数. 其中,水库中 TP 是根据所在支流的主要控制站的 TP 而取值. 各支流主要控制站 TP 数据来源于 1997 年 4－5 月份的现场调查[20];其他数据来源于《长江年鉴》、《长江大辞典》和《2008 年全国水利发展统计公报》[21-23]. 162 个水库的空间分布如图 1 所示.

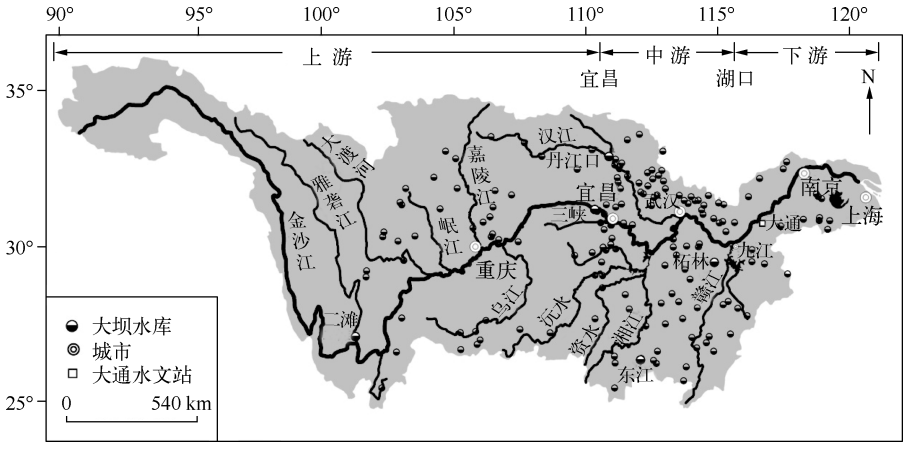


图 1 长江流域水系及水库分布

Fig. 1 Distribution of main branches and big reservoirs in the Yangtze River drainage basin

2.3 长江入海 DSi、DIN、DIP 通量和水库 DSi 生物滞留量、泥沙淤积量、DSi 泥沙滞留量的计算方法

长江入海 DSi、DIN、DIP 通量:指单位时间内通过大通断面的 DSi、DIN、DIP 质量,计算方法为:

$$F_i = \sum_{j=1}^{12} Q_{ij} \cdot C_{ij} \tag{1}$$

式中,F_i是 DSi 年入海通量,Q_{ij}是第 i 年第 j 月平均流量,C_{ij}是第 i 年第 j 月平均 DSi 浓度. DIN 和 DIP 的年入海通量计算方法也是如此.

水库 DSi"生物过滤器"滞留量:是指水库内藻类生长发育吸收的 DSi 量,其估算关键是建立藻类的 DSi 动力学模型,这类浮游植物动力学模型目前主要有营养盐经验模型、浮游植物动力学模型、浮游植物生态系统模型,其中后两种模型主要针对具体湖泊和水库,需要大量的物理、化学和生物学参量去模拟浮游植物生产量[24-25],显然不适合作为各类水库的统一模型. 为统一估算流域各类水库藻类的生产量,只能采用参数较少的通用营养盐经验模型来进行不同类型水库的生产力估算. 本文采用的是在长江流域 8 个水库、31 个湖泊中进行过验证[26]的 Vollenweider 模型,该模型通过建立 TP 与浮游藻类生产力的简单关系进行生产力的估算[27-28]. 长江流域水域浮游植物生产力通常受磷营养盐的限制[26,29],因此不同类型水库具备统一应用 Vollenweider 模型的基础,然后通过浮游藻类 P/Si 比率即可估算藻类吸收固定的 DSi 量. 这个模型计算 DSi 滞留量的步骤如下:

1) 利用 Vollenweider 经验公式计算水库对碳的滞留量,公式为:

$$\sum C_j = 7\frac{\left(\dfrac{[TP]_{ij}}{1+\sqrt{T_w}}\right)^{0.76}}{0.3+0.011\left(\dfrac{[TP]_{ij}}{1+\sqrt{T_w}}\right)^{0.76}} \tag{2}$$

式中,$\sum C_j$ 是水库第 j 年的固碳量,$[TP]_{ij}$是第 j 年第 i 个水库的总磷浓度,T_w 是水库对上游径流的最大滞

留时间,即水库上游的多年平均径流量/水库的最大库容. 另外,绝大多数水库(除三峡、丹江口等少数水库外)没有 TP 数据,每个水库中 TP 只能根据所在支流主要控制站 1997 年现场测量的 TP 取值[20],这样既能体现出不同水库 TP 的空间差异性,也能使 TP 值接近目前水库实际的 TP 值.

