



江汉平原洪湖流域营养物质输移演变数值模拟

桂峰^①, 于革^②

① 浙江海洋学院, 舟山 316000;

② 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008

E-mail: gfnju@yahoo.com.cn

2007-12-17 收稿, 2008-06-02 接受

国家科技重大专项(批准号: 2008ZX02002-001)资助项目

摘要 流域营养物质输入是湖泊富营养化的重要营养物质来源. 应用分布式水文模型 SWAT, 以长江中游洪湖流域为研究对象, 对流域营养物质输移变化的时间序列进行数值模拟. 根据不同阶段流域营养物质输移驱动因子分析, 设计了 3 个阶段的模拟试验, 以反映变化环境条件下流域营养物质输移演变的特征. 研究界定出流域营养物质输移演变 3 个阶段中, 营养物质输移通量的变化幅度、变化速率. 由自然状态, 经建国初期, 至 20 世纪 80 年代以来, 流域营养物质的输出浓度与总量分别经历了以下变化, 总氮(TN): 0.12→0.31→1.15 mg/L, 420→1650→6522 t/a, 总磷(TP): 0.018→0.057→0.117 mg/L, 78→303→665 t/a. 流域营养物质输移演变经历了 1840 到 1950 年间的缓慢增长, 20 世纪 80 年代初年平均增长率 1.4% 的渐增, 再到 90 年代初 2.4% 的年增长率, 直至 90 年代后期的 15%, 富营养化趋势明显增强, 反映了流域人类活动影响程度不断增强, 逐渐取代气候因子, 成为流域营养物质输移的主导驱动因子.

关键词
变化环境
营养物质
输移
演变
数值模拟
洪湖流域

20 世纪 80 年代后期以来, 长江中下游地区的大部分湖泊已经呈现中营养或富营养以上水平^[1,2]. 已有研究表明, 氮、磷是湖泊初级生产力的主要驱动因素, 过量的氮磷输入和富集将导致浮游植物群落的变化, 引发有毒藻华的出现和持续^[3]. 流域营养物质输入是湖泊富营养化的重要物质来源之一, 涉及到流域-湖泊复杂环境系统中的众多过程, 其中包含了气象、水文、土壤、物理、化学、生物等自然过程以及工业生产、城市扩张、土地利用变化、农业种植制度和管理方式等人文过程^[4]. 因此, 采用传统、常规的方法, 如沉积记录、实测数据、文献资料等, 研究湖泊富营养化外源输入问题必然有许多局限性, 例如数据长度不够、连续性不好、测点分布不均等不足. 物理机制的数值模拟可以帮助获取长时间序列的数据, 它不仅可以与其他古环境研究方法相辅相成, 还具有能弥补实测资料缺乏的优势^[5~7].

SWAT (soil and water assessment tool)模型是基于物理的流域分布式水文模型, 在评估流域营养物

质输移方面, 模型主要考察气候、地形、土地利用、农业管理等多种驱动因子, 适用于不同土壤类型、不同土地利用方式和管理条件下的复杂大流域, 涵盖了自然与人类活动对水文、生物、物理化学等多因子的模拟和评估^[8~10]. SWAT模型在国内外都有很多成功的应用例子, 可以较好地模拟流域N、P等营养物质的输移, 在长江中下游湖泊富营养化机制研究中, 长江下游太湖流域营养物质输移评估、四湖流域非点源污染等研究有效验证了SWAT模型的适用性^[11~33].

本文选择长江中游江汉平原洪湖流域为典型流域, 应用流域分布式水文模型 SWAT, 尝试恢复流域营养物质输移演变的时间序列, 考察变化环境条件下, 人类活动与自然环境条件对流域营养盐产生和输移的影响, 为流域湖泊富营养化治理与控制探讨可能的解释途径.

1 研究区域概况

洪湖地处长江中游, 是江汉平原上最大的浅水

湖, 长江和汉水支流东荆河之间的一个洼地壅塞湖, 洪湖市与监利县之间的跨界湖泊(图 1), 现有面积 344.4 km^2 , 水面范围为 $29^\circ 40' \sim 29^\circ 58' \text{N}$, $113^\circ 12' \sim 113^\circ 26' \text{E}$, 集水面积 8265 km^2 ^[34,35], 在长江中下游浅水湖泊中具有代表意义. 整个流域位于亚热带中纬度北缘, 为典型的北亚热带湿润季风气候, 热能充足, 降水丰富, 雨热同季, 年均降水量 $1100 \sim 1300 \text{ mm}$, 其中夏半年(4~10 月)降水量占全年降水总量的 77%^[35,36].

洪湖成湖于明代, 20 世纪 50 年代中期至 70 年代中期, 流域大规模的水利建设, 使洪湖由一个通江的吞吐湖泊变成了一个半封闭的水体. 20 世纪 80 年代之前, 受人类活动影响, 洪湖的沼泽化进程不断加剧, 80 年代中期之后, 洪湖开始由沼泽化向中富营养化转变, 湖泊水质开始出现富营养化趋势. 20 世纪 90 年代以来, 洪湖流域农业、生活、养殖、工业等人类活动直接向湖泊排放大量污染物, 富营养化趋势增强^[37~43], 营养物质主要源于流域农业面源污染^[44], 因此, 应用流域分布式水文模型能够反映流域营养物质输移的基本情况.

2 研究方法与模拟试验

2.1 模型介绍

本文选用模型为美国农业部农业研究所开发的 SWAT 模型, 它是一个基于物理的流域分布式水文模型, 与 GIS 结合的版本(AVSWAT 2000)具有更加

强大的空间分析和可视化功能. 模型适用于不同土壤类型、不同土地利用方式和管理条件下的复杂大流域, 涵盖了自然与人类活动对水文、生物、物理化学等多因子的模拟和评估; 适用于长时间序列模拟(一次可以达到 200 a 的模拟). SWAT 模型的模拟主要包括水文和化学两个部分, 其中水文过程又分为陆面(即产流和坡面汇流部分)和水面(即河道汇流部分)两个部分. SWAT 模型涉及到的各种过程的计算方程多达近千个, 这里仅对水文和营养物质模块中的主要过程作原理性介绍^[8~10].

