

基于 Aquatox 模型的洱海营养物投入响应关系模拟*

陈无歧¹, 李小平^{1**}, 陈小华^{1,2}, 王菲菲¹

(1: 华东师范大学河口海岸国家重点实验室, 上海 200062)

(2: 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

摘要: 针对洱海富营养化加剧以及蓝藻水华问题, 应用 Aquatox 模型对洱海水环境进行模拟, 确立了一套适用于洱海生态系统的特征参数, 并将模拟结果与实测数据进行验证. 验证结果表明模型较好地模拟了常规水质和藻类演替变化, 与实际水环境状况大体吻合. 以此为基础选取 TN、TP 和 Chl. a 指标对洱海营养物与富营养化状态的投入响应关系进行模拟研究. 结果表明, 洱海对于外界营养物输入比较敏感, 对氮磷输入增减反应明显; 外界氮磷的削减都对 Chl. a 含量有降低作用, TN 的作用更加明显; 氮磷的增加对于 Chl. a 含量都略有提升; 同时调控氮磷具有协同作用, 对 Chl. a 含量影响效果最明显; 当水体 TN 浓度在 0.34 mg/L 的阈值以下水平, 即洱海外源 TN 输入量削减比例达到 43.3% 以上时, 藻类优势种由蓝藻变为硅藻, 水体 Chl. a 含量大幅降低, 有效抑制富营养化进程.

关键词: 洱海; Aquatox 模型; 富营养化; 氮磷调控; Chl. a; TN 阈值

Simulation of the response of eutrophic state to nutrient input in Lake Erhai using Aquatox model

CHEN Wuqi¹, LI Xiaoping¹, CHEN Xiaohua^{1,2} & WANG Feifei¹

(1: *State Key Laboratory and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, P. R. China*)

(2: *Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, P. R. China*)

Abstract: Lake Erhai is suffering from eutrophication and frequent cyanobacteria blooms. Based on the Aquatox model, this study simulated the routine water quality dynamics and the annual succession of algae, established a set of parameters applicable for the Lake Erhai ecosystem, and validated the simulation results. Though there is a little difference in the trend of TP with measured data, water-temperature, TN and Chl. a concentration were all well coincided with measured data. In addition, this paper tries to discuss the response of eutrophic state (TN, TP, Chl. a) to nutrient input (nitrogen and phosphorus). The results show that Lake Erhai ecosystem is sensitive to the nutrient input. Comparing to the TP regulation, TN regulation has a more significant effect to Chl. a concentration especially when it was reduction control. They both can increase the Chl. a concentration in a small degree. There is an enhanced coordinated effect in Chl. a decreases when regulating TN and TP at the same time. Furthermore, if the TN concentration is kept at or under the threshold of 0.34 mg/L, which means to cut the TN input more than 43.3% as before, the eutrophication process can well be restrained with a change in the dominant algal species and a sharp fall of Chl. a concentration.

Keywords: Lake Erhai; Aquatox model; eutrophication; TN and TP regulation; Chl. a; TN threshold

洱海地处云南省大理市北部和苍山东麓(25°36' ~ 25°38'N, 100°05' ~ 100°18'E), 是云南省第二大淡水湖泊^[1], 在当地, 洱海发挥着供水、农灌、发电、调节气候、渔业、航运、旅游七大主要功能. 1980s 中期之前, 全湖水量充沛、水质清洁、生物多样性丰富, 生态系统处于良性循环之中^[2]. 近 20 a 来, 由于人类对湖区资源的过度开发和不当利用, 洱海生态环境出现明显恶化, 主要表现为富营养化进程加剧、湖泊面积容积减小、生物多样性逐渐降低^[3]、湖滨带生境恶化^[4]等一系列生态恶果; 与富营养化相伴的藻类水华现象频发^[5]. 研究

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2009ZX07106-001-006)资助. 2011-07-23 收稿; 2011-10-10 收稿改稿. 陈无歧, 男, 1988 年生, 硕士研究生; E-mail: chenwuqi@hotmail.com.

** 通信作者; E-mail: lixp_2008@hotmail.com.

记录最早全湖性的蓝藻水华暴发出现在 1996 年,当时总磷年平均值为历年最高,1998 年再次暴发水华^[6];近年来由于营养物的持续输入、运行水位的下降,洱海藻类水华暴发严重,藻类群落结构由过去硅藻门占优势演变为蓝藻门占绝对优势^[7];2005—2010 年皆有水华暴发的观测记录.参照综合营养指数法(TLI)分析,洱海 2004—2009 年的年均综合营养指数在 40~50 之间,年内各月的综合营养指数也在 40~50 之间,属于中营养阶段.洱海正处于由中营养状态向富营养状态转变的关键敏感时期,必须尽快采取全面的生态系统综合恢复治理,避免生态环境的进一步恶化^[8].