2) 利用水库对碳的固定量,根据生物细胞对营养元素吸收的比律(Redfield 比率)以及硅藻占整个水域初级生产力的比重,估算水库对硅营养盐的滞留量. 经典的生物细胞吸收和固定营养元素的比率为 C∶Si∶N∶P = 106∶16∶16∶1[30-31]. 中国湖泊和水库中,长江流域浮游藻类包括 8 个门,其中蓝藻门、硅藻门、绿藻门为主要优势门[32]. 因不同水库的营养结构、程度不同,硅藻所占浮游藻类的生物量比重也呈现较大差异性. 例如三峡水库中,硅藻种类占浮游藻类种类的 48.9%[33],汉江流域丹江口水库、鄱阳湖抚河流域洪门水库等硅藻类生物量占初级生产力的比重分别为 62.5% 和 30%[34-35];考虑到大型水库库容占流域的比重较大,本文采用 50% 作为长江流域水库中硅藻与整个初级生产力的比率. 根据上述生产力中 C 与 Si 的比率关系,水库对硅的固定能力计算公式为:

$$\sum Si = 0.5 \times (16/106) \sum C \tag{3}$$

式中, $\sum Si$ 为水库对硅的年固定量.

水库 DSi"生物过滤器"滞留效率 = 100%(DSi 生物固定量/长江入海 DSi 通量的减少量).

水库的泥沙淤积量估算:根据 2002 年的《中国河流泥沙公报》[36],据截止 1992 年的调查资料,上游地区水库年淤积量约为 1.4×10^8 m^3,年淤积率约 0.68%. 其中,大型水库年淤积率为 0.65%,中型水库为 0.39%,小型水库为 0.90%. 按照保守的估计,我们将全流域水库的淤积率统一按最小的淤积率 0.39% 计算长江流域水库的截沙能力,即水库截沙量的计算如下:水库的截沙量 = 水库库容 × 0.0039 × 泥沙的容重.

水库 DSi 泥沙滞留量:鉴于陆地水库内溶解硅的无机滞留研究尚未见报道,本文水库内泥沙对 DSi 滞留量只能通过间接估算,即:水库 DSi 泥沙滞留量 = 长江入海 DSi 的减少量—水库 DSi 生物滞留量.

3 结果

3.1 长江入海水沙与 DSi、DIN、DIP 通量变化及其相关关系

长江大通站多年平均流量为 29792 m^3/s(1960—2000 年),年均最大流量为 43142 m^3/s(1998 年),年均最小流量为 21318 m^3/s(1976 年). 1960s—1990s 间年均流量非常接近,因此尽管年际波动较大,年流量自 1960 年来并没有明显增大或减小的趋势(图 2A). 大通站多年平均悬沙通量为 4.28×10^8 t(1960—2000 年),年最大悬沙通量为 6.80×10^8 t(1964 年),年最小悬沙通量为 2.40×10^8 t(1994 年). 悬沙通量呈现明显下降趋势,1960s 平均悬沙通量最大达 5.08×10^8 t/a,1970s 和 1980s 分别减少到 4.36×10^8 和 4.25×10^8 t/a,至 1990s 减少到 3.41×10^8 t/a(图 2B),比 1960s 约减少 33.13%.

大通站 DSi 多年平均入海通量为 6.50×10^6 t/a,年最大通量为 9.20×10^6 t(1964 年),年最小通量为 3.89×10^6 t(1985 年,图 2C). DSi 入海通量 1960s—1990s 也呈现明显下降趋势,其中 1960s 年均通量最大达 7.30×10^6 t/a,1970s 为 6.05×10^6 t/a,至 1980s—1990s 减少到约 5.45×10^6 t/a(图 2C),比 1960s 减少大约 25.3%. 与 DSi 入海通量趋势相反,大通站 DIN、DIP 入海通量则呈现明显上升趋势. DIN 入海通量 1960s—1970s 年均通量为 1.11×10^6 t/a,1980s 增加到 3.10×10^6 t/a,至 1990s 迅速增加到 5.70×10^6 t(图 2D),比 1960s 增加了约 410%;DIP 入海通量 1960s—1970s 年间变化不大,年均通量为 $1.09 \times 10^4 \sim 1.95 \times 10^4$ t/a,但 1980s—1990s 增加到 4.60×10^4 t/a(图 2E),比 1960s 增加了约 133%.

尽管大通站入海径流量 1960s 来没有明显的增加和减少趋势,但 DSi 通量与流量之间还是呈现出正相关关系,相关系数(R^2)达 0.61(图 2F). DSi 通量与悬沙通量之间也呈现显著的正相关关系,R^2 达 0.71(图 2G). DSi 通量与 DIN 通量之间表现出显著的负相关关系,R^2 达 0.65(图 2H). 另外,DSi 通量与 DIP 通量之间没有显著的相关关系(图 2I).