(i) 地表径流量的计算模式. 采用 SCS 模型, 其计算式如下:

$$Q_{\text{surf}} = \frac{(R_{\text{day}} - 0.2S)^2}{(R_{\text{day}} + 0.8S)}; S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right), \quad (1)$$

式中 Q_{surf} 为日地表径流量; R_{day} 为日降雨量; CN 为曲线号.

(ii) 土壤水的计算模式. SWAT 模拟水文过程基于下述土壤水量平衡方程:

$$SW_t = SW_0 + \sum_i (R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - w_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}}), \quad (2)$$

式中 SW_t 为土壤水量, SW_0 为初始土壤水量, R_{day} 为日降雨量, Q_{surf} 为日地表径流量, E_a 为土壤/植物蒸发蒸腾量, w_{seep} 为由土壤剖面进入下渗带的水量, Q_{gw} 为回流量.

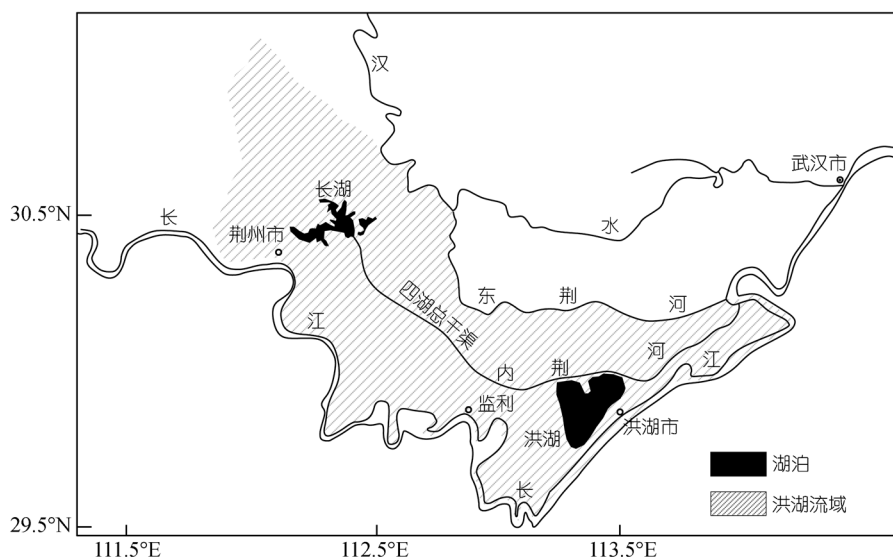


图 1 研究区域地理位置示意图

(iii) 营养物质输移方程. 吸附到土壤颗粒中的有机氮可以由地表径流运移到主河道, 其负荷模型为

$$\text{orgN}_{\text{surf}} = 0.001 \cdot \text{conc}_{\text{orgN}} \cdot \frac{\text{sed}}{\text{area}_{\text{hru}}} \cdot \varepsilon_{\text{N:sed}}, \quad (3)$$

式中 $\text{orgN}_{\text{surf}}$ 是由地表径流传输到主干河道的有机氮量; $\text{conc}_{\text{orgN}}$ 是在顶层土壤 10 mm 的有机氮浓度; sed 是某日的泥沙沉积量; $\varepsilon_{\text{N:sed}}$ 是氮的富集率.

土壤表层 10 mm 的溶解磷以扩散方式移动, 其模型为

$$P_{\text{surf}} = \frac{P_{\text{solution,surf}} \cdot Q_{\text{surf}}}{\rho_b \cdot \text{depth}_{\text{surf}} \cdot k_{\text{d,surf}}}, \quad (4)$$

式中 P_{surf} 是由地表径流流失的可溶性磷的量; $P_{\text{solution,surf}}$ 是溶解在土壤层顶层 10 mm 的磷含量; ρ_b 是顶层 10 mm 土壤的容重; $\text{depth}_{\text{surf}}$ 是表层的深度; $k_{\text{d,surf}}$ 是土壤与磷的分离系数.

(iv) 营养物质过程模型

氮的矿化:

$$N_{\text{trns,ly}} = \beta_{\text{trns}} \cdot \text{orgN}_{\text{act,ly}} \cdot \left(\frac{1}{f_{\text{actN}}} - 1 \right) - \text{orgN}_{\text{sta,ly}}, \quad (5)$$

式中, $N_{\text{trns,ly}}$ 是氮在活性态和有机稳态之间转化的量 (kg/hm^2); β_{trns} 为常数率 (1×10^{-5}); $\text{orgN}_{\text{act,ly}}$ 是活性有机态的量 (kg/hm^2); f_{actN} 是腐殖质在活性态 N 中的比例 (0.02); $\text{orgN}_{\text{sta,ly}}$ 是氮在稳定有机态中的量 (kg/hm^2).

氮的硝化:

$$N_{\text{nit|vol,ly}} = \text{NH}_{4\text{ly}} \cdot (1 - \exp[-\eta_{\text{nit,ly}} - \eta_{\text{vol,ly}}]), \quad (6)$$

式中, $N_{\text{nit|vol,ly}}$ 是土壤层 ly 中通过硝化和挥发转化的氨态氮的总量 (kg/hm^2); 而 $\text{NH}_{4\text{ly}}$ 是土壤层 ly 的氨态氮的量 (kg/hm^2); $\eta_{\text{nit,ly}}$ 是硝化的调整系数, 而 $\eta_{\text{vol,ly}}$ 为挥发系数.

反硝化作用:

$$N_{\text{denit,ly}} = \text{NO}_{3\text{ly}} \cdot (1 - \exp[-1.4\gamma_{\text{tmp,ly}} \cdot \text{orgC}_{\text{ly}}])$$

假如 $\gamma_{\text{sw,ly}} \geq 0.95$, (7)

$$N_{\text{denit,ly}} = 0.0 \quad \text{假如} \quad \gamma_{\text{sw,ly}} < 0.95, \quad (8)$$

式中, $N_{\text{denit,ly}}$ 是反硝化作用中的氮损失量 (kg/hm^2); $\text{NO}_{3\text{ly}}$ 为在土壤层 ly 的硝酸盐量 (kg/hm^2); $\gamma_{\text{tmp,ly}}$ 为 ly 土层的氮循环温度影响因子; $\gamma_{\text{sw,ly}}$ 为土层 ly 的氮循环水影响因子; orgC_{ly} 为该层的有机碳量 (%).