湖泊富营养化以及蓝藻水华的形成机制复杂,是一个由化学、物理和生物生理特性等多重因素关联的结果^[9];对于洱海富营养化问题,前人从外界营养物输入变化,湖泊氮磷历史水平变化以及各种环境生物因子上进行分析研究.本文结合连续多年监测数据(2003—2009 年)和实地实验结果,利用生态模型模拟的方法,引入美国环境署发布的 Aquatox 系统过程模型对洱海水环境变化进行了模拟.考虑到湖泊生态恢复中的外界营养物投入的削减或增加对富营养化进程的不同影响,研究选取了营养物基准指标^[10]中相对稳定的原因变量(TN、TP)和反应变量(Chl. a)作为研究洱海营养物投入响应的反应指标;并利用模型模拟探索了可能对洱海富营养状况产生明显影响的营养物浓度阈值.结果完善扩充了洱海富营养化对营养物投入响应关系的研究,为洱海富营养化综合治理以及高原湖泊营养物基准指标的制定提供了理论基础.

1 材料与方法

1.1 研究区域

洱海属于构造断陷湖,平均水深 10.5 m,最大水深 20.9 m,其南北长、东西窄;南北长 42.0 km,东西最宽处 8.8 km、最窄处 3.05 km;在运行水位 1947.31 m(海防高程)时,全湖面积 252.91 km²,容积约 2.794 × 10⁸ m³,湖水停留时间 2.75 a^[11].湖区多年平均降雨量 1060 mm,降水主要集中于 5—10 月份;湖面多年平均蒸发量 1245.6 mm,最大蒸发量出现在 1—5 月份^[12].主要入湖河流为弥苴河、波罗江和罗时江,出湖河流为西洱河.

1.2 研究方法

Aquatox 是由美国环境署发布的水生态系统过程基准模型,可适用于模拟不同的水生生态系统,包括垂直分层湖泊、水库、池塘、河流甚至河口区域,还可与 SWAT、HSPF 等多种模型耦合扩展其应对复杂环境的能力.模型已被广泛运用于各种污染物在生态系统中转化归宿的生态系统风险评估,同时也可以为水质标准的制定提供良好的技术支持.Park 等利用 Aquatox 的耦合模型为美国湖泊生态分区水体营养物标准的制定提供决策^[13];杨漪帆等利用 Aquatox 模型对淀山湖富营养化的影响因子进行了分析研究^[14-15].

Aquatox 模型以系统分析方法为模拟的基础,通过对研究对象的物理过程、生物过程(食物网)、矿化过程(碎屑模拟和营养盐模拟等)、无机沉淀过程以及有机有毒化学物迁移五个过程模拟实现对生态系统的模拟.本文着重于前四个过程的模拟(基本结构见图 1),通过构建合适的系统环境和生物条件,模拟营养物在系统中的转移归宿,反映湖泊富营养状态对外界变化的响应.

1.3 模型运行环境

洱海平均水深 10 m,但未出现明显的温度分层现象^[16-17];研究从整体水环境出发,并未对洱海进行分层和分区处理.模型以 2006 年为基准年开始运行,即以 2006 年洱海初始营养物浓度下水环境状况作为本底条件.

1.3.1 洱海特征数据 模型中洱海湖泊面积为 248.8 km²,湖泊最大长度为 42.0 km,平均水深为 10.5 m,最大水深为 20.9 m,容积为 2.509 × 10⁸ m³,纬度 25.5°N,平均光强为 353 ly/d,平均水温为 18.1℃,净蒸发量为 10.59 in./a(269 mm/a).

1.3.2 系统状态变量和驱动变量 模型中选用的状态变量和驱动变量共有 28 个.风速、降雨量来源于大理 2008—2009 年年鉴;水温、pH、藻类演替参数等数据采用 2006—2008 年《洱海监测月报》;入湖河道的流量参考 2004 年的日流量监测数据.同时,为简化多途径营养物入湖过程,模型采用入湖总污染负荷作为边界条件,即除去大气沉降入湖部分,把河道入湖和漫流入湖总量统一并入河道入湖,根据流量换算出入湖浓度;研究对象关注洱海全湖水环境状况,在对营养物进行增减控制时,直接按照总量削减比例对入湖浓度进