3.2 长江流域大型水库时空分布及其对径流的滞留

至 2006 年,长江流域共建设 162 座库容大于 1×10^8 m^3 的水库,累计库容达 1554×10^8 m^3,占年均径流量 9604×10^8 m^3 的 16.8%. 按库容分类,大于 20×10^8 m^3 的水库共有 16 座,累计库容为 1121×10^8 m^3,占全流域

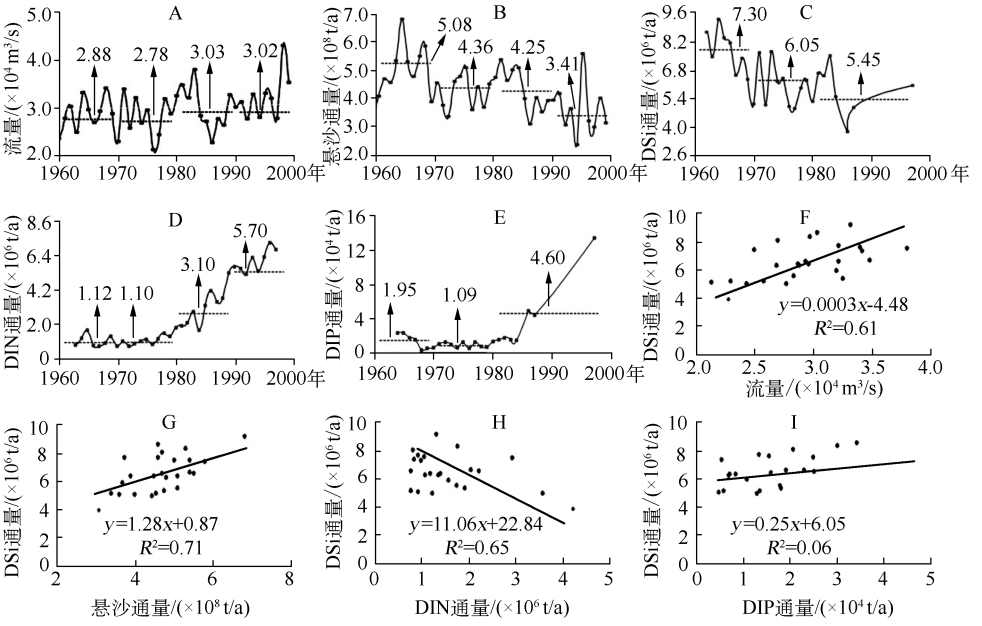


图 2 大通站入海水沙与 DSi、DIN、DIP 通量的变化及其相关关系(其中图 A ~ E 源于文献[4])

Fig. 2 Annual variations and correlations of discharge, suspend sediment, DSi flux, DIN flux and DIP flux of Datong station

的 66%. 大于 10×10^8 m³ 的水库共有 31 座,累计库容为 1326×10^8 m³,占全流域的 78%. 大于 5×10^8 m³ 的水库共有 54 座,累计库容为 1481×10^8 m³,占全流域的 87%(图 1,图 3A). 1950 年前,长江流域基本没有大型水库(库容大于 1×10^8 m³),1950 年建国后,各流域开始了持续的建坝活动,长江流域总库容的逐年迅速增加,1960s、1970s、1980s 和 1990s 流域平均总库容分别达到 180×10^8、480×10^8、750×10^8 和 1200×10^8 m³,平均每年增加库容 30×10^8 m³(图 3A). 另外,流域库容因丹江口、三峡等大型水库的修建,在 1960、1965、1982 和 1997 年等年份呈现台阶式的增长(图 3A).

从水库的流域分布看,长江大型水库有明显区域性分布特点. 尽管中、下游干流长度仅为 1900 km,占全长的 30%,但是大型水库却主要分布在中、下游,162 个大型水库中,中、下游水库数分别为 93 和 21,上游 46 个. 在 1554×10^8 m³ 总库容中,上、中、下游支流所占比重分别为 18.7%、48.0%、7.5%. 另外,干流只有三峡和葛洲坝水库,但都是超大型水库,其库容和为 409×10^8 m³,占总库容的 26.3%. 另外,从支流分布看,水库主要分布在嘉陵江、乌江、汉江和洞庭湖水系及鄱阳湖水系(图 1,图 3B).

依据水库对上游径流滞留时间的大小,162 个大型水库可分为 7 类,分别为 0.001 ~ 0.01、0.01 ~ 0.05、0.05 ~ 0.1、0.1 ~ 0.5、0.5 ~ 1、1 ~ 2、2 ~ 4 年. 每类水库数分别为:9、20、32、48、23、20 和 10(图 3C);累计库容分别为:32.0×10^8、48.2×10^8、594.2×10^8、495.4×10^8、272.2×10^8、205.6×10^8 和 42.7×10^8 m³(图 3D). 因此,长江流域 50% 以上的水库的径流滞留时间大于 0.1 年,而且大于 0.05 年以上水库的库容占全部水库库容的 90% 以上,即长江流域绝大部分的库容对径流的滞留能力都超过 0.05 年. 所以,长江流域水库对径流的调节和控制作用明显,改变了径流的自然特性.