无机磷的吸附:

$$P_{\text{ai}} = \frac{P_{\text{solution,f}} - P_{\text{solution,i}}}{\text{fert}_{\text{minP}}}, \quad (9)$$

式中, P_{ai} 为磷的可用指数; $P_{\text{solution,f}}$ 为施肥以后溶解磷的量; $P_{\text{solution,i}}$ 为施肥前溶解磷的量; $\text{fert}_{\text{minP}}$ 为施肥中溶解磷的量.

$$P_{\text{sol|act,ly}} = P_{\text{solution,ly}} - \min P_{\text{act,ly}} \cdot \left(\frac{P_{\text{ai}}}{1 - P_{\text{ai}}} \right)$$

$$\text{假如} \quad P_{\text{solution,ly}} > \min P_{\text{act,ly}} \cdot \left(\frac{P_{\text{ai}}}{1 - P_{\text{ai}}} \right), \quad (10)$$

$$P_{\text{sol|act,ly}} = 0.1 \left(P_{\text{solution,ly}} - \min P_{\text{act,ly}} \cdot \left(\frac{P_{\text{ai}}}{1 - P_{\text{ai}}} \right) \right)$$

$$\text{假如} \quad P_{\text{solution,ly}} < \min P_{\text{act,ly}} \cdot \left(\frac{P_{\text{ai}}}{1 - P_{\text{ai}}} \right), \quad (11)$$

式中, $P_{\text{sol|act,ly}}$ 是可溶性磷和活性态矿物磷之间转化活动量 (kg/hm^2); $P_{\text{solution,ly}}$ 是可溶性磷的量 (kg/hm^2); $\min P_{\text{act,ly}}$ 是活性态矿物磷的量 (kg/hm^2); P_{ai} 为磷的可用指数.

2.2 研究方案设计

(i) 驱动因子分析. 流域营养物质输移演变根源于环境条件, 也即营养物质输移驱动因子的变化, 包括气候条件和人类活动两个方面. 水文平衡与循环是 SWAT 模型研究的核心, 气候条件又是驱动水文循环的关键, 因此, 在人类活动相对较弱的历史时期, 气候因子往往成为营养物质输移的主要驱动力.

从沉积学的角度来看, 湖泊沉积是流域环境物质输送的宿体^[45], 沉积物中 C、N、P 等营养元素含量的变化很好地反映了流域范围内人类活动强度的变化, 根据沉积钻孔营养元素资料以及磁学记录, 洪湖流域 1840 年之前, 人类活动的影响很小, 其后随人口的增加而有所增加^[46,47]. 因此, 模拟的第一阶段设计为人类活动影响之前的自然农耕时期, 该时期也作为整个研究的背景环境, 提供营养物质输移量的背景值.

1950 年开始洪湖进入向现代湖泊环境转化的时期, 人类活动的影响日渐明显, 该时段人类活动的影响逐渐增强并超过了气候变化的影响^[46,47], 因此, 以 1950 年为界, 划分出传统农业阶段. 20 世纪 70 年代中期流域水利工程的大规模建成, 特别是 20 世纪 80 年代之后, 流域社会经济发展进入新的阶段, 亦作为一个分界点^[34,36]. 传统农业以及现代农业条件下, 流域营养物质输移主要驱动因子发生了变化, 下垫面条件以及人类活动等因子逐渐取代气候条件成为主要驱动力. 3 个阶段的划分, 可以反映出变化环境条件下, 流域营养物质输移驱动因子的变化, 以及对营养物质输移的影响.

(ii) 研究方案设计. 根据以上环境条件变化的

分析, 以及对整个模拟阶段的划分, 本文共设计了 3 个模拟方案. 试验 1: 历史时期自然农耕状态(成湖以来至 19 世纪 40 年代之前)模拟, 边界场设置为工业时代以前的自然农耕状态, 考虑到 SWAT 模型模拟最大时长为 200 a, 采用时长 200 a 的模拟结果, 代表 19 世纪 40 年代之前, 流域自然农耕条件下营养物质输移的平均状态. 试验 2: 建国后流域社会经济开始全新的发展, 大兴水利建设, 此阶段选作流域营养物质输移发生根本变化的参照阶段, 代表了流域传统农业条件下, 营养物质输移的特征. 试验 3: 20 世纪 80 年代以来现代农业条件下的模拟, 此阶段流域水利工程、社会经济发展等极大地影响了流域营养物质输移模拟的边界条件, 整个流域营养物质输移置于现代农业环境条件下.

2.3 边界场设置

各时段模拟试验描述及敏感性试验边界场设置情况见表 1.

上述地形、土壤、土地利用以及气象站点等空间信息均在 GIS 平台下栅格化, 并采用 ALBERS 等积圆锥投影方式后的数据形式, 作为 SWAT 模拟试验的边界场.

子流域划分按两种情况界定: 20 世纪 50~60 年代起水利建设之前流域的划分按汛期与非汛期进行(试验 1, 2) (图 2(a), (b)), 之后仅按非汛期的流域面积进行模拟(试验 3) (图 2(a)).

此外, 流域地处平原地区, 地形起伏很小(20~40 m 高程占总流域面积的 65%以上), 依据数字高程生

表 1 模拟试验描述及边界条件设置

试验描述	边界条件				
	地形	气候	土地利用	土壤	营养源
试验 1 自然农耕状况下流域营养物质输移过程和特征	1:25 万 DEM ^{a)}	根据 1950~2000 年气象资料计算气候统计量, 再由天气生成器生成 ^{b)}	1:100 万中国植被调查: 自然、农业植被 ^[48]	自然植被土壤类型(1:100 万) ^{[49],c)}	无
试验 2 传统农业条件下流域营养物质输移过程和特征	同上	1950~1960 年逐日气温、降水资料; 辐射、风速、湿度由模型自带的天气生成器生成 ^{b)}	综合 1:10 万 (1980s) 土地利用图与 1950s 流域水域分布图 ^{d)}	1:100 万土壤调查图(1980s) ^{[49],c)}	农家肥
试验 3 现代农业条件下流域营养物质输移过程和特征	同上	1983~2002 年逐日气温、降水、辐射、风速、相对湿度资料 ^{b)}	1:10 万土地利用图 (1980, 1995, 2000 年) ^{d)}	同上	化肥/ 农药 ^[36]