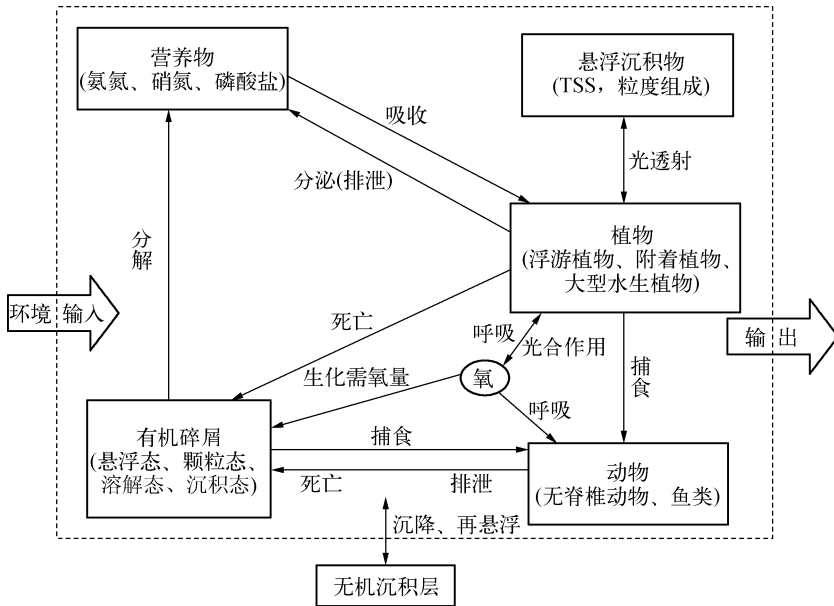


图 1 Aquatox 模型基本原理
Fig. 1 The basic principle of Aquatox model

行增减.

1.3.3 藻类种类 依据董云仙对洱海藻类的系统研究分类,洱海浮游藻类共计 8 门 89 属 192 种^[18];冬、春季以硅藻为优势种,夏、秋季以引起水华暴发的惠氏微囊藻、铜绿微囊藻和鱼腥藻为优势种.近 5 a 监测数据表明全年范围内蓝藻为洱海优势种,占群落总量的 62%^[7],是影响水体中叶绿素水平的直接因子.根据实际情况,研究在模型中预设了 4 种藻类.

1.4 模型率定

研究以原有模型中的标准湖泊参数为基础,并参考相关的文献输入初始参数参考值.但并非所有参数都适合洱海系统.故选取对模型结果敏感性较强的参数(消光系数、藻类的最大生长速率、各种藻类生长营养物半饱和和浓度等)进行率定.每次选取一个对象参数,利用模型的不确定性分析功能提供概率结果,执行拉丁超立方取样,以确保所选分布的各个部分均被取样.并把其作为一个分布而不是一个点估计来模拟,通过设置标准偏差,可避免在 0 值处的中断.通常污染物负荷默认为对数正态分布;点或参数值默认为正态分布,标准偏差为参数值的 60%.同时为了更好地取样,可以设置不同的迭代次数.最后从结果中选择更好的参数.通过大量的不确定性分析来确定参数率定对象和帮助率定,加快了参数的率定速度并使参数率定更加科学,

表 1 洱海主要藻类及其生理参数

Tab. 1 Algae species and their physiological parameters in Lake Erhai

参数	硅藻	绿藻	蓝藻 (冬、春季)	蓝藻 (夏、秋季)
饱和光强/(ly/d)	300	54	112	450
磷的半饱和和参数/(mg/L)	0.017	0.05	0.008	0.015
氮的半饱和和参数/(mg/L)	0.35	0.80	0.30	0.45
最适温度/℃	16	25	15	20
最大光合速率/d ⁻¹	1.7	3.6	1.8	2.5
沉降速率/(m/d)	0.16	0.14	0.01	0.01

客观上更准确地描述洱海生态系统的实际情况.率定后模型的消光系数为 0.075 m⁻¹,不稳定碎屑、稳定碎屑、矿化碎屑最大分解速率分别为 0.26、0.01、25 g/(g·d),碎屑沉降速率为 0.69 m/d,碎屑降解最小 pH 为 5、最大 pH 为 9.5.率定后四种藻类主要生长演替的影响参数见表 1.

2 结果

2.1 模型验证

在模型基本运行稳定后,利用洱海 2009

年 1—12 月的同步水质监测资料数据对模型模拟结果进行验证. 以全湖平均水温、pH、TN、TP、BOD₅、DO 和 Chl. a 7 个水质指标作为主要验证对象与实测值进行比对;同时模拟藻类演替状况,与洱海浮游藻类实际演替规律进行比对. 实测数据来自《洱海监测月报》;为监测站每月月中旬(通常为 10—15 日之间连续两天)对全湖 24 个点位进行统一水质采样分析所得,数据彼此独立.