3.3 长江流域大型水库对 DSi 和泥沙的滞留

根据 Vollenweider 模型计算结果,长江流域 162 座大型水库通过"生物过滤器"效应,对 DSi 的累计滞留量达 85×10^4 t/a(图 4A),占年均入海 DSi 通量(1990 − 2000 年)5.4×10^6 t/a 的 15.7%,占入海 DSi 通量减少量(1990s 相比 1960s)1.85×10^6 t/a(图 2C)的 45.9%. 其中,16 座大于 20×10^8 m³ 的水库滞留的 DSi 占所有水库的 50%,31 座大于 10×10^8 m³ 的水库滞留的 DSi 占所有水库的 60%,54 座大于 5×10^8 m³ 的水库滞留的 DSi 占所有水库的 70%(图 4A). 从时间分布看,伴随着长江流域总库容逐年增加,水库对 DSi 的滞留量

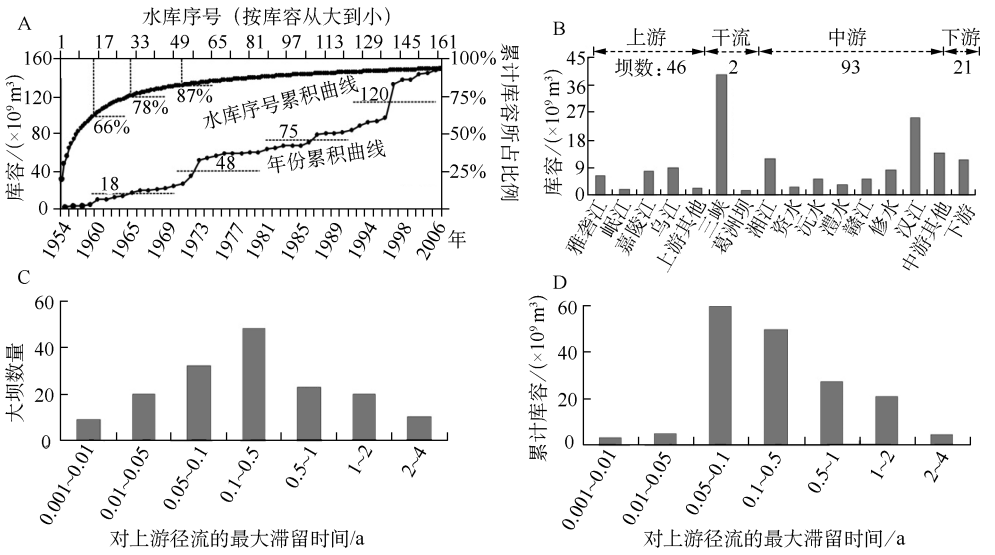


图 3 长江流域大型水库的时空分布及其对上游径流的滞留时间

Fig. 3 Spatial-temporal distribution of big reservoirs and retention time of runoff in the Yangtze River drainage basin

也呈现逐年增加的趋势,1960s、1970s、1980s 和 1990s 流域平均滞留 DSi 分别达到 10×10^4、25×10^4、45×10^4 和 75×10^4 t/a,平均每年增加 2×10^4 t(图 4A). 从 DSi 滞留的流域分布看,长江上游、中游和下游支流大型水库滞留 DSi 的量分布达到 26.0×10^4、33.3×10^4 和 7.5×10^4 t/a,所占比重分别为 31.0%、33.3% 和 9.0%. 另外,干流三峡和葛洲坝水库滞留 DSi 的量为 18.2×10^4 t/a,占所有水库的 21.0%.(图 1,图 4B).

根据保守的水库泥沙年淤积率计算结果,长江流域 162 座大型水库,对泥沙的累计淤积量达 6.75×10^8 t/a(图 4C),其中,16 座大于 20×10^8 m³ 的水库泥沙淤积量占所有水库的 66%,31 座大于 10×10^8 m³ 的水库泥沙淤积量占所有水库的 78%,54 座大于 5×10^8 m³ 的水库泥沙淤积量占所有水库的 87%(图 4C). 从时间分布看,水库的泥沙淤积量也呈现逐年增加的趋势,1960s、1970s、1980s 和 1990s 大型水库平均泥沙淤积量分别达到 0.9×10^8、2.0×10^8、3.8×10^8 和 6.0×10^8 t/a,平均每年增加库容 0.16×10^8 t(图 4C). 从流域分布看,干流三峡和葛洲坝水库泥沙淤积量为 1.6×10^8 t/a,占所有水库的 26.3%;长江上游、中游和下游支流大型水库泥沙淤积量所占比重分别为 17.8%、48.0% 和 7.5%(图 1,图 4D).