数据来源: a) 中国国家基础信息中心. 中国 1:25 万地图. 北京, 1999 (数据库); b) 国家气象信息中心. 中国地面气候资料日值数据(1951~2000), 日平均气温、日降水. 中国地面气候资料日值数据(1983~2002), 日平均气温、日降水、日平均日照、风速. 北京, 2004 (数据库); c) 史学正, 等. 中国科学院资源环境数据中心. 1:100 万土壤数据库 (湖北). 北京, 2003 (数据库); d) 中国科学院资源环境数据中心. 1:10 万土地利用图 (湖北). 北京, 2005 (数据库)

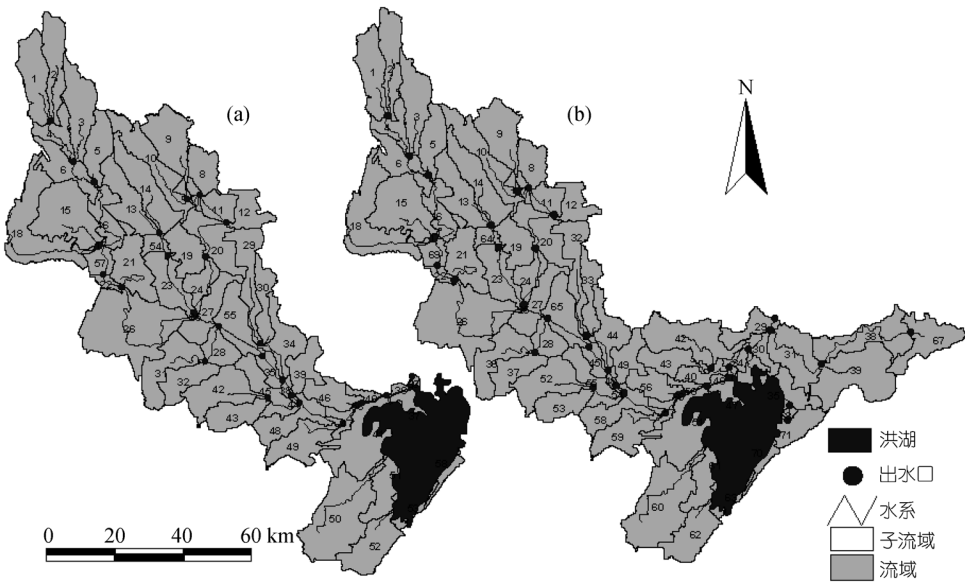


图 2 非汛期(a)和汛期(b)流域边界生成及子流域划分

成流域水系误差较大,故在 1:100000 地形图基础上数字化得到流域自然水系图,采用刻入法(burn-in)以提高生成水系和流域边界的准确程度。

2.4 模拟试验

SWAT 模型的运行过程包括以下几个主要步骤:

(1) DEM 数据调入,进行预处理,对流域范围内的坑洼进行填充,同时利用“刻入法”提高流域水系和边界生成的精确度;(2) 流域离散化,基于流域 DEM 数据,SWAT 模型可以对整个流域进行空间离散化,把整个流域划分成若干个子流域(subbasins);(3) 根据子流域的划分,叠加土地利用和土壤资料,以拥有单一土地利用、土壤属性和管理方式为准,将子流域离散为至少一个水文响应单元(HRU);(4) 由 SWAT 模型的天气生成器,产生气候数据系列,并分配到各 HRU 上;(5) 植被参数、农业管理方式,以及模拟运行时间设置;(6) 运行模型。

3 模拟结果输出

模拟结果输出以年为单位,3 个模拟阶段的营养盐输出浓度与负荷年际变化特征分别描述如下。

3.1 模型参数率定及输出结果验证

模型率定依照径流量-营养物质的顺序进行,同时根据数据搜集的情况,3 个阶段的模拟结果分别采

用不同的验证方法。试验 1 阶段模拟结果的验证,因为缺乏实测数据,采用沉积钻孔的数据(洪湖 HN 和 H2002-2 钻孔沉积记录以及年代测定成果^[46,47])对比验证,建立沉积钻孔中营养物质浓度水平与模拟结果之间的相关关系^[30];试验 2 部分模拟的参数率定采用建国后水文站的资料^[31],结果验证采用文献数据;试验 3 选取洪湖周围测站监测数据,取模拟结果中部分时段与实测资料营养盐浓度资料进行对比验证^[32]。

3.2 试验 1 流域营养物质输出年际变化

营养盐浓度在该模拟时段中,TN 浓度随时间推移呈缓慢上升趋势,TP 水平保持平稳,略有下降,变化幅度很小。后 100 a 与前 100 a 模拟的 TN,TP 平均浓度分别为 0.102,0.020 和 0.128,0.016 mg/L。

流域范围内,多年平均 TN,TP 产量分别为 420 和 78 t/a。模拟时段内,TP 的变化趋势不太明显,波动较大,TN 显示出增加趋势。流域范围内营养盐的不断累积是一个自然趋势(图 3),但累积进程极为缓慢。

3.3 试验 2 流域营养物质输出年际变化

模拟时段内,流域营养物质年平均入湖总量,TN 1609 t/a,TP 303 t/a。由于模拟时长较短(10 a),总的变化趋势不明显,年际变化(图 4)显示出,营养盐输出量与流量之间有很好的相关性,例如 1954 年为大