4 讨论

4.1 DSi 变化与径流、悬沙及 DIN、DIP 变化之间的关系

长江入海水沙和 DSi、DIN、DIP 通量变化及其相关关系的结果表明:长江流域自 1960s 以来,河流的入海 DSi 通量呈现明显的下降趋势,这一过程与入海径流波动、悬沙通量不断减少,DIN 通量和 DIP 通量不断增加的过程同时发生(图 2),相关分析进一步表明:河流入海 DSi 与径流量、悬沙通量呈正相关关系,R^2 分别达 0.61 和 0.71;与 DIN 通量呈现负相关关系,R^2 达 0.65;但与 DIP 通量的相关性较弱(图 2). 上述结果表明:河流流量下降、泥沙淤积加强、河流 DIN 通量增加会导致水体中 DSi 浓度下降,进而引起 DSi 入海通量减少. 首先根据河流 DSi 通量的定义,近几十年来长江径流量没有明显下降而 DSi 通量下降的结果只能表明 DSi 浓度的下降. 其次,河流中泥沙的淤积会吸附 DSi 沉积致使 DSi 浓度下降,尤其是水库的泥沙淤积效应以及水滞留效应,会产生“泥沙过滤器”效应. 第三,河流中 DIN、DIP 的增加使河流的营养水平提高,使藻类容易生长,虽然目前水库的藻类生产力仍受到磷的限制,但是水库内藻类仍更容易生长发育吸收 DSi,导致 DSi 浓度下降和通量下降,产生“生物过滤器”滞留效应[13-14],我们将在后面更进一步探讨这种过滤器效应.

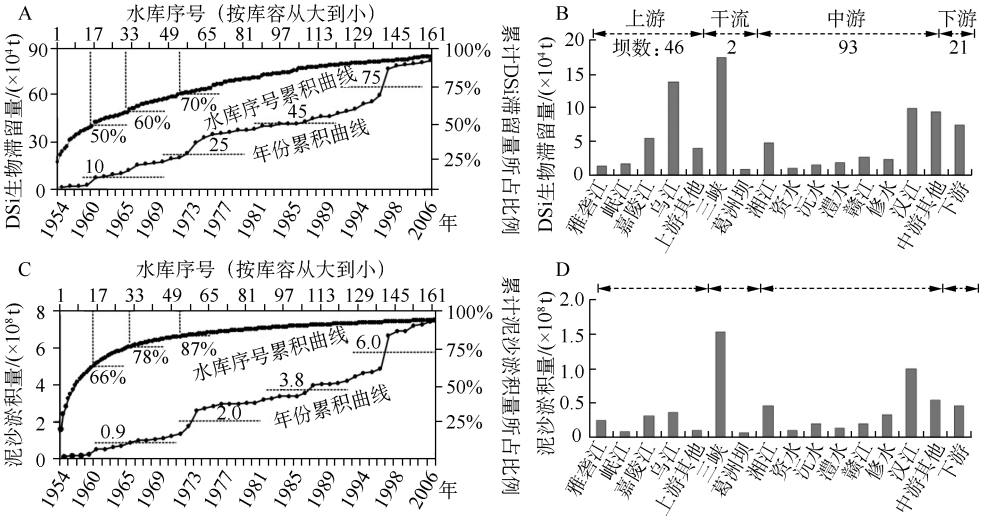


图4 长江流域大型水库的 DSi 生物滞留量和泥沙淤积量的时空分布

Fig. 4 Spatial-temporal distribution of DSi retention and sediment of big reservoirs in the Yangtze River drainage basin

4.2 大型水库的"泥沙过滤器"效应和 DSi"生物过滤器"效应

大型水库的时空分布及对径流的滞留时间结果表明:自 1950 年以来,即使按有效库容(一般约占总库容的 70%)算,水库拦截的径流量也已经占流域年均径流量的 11.76%,其中以三峡、丹江口等为代表的库容大于 5×10^8 m^3 的 54 座大型水库拦截的径流已占全流域的 87%. 另外,90% 以上的水库对上游径流的滞留时间大于 0.05 年(18 d)(图 3). 水库水体滞留时间的存在使水库内藻类开始生长发育,吸收水体的营养盐,产生营养盐"生物过滤器"滞留效应. 一般来说当滞留时间超过浮游植物充分增长所需的周期(2 周),水库内的藻类就会生长[37-38],而长江流域 90% 以上的水库对径流的滞留时间都超过 2 周,加上水库泥沙沉积加速、透明度增加、光合作用加速,进入水库的氮、磷增加,均导致水库内藻类的大幅度暴发,导致携带营养盐的生物滞留. 尤其当 DSi 被硅藻吸收建造壳体,其死亡后的壳体中硅再溶解的速率非常慢,这使 DSi 随着壳体的沉积而埋藏于水库沉积物中. 本研究也确实表明,长江流域的水库产生了显著的"生物过滤器"效应和"泥沙过滤器"效应. 水库的"生物过滤器",对 DSi 的累计滞留量达 0.85×10^6 t/a,约占年均入海 DSi 通量(1990—2000 年)5.4×10^6 t/a 的 15.7%. 自 1950 年来,DSi 的滞留量逐年增加(图 4A),大型水库对 DSi 的贡献量巨大,三峡水库滞留 DSi 量达 17×10^4 t/a. 需要指出的是,水库通过硅藻固定的 DSi 不会全部沉积在水库里,有一部分硅藻会随着水库放水进入下游,这部分流失的硅藻占水库硅藻生产量的比率不大. 对于死亡硅藻,因为构成藻类的原生质密度都大于水,硅藻会下沉,硅藻颗粒大小为 1 ~ 500 μm,大部分都大于 100 μm[32],沉积速度较快,对于滞留时间超过 2 周以上的水库(占 90% 以上,图 3)来说,死亡硅藻应该有充分的时间沉积于水库内. 对于活体硅藻,可以通过生物浮游机制,一直生活在水体上层随水库放水进入下游,关键是有多少活体硅藻能进入下游,长江各类水库滞留时间不一,平均滞留时间为 0.3 年(4 个月,图 3),按藻类充分发育生长的周期(2 周)计算,平均发育 8 个周期的硅藻,放水时段水库内活体硅藻生产量最多占全年生产量的 1/8. 无论沉积于水库还是进入下游,DSi 都已经由无机态转为有机态而移出. 其次,水库蓄水引起水面坡降减小,使进入水库径流流速明显减缓甚至静止,悬浮物浓度因颗粒物加速沉积而减少,产生"泥沙过滤器"效应. 总体来看,1950 年来,由于水库数量的增加,大型水库总淤积量平均每年增加 0.16×10^8 t,至 2006 年,162 座大型水库总淤积量达 6.75×10^8 t/a(图 4C). 不但导致入海悬沙通量由 1960s 的 5.08×10^8 t/a下降到 1990s 的 3.41×10^8 t/a,下降幅度达 32.8%(图 2B);而且还导致泥沙吸附 DSi 沉积而滞留于水库,这种泥沙吸附滞留 DSi 的过程讨论如下.

4.3 "生物过滤器"效应和"泥沙过滤器"效应对入海 DSi 通量的影响

许多学者都认为水库的"生物过滤器"是 DSi 入海通量减少的主要驱动力[5,11-13]. 但是,本文的结果表明长江大通站入海 DSi 通量 1960s－1990s 共减少 1.85×10^6 t/a(图 2C),而流域 162 个水库"生物过滤器"对 DSi 的累计滞留量为 0.85×10^6 t/a,仅占年均入海 DSi 通量(1990－2000 年)5.4×10^6 t/a 的 15.7%,占入海通量减少量的 45.9%(图 4A). 这说明水库的"生物过滤器"不能完全解释 DSi 入海通量减少的原因. 实际上,这种矛盾也是世界范围的普遍现象. 例如:多瑙河入黑海的 DSi 在 1972 年铁门大坝建设前后浓度分别为 140 和 58 μmol/L,与原来相比减少了 58%[5],但最近的研究却发现铁门水库内,每年因硅藻活动产生的生物硅颗粒的沉降仅减少 5% 左右的 DSi[14],远远低于 58% 的减少幅度. 科罗拉多河流入海 DSi 在大坝建设前后分别为 225 和 133 μmol/L,下降 40.8%[39];尼罗河入海 DSi 浓度在阿斯旺大坝建设前后 DSi 分别为 210 和 10 μmol/L,下降了 95.2%[40]. 但是根据模型计算,大坝对 DSi 的滞留通量仅仅占全年通量的 17%~18%[41],远远小于各地观测的实际值. 这些事实表明,河流入海 DSi 减少的过程和机理远比人们想象的复杂,尤其是完全用库区硅藻暴发滞留 DSi 解释河流 DSi 下降的机理和过程是不完善的. 本文认为,除了水库的"生物过滤器"外,大坝的"泥沙过滤器"也是入海 DSi 通量下降的主要驱动力,根据本文的计算结果,长江流域 162 个大坝的"泥沙过滤器"对流域泥沙累计淤积量贡献巨大(图 4C),除了直接造成悬沙入海通量的下降,"泥沙过滤器"效应也会造成大量的 DSi 被沉积的泥沙所吸附沉淀,导致 DSi 通量减少. 根据本文结果间接估算:水库"泥沙过滤器"应该导致 0.9×10^6 t/a 的 DSi 滞留于水库内,占年均入海 DSi 通量(1990－2000 年)5.4×10^6 t/a 的 16%,占入海通量减少量的 50%.

本文根据 Vollenweider 模型估算的"生物过滤器"效应是简化各种条件得出的较粗糙的结果,目的是了解水库对 DSi 吸收固定的基本趋势,结果和各个水库的实际情况肯定有较大的出入. 为了验证这种趋势的可靠性,我们把本文的结果与 2002 年乌江生源要素的水坝拦截调查结果[42]进行了对比:乌江流域东风水库、乌江渡水库"生物过滤器"和"泥沙过滤器"对 DSi 的滞留量分别占入库量的 22.8% 和 10.7%,而我们计算的长江流域水库对 DSi 的综合滞留量约占入海通量的 29%,虽然比实际水库的调查值偏大,但考虑全流域的综合情况,结果仍具有一定可信度,至少表明长江流域水库对 DSi 的滞留不可忽视.