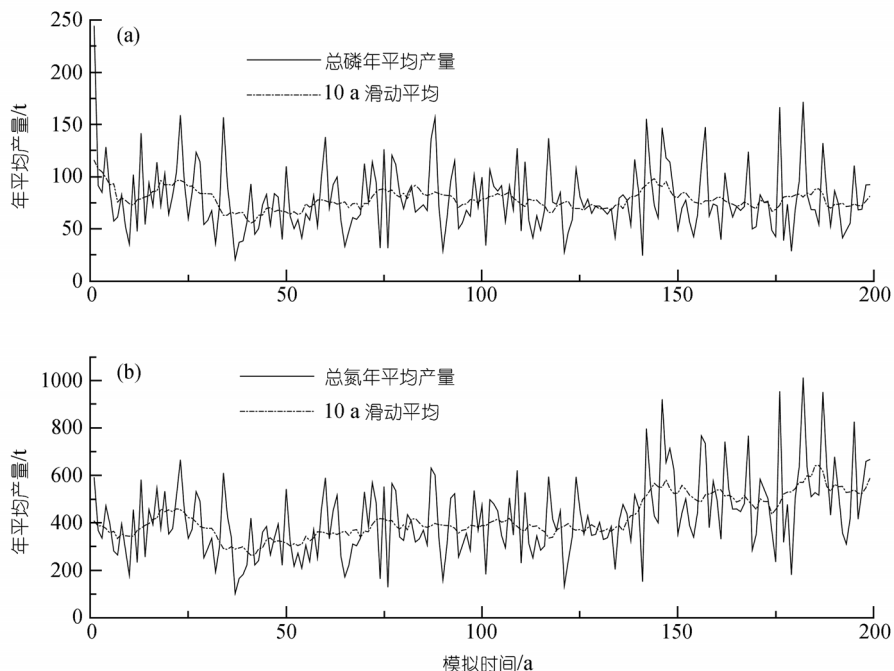


图 3 试验 1 模拟流域总磷,总氮年输出量

水年, 该年营养盐输出总量为最高. 流域径流总量对营养物质的输出总量影响显著.

3.4 试验 3 流域营养物质输出年际变化

20 世纪 80 年代以来, 流域营养盐输出浓度与总量年际变化情况如图 5 所示. 模拟时段内, 流域营养盐输出浓度与总量呈逐年上升趋势, 特别是 20 世纪 90 年代以来, TN 和 TP 的浓度分别从 0.47, 0.061 mg/L 增加到 1.78, 0.17 mg/L, 营养盐负荷 TN 和 TP 分别从 1856, 224 t/a 增加到 10186, 1297 t/a, 湖泊生态系统的压力也逐年增加.

4 流域营养盐模拟时间序列分析

4.1 参数说明

综合 3 个模拟试验(试验 1~3), 得流域营养盐输移时间序列数据(图 6, 7). 图 7 是各阶段模拟的平均值, 图中 1840s 代表试验 1(1840 年前)的模拟结果(50 a 平均), 提供流域营养物质输移量的基准值. 1950s 代表试验 2(传统农业时期)的模拟结果(10 a 平均). 试验 3(现代农业时期)的模拟结果分为 3 个亚时段: 1980s 代表 1984~1990 年 7 a 的模拟输出, 1990s 代表