4.4 流域 DSi 的水库滞留机制

虽然本文直接计算和间接估算了水库的"生物过滤器"效应和"泥沙过滤器"效应. 但是对于水库的"泥沙过滤器",并没有直接的测量结果和计算模型. "泥沙过滤器"为主要过程的滞留机制是下一步研究的主要内容. 实际上,建设初期水库中颗粒物的沉积速率是天然湖泊的 4.7 倍[43],水库对 DSi 的滞留过程始终是在泥沙颗粒沉积过程中实现的. 水库滞留 DSi 是 DSi、悬浮颗粒、生物三者之间的生物地球化学过程,主要为通过悬浮颗粒物吸附 DSi 的物理作用以及生物对 DSi 吸收的生物作用,经过沉积将 DSi 逐渐移除的复杂过程[44]. 其中,生物吸收 DSi,最终以有机碎屑沉积于库区,故也可归结为悬浮颗粒物对 DSi 的移除过程. 只考虑或者侧重生物的 DSi 滞留效应,肯定不能正确估算水库的 DSi 滞留量[10]. 水库中的悬浮颗粒分为无机和有机碎屑,有机碎屑又分为外源输入和内源自生. 3 种碎屑对 DSi 的滞留过程、贡献有根本区别. 无机碎屑沉积对 DSi 的滞留机制是无机碎屑沉积作用导致 DSi 浓度减少. 迄今为止,陆地水库内 DSi 的无机滞留研究尚未见报道. 外源有机碎屑沉积对 DSi 的滞留机制主要是该碎屑沉积埋藏于库区导致 DSi 浓度减少[45]. 内源有机碎屑沉积对 DSi 的滞留机制主要是因库内藻类生长吸收、死亡沉积埋藏导致 DSi 浓度减少,即前面所述的"生物过滤器"效应,国内外都有大量研究[46].

5 结论

综上所述,自 1950 年建国以来长江流域的水库建设,形成了显著的"泥沙过滤器"效应和"生物过滤器"效应,对入海泥沙和入海 DSi 通量产生了明显的影响. 首先,水库形成"水过滤器"效应,使径流过程明显受水库的调节和控制,明显改变了径流的自然特性,流域 90% 以上的水库对上游径流的滞留时间大于 0.05 年. 其次,水库的"生物过滤器"效应显著,根据 Vollenweider 模型计算估计,162 个大型水库对 DSi 的累计滞留量达 0.85×10^6 t/a,占年均入海 DSi 通量(1990－2000 年)的 15.7%,占入海 DSi 通量减少量(1990s 相比 1960s)的 45.9%. 此外,研究也揭示水库的"泥沙过滤器"效应对 DSi 通量的影响不容忽视. 大型水库对泥沙

的淤积直接造成悬沙入海通量下降的同时,也吸附大量的外源和内源 DSi 颗粒沉淀,导致入海 DSi 通量减少.但是目前对水库"泥沙过滤器"的滞留机理并不清楚,迫切需要展开深入研究.

致谢:感谢陈中原教授、程和琴教授、日本徐开钦教授、Masataka Watanabe 教授对本研究资料收集提供的帮助和宝贵建议.

6 参考文献

[1] Wollast R, Mackenzie FT. The global cycle of silica. In: Aston SR ed. Silicon geochemistry and biochemistry. San Diego: Academic Press, 1983: 39-76.

[2] Eric S, Smis A, Damme SV *et al*. The global biogeochemical silicon cycle. *Silicon*, 2009, **1**(4): 207-213.

[3] 李茂田,程和琴. 近 50 年来长江入海溶解硅通量变化及其影响. 中国环境科学,2001,**21**(3):1-5.

[4] Li MT, Xu KX, Watanabe M *et al*. Long-term variations in dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, **71**: 3-12.

[5] Humborg C, Ittekkot V, Cociasu A *et al*. Effect of Danube river dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 1997, **386**: 385-388.

[6] Yu ZG, Mi TZ, Yao QZ. The nutrients concentration and the changes in decade-scale in the central Bohai Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, 2001, **20**(1): 65-75.

[7] Berner RA, Lasaga AC, Garrels RM. The carbonate-silicate geochemical cycle and its effect on atmospheric carbon dioxide over the past 100 million years. *American Journal of Science*, 1983, **283**:641-683.

[8] Tréguer P, Pondaven P. Silica control of carbon Dioxide. *Nature*, 2000, **406**:358-359.

[9] Zhang J, Liu S, Wu Y *et al*. Dissolved silica in the Changjiang(Yangtze River) and adjacent coastal water of the East China Sea. In: Ittekkot V, Unger D, Humborg C *et al* eds. The silicon cycle-human perturbations and impacts on aquatic systems. Washington D. C.: Island Press, 2006: 71-80.

[10] Conley DJ. Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, **16**(68): 1-8.

[11] Vollenweider RA. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Archiv für Hydrobiologie*, 1969, **66**: 1-36.

[12] Dillon PJ, Rigler FH. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 1974, **31**: 1771-1778.

[13] Conley DJ, Stalnache P, Pitkanen H *et al*. The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnology and Oceanography*, 2000, **45**: 1850-1853.

[14] Friedl G, Teodoru C, Wehrli B. Is the Iron Gate I reservoir on the Danube River a sink for dissolved silica? *Biogeochemistry*, 2004, **68**: 21-32.

[15] Chen ZY, Li JF, Shen HT *et al*. Yangtze River of China: historical analysis of discharge variability and sediment flux. *Geomorphology*, 2001, **41**: 77-91.

[16] Duan SW, Xu F, Wang LJ. Long-term changes in nutrient concentrations of the Changjiang River and principal tributaries. *Biogeochemistry*, 2007, **85**:215-234.

[17] 长江水利委员会. 长江下游水沙资料. 1955－1985(内部资料).

[18] 沈志良. 长江干流营养盐通量的初步研究. 海洋与湖沼,1997,**28**(5):522-527.

[19] 沈志良. 长江磷和硅的输送通量. 地理学报,2006,**61**(7):741-751.

[20] Liu SM, Zhang J, Chen HT *et al*. Nutrients in the Changjiang and its tributaries. *Biogeochemistry*, 2003, **62**: 1-18.

[21] 《长江年鉴》编委会. 长江年鉴. 武汉:长江年鉴社,1992－2002:1-544.

[22] 王　杰,王保畬,罗正齐. 长江大辞典. 武汉:武汉出版社,1997:1-927.

[23] 中华人民共和国水利部. 2008 年全国水利发展统计公报. 北京:中国水利水电出版社,2009:1-50.

[24] 周　婕,曾　诚. 湖泊富营养化数学模型研究进展. 人民长江,2007,**38**(11):115-119.

[25] 韩　菲,陈永灿,刘昭伟. 湖泊及水库富营养化模型研究综述. 水科学进展,2003,**14**(6):785-792.

[26] Zhang J, Zhang ZF, Liu SM *et al*. Human impacts on the large world rivers: would the Changjiang be an illustration?

Global Biogeochemical Cycles, 1999, **13**(4): 1099-1105.

[27] Vollenweider RA, Kerekes J. The loading concept as a basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Progress Water Technology*, 1980, **12**: 5-18.

[28] Canfield J, Bachmann RW. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll, and Secchi depth in natural and artificial lakes. *Canadian Journal of Fish Aquatic Science*, 1981, **38**: 414-423.

[29] Hu M, Yang Y, Xu C *et al*. Phosphate limitation of phytoplankton growth in the Changjiang Estuary. *Acta Oceanology Sinica*, 1990, **9**: 405-411.

[30] Redfield AC, Ketchum BH, Richards FA. The influence of organism on the composition of seawater. *The Sea*, 1963, **2**: 26-77.

[31] Brzezinski MA. The Si∶C∶N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variable. *Journal of Physiology*, 1985, **21**: 347-357.

[32] 王苏民,窦鸿身. 中国湖泊志. 北京:科学出版社,1998:1-942.

[33] 陈 勇,段辛斌,刘绍平等. 三峡水库三期蓄水后浮游植物群落结构特征初步研究. 淡水渔业,2009,**39**(1):10-15.

[34] 邬红娟,彭建华,韩德举等. 丹江口水库浮游植物及其演变. 湖泊科学,1996,**8**(1):43-50.

[35] 周亚平,金卫根,陈传红. 洪门水库浮游植物研究. 水利渔业,2008,**28**(3):41-63.

[36] 中华人民共和国水利部. 中国河流泥沙公报. 北京:中国水利水电出版社,2002:1-60.

[37] Kawara O, Yura E, Fujii S *et al*. A study on the role of hydraulic retention time in eutrophication of the Asahi River Dam Reservior. *Hydrobiologia*, 1998, **37**: 245-252.

[38] 冉祥滨,于志刚,姚庆祯等. 水库对河流营养盐滞留效应研究进展. 湖泊科学,2009,**21**(5): 614-622.

[39] Mayer LM, Gloss SP. Buffering of silica and phosphate in a turbid river. *Limnology and Oceanography*, 1980, **25**: 122-142.

[40] Van Bennekom AJ, Salomons W. Pathways of nutrients and organic matter from land to ocean through rivers. In: Martin JM, Burton JD, Eisma D eds. River inputs to ocean systems. New York: UNEP, IOC, SCOR, 1981: 33-51.

[41] Beusen AHW, Bouwman F, Durr HH *et al*. Global patterns of dissolved silica export to the coastal zone: Results from a spatially explicit global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, **23**: 1-13.

[42] 朱 俊. 水坝拦截对乌江生源要素生物地球化学循环的影响[学位论文]. 贵阳:中国科学院地球化学研究所,2005:1-118.

[43] Dean WE, Gorham E. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology*, 1998, **26**: 535-538.

[44] Ittekkot V, Unger D, Humborg C *et al*. The silicon cycle-human perturbations and impacts on aquatic systems. Washington D. C.: Island Press, 2006:1-256.

[45] Conley DJ. Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget. *Limnology and Oceanography*, 1997, **42**: 774-777.

[46] Harrison JA, Seitzinger SP, Bouwman AF *et al*. Dissolved inorganic phosphorus export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, **19**(4):GB4S03. doi:10.1029/2004GB002357.