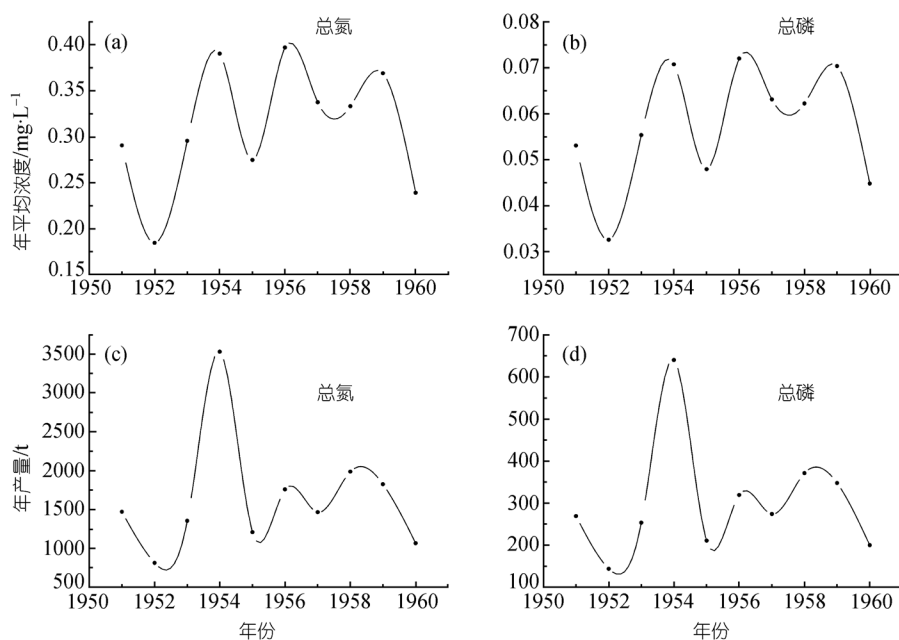


图 4 试验 2 模拟流域总磷, 总氮年输出量

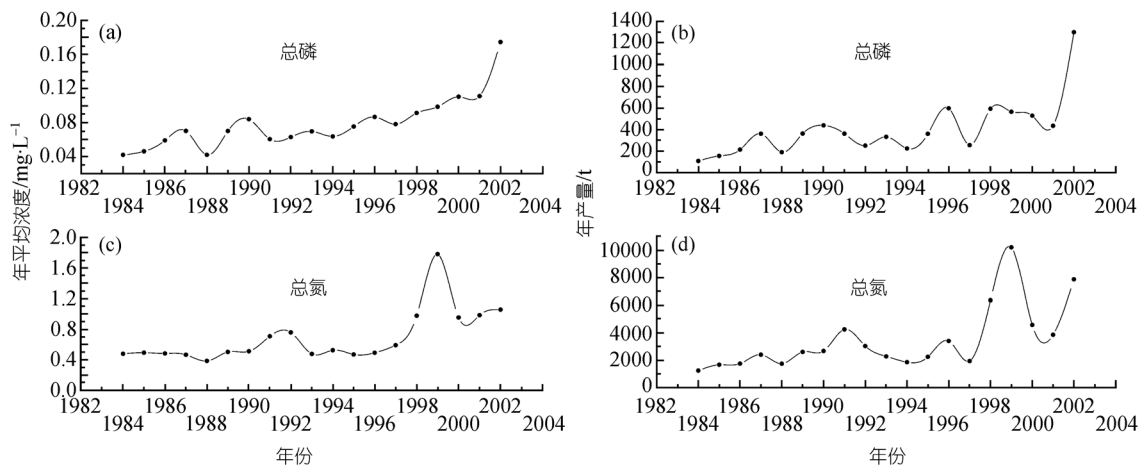


图 5 试验 3 模拟流域总磷, 总氮年输出量

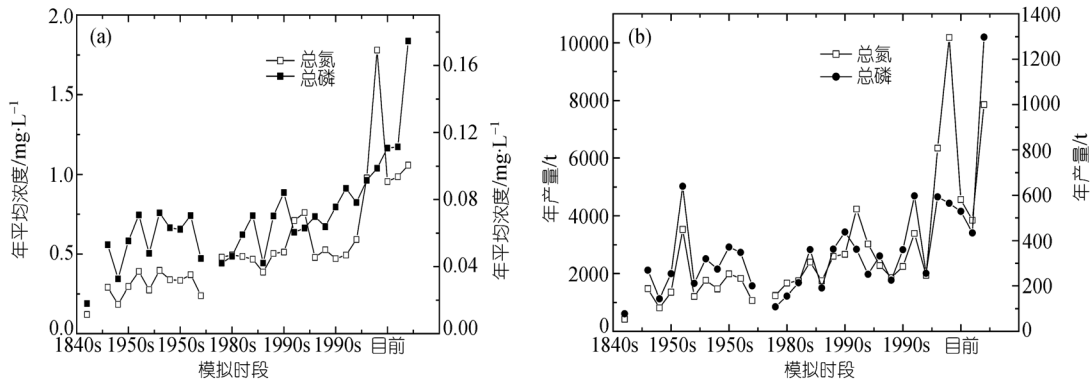


图 6 模拟的流域营养盐负荷与浓度时间序列

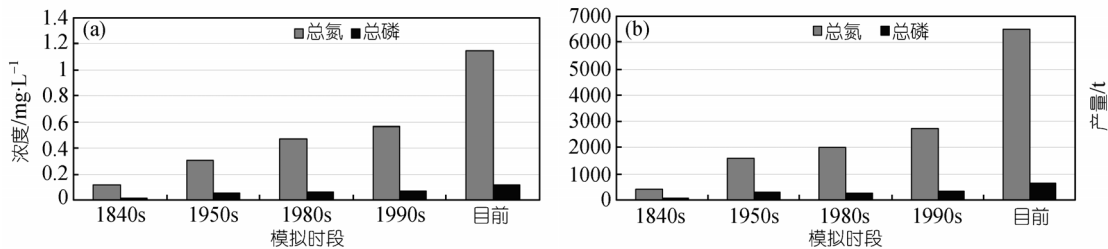


图 7 模拟的各时段流域营养盐负荷与浓度平均值

1991~1997 年 7 a 的模拟输出, 现在代表 1998~2002 年 5 a 的模拟输出. 分别取试验 1~3 各阶段试验结果的多年平均值, 考察流域营养物质输移演变机制.

4.2 流域营养盐输移时间序列分析

营养盐输出浓度与总量均呈增长趋势(图 6, 7). 自然条件下, 营养盐输移浓度平均状态为 TN 0.12 mg/L , TP 0.018 mg/L (50 a 平均), 传统农业条件下, 营养盐输移浓度平均状态为 TN 0.31 mg/L , TP 0.057 mg/L , 分别是自然状态下的 2.6 倍和 3.2 倍. 营养物质输移总量上, 自然状态下, 多年平均 TN, TP 产量分别为 420 t/a 和 78 t/a , 而传统农业条件下营养盐总量为 1609 t/a , 总磷 303 t/a , 均为自然状态下的 3.9 倍.

建国初期到现代, 营养盐浓度与负荷均呈显著增加趋势. 20 世纪 50 年代到 80 年代, 30 a 的时间内, 营养盐浓度 TN 从 0.31 增加到 0.47 mg/L , 增长率为 34%, TP 从 0.057 增加到 0.059 mg/L , 营养盐负荷 TN 从 1609 增加到 2010 t/a , 增长 25%, TP 从 303 变化到 250 t/a . 年平均增长率约 1.4%.

20 世纪 90 年代以来, 营养盐浓度增加的速率及幅度, 远远超过建国初期十年的变化. 20 世纪 90 年代初期至末期(1998 年之前), 流域营养盐的浓度与负

荷, TN 分别从 0.47 mg/L 和 2010 t/a , 增加到 0.57 mg/L 和 2728 t/a , TP 分别从 0.059 mg/L 和 250 t/a , 增加到 0.071 mg/L 和 337 t/a . 年平均增长率达 2.4%. 20 世纪 90 年代末期至现在, 5 a 左右的时间, 流域营养盐的浓度与负荷, TN 分别从 0.57 mg/L 和 2728 t/a , 增加到 1.15 mg/L 和 6522 t/a , TP 分别从 0.071 mg/L 和 337 t/a , 增加到 0.117 mg/L 和 665 t/a , 增长率达 15%.

5 流域营养物质输移演化机制的分析

5.1 不同时段流域营养盐输出对比分析

(i) 自然农耕(试验 1)与传统农业(试验 2)条件下营养盐输移对比. 自然农耕条件下, 流域营养盐输出 TN, TP 的总量分别为 420 和 78 t/a , 200 a 模拟显示的营养盐 TN 变化是缓慢增加, TP 每年的输出量呈略微下降的趋势. 到建国初期 50 年代 10 a 期间, TN, TP 输出的总量变化区间分别在 $813\sim3531$ 与 $144\sim640\text{ t/a}$. 其中的最高值出现在 1954 年, 该年长江流域出现特大洪水, 流域径流量约为多年平均的 2 倍, 因此输出的营养盐总量明显增加. 此阶段上, 气候是影响流域营养物质输出的主要驱动因子. 传统农业条件下, 人类活动极大地改变了流域营养盐的输移浓度与总量(图 7). 导致这些变化的主要原因在于, 不同

土地利用/覆被类型之间营养盐产生和输移量有很大的差异^[1,54]。流域土地利用类型变化,包括湖泊水域面积的减少和自然植被覆被大面积为人工植被类型所取代。20世纪初至建国初期(1950年),洪湖流域湖泊水域面积减少了约36%;植被覆盖类型也由原来的自然落叶阔叶林和混交林演变成水稻、小麦地,面积变化约80%。

(ii) 传统农业(试验2)与现代农业(试验3)条件下营养盐输移对比。20世纪50年代以来,流域营养盐输出总量呈现上升趋势,但在20世纪80年代的营养盐输出总量经历了一个较低的阶段,这是因为营养盐输出总量变化受到径流量与浓度共同作用,流域降水影响到了营养盐的输出总量。化肥农药在20世纪80年代开始逐渐增加,这也使得20世纪80年代营养盐输出浓度相对20世纪50年代有所增加,同时,土地利用中耕地在本阶段增加了约800 km²,流域营养盐的负荷理论上应该是增加的,但是总磷的输出总量却有所减少,这与20世纪80年代,降水减少,春秋季节温度略有升高的气候变化密切相关,在这个阶段,自然的变化仍与人类活动带来的影响相当。20世纪80年代之后,流域土地利用变化不大,流域人口的增加,需要农业生成提供更多的粮食,因此,农药化肥的施用量急剧增加,单位面积化肥施用量从461 kg/hm² (1988年)^[36]增加到845 kg/hm² (2004年)¹⁾,营养盐输出呈快速增加趋势,水体富营养化问题逐渐显露。

纵观建国初期到现代,流域营养盐输出浓度与总量的变化主要是由于土地利用类型变化,人口增加和农业生产化肥农药施用量增加3方面引起的。当然,自然的气候变化在其中也起一定的作用,但已不占主导地位。

在整个演变序列上,由于驱动因子的变化,流域营养物质输移量亦发生变化,表现为对变化环境条件的响应,具体表现为输移量的变化幅度、变化速率均不相同的3个阶段。

5.2 洪湖流域营养盐输移变化的3个阶段

第一阶段为自然状态,代表流域营养物质输移的背景状态,气候条件为主要驱动因子。第二阶段为建国后至20世纪80年代,该时段流域营养物质产出

与输移受到自然与人类两方面的共同作用,两者的作用基本持平,处于过渡阶段。第三阶段是20世纪90年代至现在,在这个阶段,人类活动的作用已经远远超过了自然的作用,人类活动成为主导驱动因子,推动了流域营养盐输移的快速增长。该阶段之后,洪湖的富营养化问题也开始出现。

由自然状态到建国初期,流域营养物质的输出浓度与总量变化为TN从0.12 mg/L, 420 t/a增加到0.31 mg/L, 1650 t/a, 变化幅度分别达到2.6倍与3.9倍。TP从0.018 mg/L, 78 t/a增加到0.057 mg/L, 303 t/a, 变化幅度分别达到3.2倍与3.9倍。人类活动的参与极大地改变了流域营养盐输移的浓度,但这种改变引起的流域营养盐输移变化仍处于一个可控阶段,这个阶段洪湖的水质状况并没有发生恶化。

建国初期至20世纪80年代,该阶段营养盐浓度输出的年增长率约为1.4%。流域营养物质的输出浓度与总量变化为TN从0.31 mg/L, 1609 t/a增加到0.47 mg/L, 2010 t/a。TP从0.057 mg/L, 303 t/a变化到0.059 mg/L, 250 t/a, 流域径流量的变化影响了营养盐输出的总量。

20世纪90年代以来,流域营养物质的输出浓度与总量变化经历了TN从0.47→0.57→1.15 mg/L, 2010→2728→6522 t/a, TP从0.059→0.071→0.117 mg/L, 250→337→665 t/a的增长过程,呈急速增长趋势,年增长速率由90年代初的2.4%变为后期的15%。

6 结论与讨论

应用分布式水文模型SWAT对洪湖流域营养物质输移演变进行模拟,模拟结果很好地反映了变化环境条件下流域营养物质输移演变的规律特征。自然状态下的模拟给出了流域营养物质产出与输移的基准值,流域营养盐输移变化极为缓慢,TN,TP分别表现为缓慢增加与缓慢减少的变化趋势,营养盐累积的速率非常缓慢,在该阶段影响营养盐产出和输移主要为气候因子;建国以后至今,人类活动的影响逐渐占据主导地位,N,P元素的产出和输移量剧烈增加,营养盐输移驱动因子由自然气候因子转化为人类活动(土地利用类型、农业管理措施等等)。

由流域营养物质输移3个阶段的划分界定可以看出,流域营养物质输移增长率由20世纪80年代初

1) 中国农业科技基础数据信息系统, 2005

的 1.4% 渐增到 90 年代初的 2.4%，再剧增到 90 年代后期的 15%，富营养化趋势明显增强，说明了入湖营养盐浓度和总量存在一个临界状态，其增长速率控制在一定范围内，不会引发湖泊富营养化问题。流域

营养物质输移临界状态的界定，可以更加合理地确定流域污染物的目标排放量以及湖泊环境恢复工作的目标，为认识流域湖泊富营养化的机制和演变规律提供了新的研究思路。

参考文献

- 1 金相灿, 刘鸿亮, 屠清璇, 等. 中国湖泊富营养化. 北京: 中国环境科学出版社, 1990
- 2 舒金华, 黄文钰, 吴延根. 中国湖泊营养类型的分类研究. 湖泊科学, 1996, 8(3): 193—200
- 3 David H. Eutrophication of Freshwaters-Principles, Problems and Restoration. London: Chapman & Hall, 1992
- 4 Keith B, Jim F. Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. J Hydrol, 2001, 249(1-4): 11—29 [DOI](#)
- 5 Smol J P. Pollution of Lakes and Rivers. London: Arnold, 2002. 280
- 6 Smol J P. Paleolimnology approaches to the evaluation and monitoring of ecosystem health: Providing a history for environmental damage and recovery. In: Rapport D, Gaudet C, Calow P, eds. Evaluating and Monitoring the Health of Large-scale Ecosystems. NATO ASI Series, 128. Stuttgart: Springer-Verlag, 1995. 301—318
- 7 Smol J P. Paleolimnology: An important tool for effective ecosystem management. J Aquat Ecosyst Health, 1992, 1: 49—58 [DOI](#)
- 8 Di Luzio M, Srinivasan R, Arnold J G, et al. Arcview Interface for SWAT2000 User's Guide, College Station. TX: Texas Water Resources Institute TR-193, 2002
- 9 Neitsch S L, Arnold J G, Kiniry J R, et al. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2000, College Station. TX: Texas Water Resources Institute TR-193, 2002
- 10 Neitsch S L, Arnold J G, Kiniry J R, et al. Soil and Water Assessment Tool User's Manual Version 2000, College Station. TX: Texas Water Resources Institute TR-193, 2002
- 11 Abbaspour K C, Yang J, Maximov I, et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. J Hydrol, 2007, 333(2-4): 413—430 [DOI](#)
- 12 Behera S, Panda R K. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process model. Agric Ecosyst Environ, 2006, 113(1-4): 62—72 [DOI](#)
- 13 Bouraoui F, Benabdallah S, Jrad A, et al. Application of the SWAT model on the Medjerda River basin (Tunisia). Phys Chem Earth, 2005, 30(8-10): 497—507
- 14 Bracmort K S, Arabi M, Frankenberger J R, et al. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. Trans. ASABE, 2006, 49(2): 367—374
- 15 Bryan A T, Christine A S. Watershed modeling of the Cannonsville Basin using SWAT2000: Model development, calibration and validation for the prediction of flow, sediment and phosphorus transport to the Cannonsville Reservoir. Version 1.0 Technical Report, School of Civil and Environmental Engineering Cornell University, 2004
- 16 Chaplot V, Saleh A, Jaynes D B, et al. Predicting water, sediment, and NO₃-N loads under scenarios of land-use and management practices in a flat watershed. Water Air Soil Pollut, 2004, 154(1-4): 271—293 [DOI](#)
- 17 Cheng H, Ouyang W, Hao F, et al. The non-point source pollution in livestock-breeding areas of the Heihe River basin in Yellow River. Stoch Environ Res Risk Assess, 2007, 21(3): 213—221 [DOI](#)
- 18 Cotter A S, Chaubey I, Costello T A, et al. Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data. J Am Water Res Assoc, 2003, 39(4): 977—986 [DOI](#)
- 19 Di Luzio M, Srinivasan R, Arnold J G. Integration of watershed tools and SWAT model into BASINS. J Am Water Resour Assoc, 2002, 38(4): 1127—1141 [DOI](#)
- 20 Du B, Saleh A, Jaynes D B, et al. Evaluation of SWAT in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in a watershed with tiles and potholes. Trans ASABE, 2006, 49(4): 949—959
- 21 Gikas G D, Yiannakopoulou T, Tsihrintzis V A. Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. Environ Model Assess, 2005, 11(3): 219—233 [DOI](#)
- 22 Jha M, Gassman P W, Arnold J G. Water quality modeling for the Raccoon River watershed using SWAT2000. Trans ASABE, 2007, 50(2): 479—493

- 23 赖格英, 于革, 桂峰. 太湖流域营养物质输移模拟评估的初步研究. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2005, 35(增刊 II): 121—130
- 24 Saleh A, Du B. Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the upper North Bosque River watershed in central Texas. Trans ASAE, 2004, 47(4): 1039—1049
- 25 Santhi C, Arnold J G, Williams J R, et al. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. J Am Water Resour Assoc, 2001, 37(5): 1169—1188 [\[DOI\]](#)
- 26 Stewart G R, Munster C L, Victor D M, et al. Simulating water quality improvements in the upper North Bosque River watershed due to phosphorus export through turfgrass sod. Trans ASABE, 2006, 49(2): 357—366
- 27 Veith T L, Sharpley A N, Weld J L, et al. Comparison of measured and simulated phosphorus losses with indexed site vulnerability. Trans ASABE, 2005, 48(2): 557—565
- 28 Yu G, Xue B, Lai G Y, et al. A 200-yr historical modeling of catchment nutrient changes in Taihu Basin. Hydrobiology, 2007, 31: 1—8
- 29 胡远安, 程声通, 贾海峰. 非点源模型中的水文模拟——以 SWAT 模型在芦溪小流域的应用为例. 环境科学研究, 2003, 16(5): 29—32
- 30 桂峰, 于革, 赖格英. 洪湖流域自然农耕条件下营养盐沉积输移演化模拟研究. 沉积学报, 2006, 24(3): 333—338
- 31 桂峰, 于革. 洪湖流域传统农业条件下营养盐输移模拟研究. 第四纪研究, 2006, 26(5): 849—856
- 32 桂峰, 于革. 20 世纪 80 年代以来洪湖流域营养物质输移模拟研究. 长江流域资源与环境, 2007, 16(Z2): 127—132
- 33 李昌峰. 湖北四湖流域水环境非点源污染数值模拟研究. 博士学位论文. 北京: 中国科学院研究生院, 2004. 1—146
- 34 湖北省水利志编纂委员会. 湖北水利志. 北京: 中国水利水电出版社, 2000
- 35 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998
- 36 项国荣. 四湖地区湿地农业持续发展研究. 北京: 科学出版社, 1997. 271
- 37 陈世俭. 洪湖的环境变迁及其生态对策. 华中师范大学学报 (自然科学版), 2001, 35(1): 107—110
- 38 王飞, 谢其明. 洪湖湿地生态系统的演替趋势及管理对策. 农村生态环境, 1990, 2: 21—25
- 39 杨其仁, 王小立, 吴发清, 等. 1996~1997 年洪湖湿地鸟类调查报告. 华中师范大学学报 (自然科学版), 1999, 33(2): 263—265
- 40 蔡述明, 王学雷. 江汉平原四湖地区生态环境综合评价. 长江流域资源与环境, 1993, 2(4): 355—364
- 41 蔡述明, 周新宇. 人类活动对长江中游湿地生态系统的冲击. 地理科学, 1996, 16(2): 129—136
- 42 李昌峰, 张泓辉. 建国以来人类活动对湖北省四湖地区水环境的影响研究. 国土与自然资源研究, 2003, 4: 68—70
- 43 成小英, 李世杰. 长江中下游典型湖泊富营养化演变过程及其特征分析. 科学通报, 2006, 51(7): 848—855
- 44 秦恒. 论江汉湖群湿地的环境保护. 环境科学与技术, 2001, 24(增刊): 3—13
- 45 王苏民, 李建仁. 湖泊沉积——研究历史气候的有效手段: 以青海湖、岱海为例. 科学通报, 1991, 36(1): 54—56
- 46 姚书春, 薛滨, 夏威岚. 洪湖近 540 年来人类活动的沉积记录. 河海大学学报, 2004, 32(增刊): 154—159
- 47 陈萍, 何报寅, 杜耘, 等. 1200 a 来洪湖演变的环境磁学记录. 沉积学报, 2005, 23(1): 138—142
- 48 侯学煜. 中国自然地理 (植物地理). 北京: 科学出版社, 1988
- 49 Shi X Z, Yu D S, Warner E D, et al. Soil database of 1:1000000 digital soil survey and reference system of the Chinese genetic soil classification system. Soil Survey Horizon, 2004, 45(4): 129—136
- 50 王晓燕. 非点源污染及其管理. 北京: 海洋出版社, 2003