2.1.1 水质模拟与验证 年内水质变化(水温、TN、TP、Chl. a)模拟结果与实测值的比较见图 2,用平均相对误差和平均绝对误差对验证结果进行误差分析,结果见表 2. 除 DO 外,模型模拟结果数值上误差较小,平均误差在 5% 以内,基本接近实测值;模拟水质的变化趋势上基本可以体现出洱海水环境年际变化规律.

表 2 验证结果的误差统计

Tab.2 Error statistics for validation results of the model

误差	pH	T/°C	TN/(mg/L)	TP/(mg/L)	DO/(mg/L)	BOD ₅ /(mg/L)	Chl. a/(μg/L)
平均绝对误差	0.008	0.327	0.002	0.001	0.864	0.013	0.638
平均相对误差	0.10%	1.86%	0.32%	2.52%	11.75%	0.72%	4.83%

2.1.2 藻类生长演替模拟与验证 由于藻种种类过多,监测中没有详细硅藻、蓝藻、绿藻的生物量数据,但结合相关文献^[7,18-19],洱海浮游藻类年内演替规律如下(图 3a):绿藻门全年生物量较小;春季 4—6 月硅藻类生物量较高,其它月份生物量水平较低;蓝藻受温度影响大致分为两个不同的生态型:以微囊藻和鱼腥藻为主的生态型分布在 6—11 月;以水华束丝藻为主的生态型分布在 1—4 月. 模型对洱海系统藻类生长演替的模拟结果见图 3b,对比实测图,模拟结果能够较好地反映洱海藻类的季节演替特点,尤其是能够较好地重现硅藻和蓝藻的分布区间.

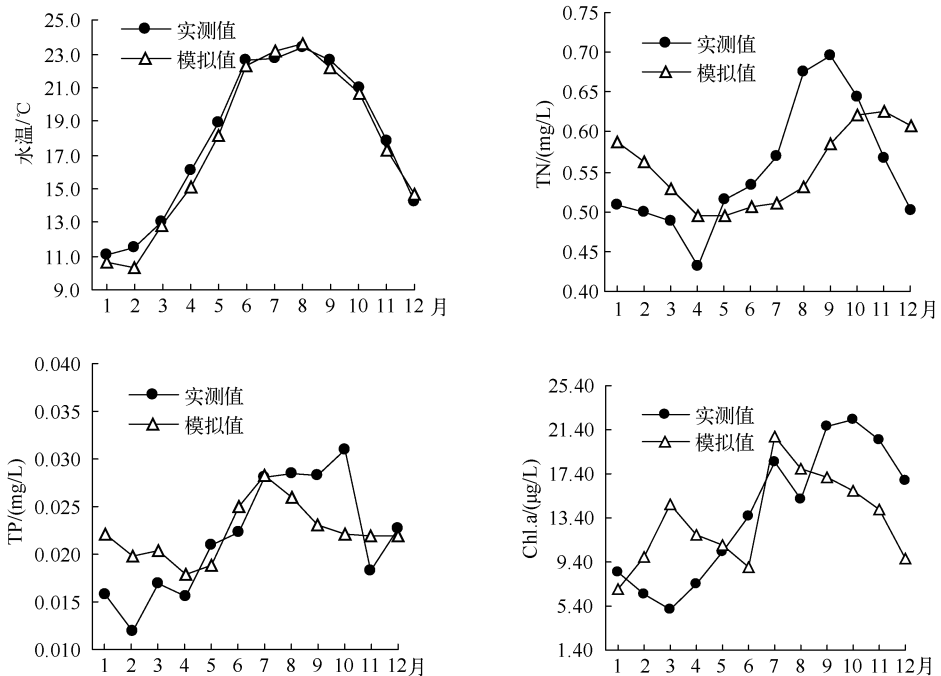


图 2 洱海水质实测与模拟值对比

Fig. 2 Comparison between simulated and measured values of water quality in Lake Erhai

2.2 富营养化状态与不同水平营养物(TN、TP)之间的投入响应关系

水体中 Chl. a 含量能很好地反映湖泊的富营养程度,是富营养化级别评价中一个重要参考指标;同时水

体中不同水平氮、磷营养物的投入在环境因子作用下直接关系到藻类的生长,进而与 Chl. a 也有不同程度的相关性. 本文选取三者作为反映富营养化状态的基本指标. 研究实现对洱海水环境的模拟后,利用模型的控制功能进行单一或多个因子变化下不同生态系统状态的控制与非控制模拟,实现对洱海氮、磷营养物与富营养状态之间的关系对比分析. 研究设计控制过程如下:控制外界 TN 输入(削减洱海 TN 入湖量 15% 和 30%,增加洱海 TN 入湖量 15% 和 30%);控制外界 TP 输入(削减洱海 TP 入湖量 15% 和 30%,增加洱海 TP 入湖量 15% 和 30%);协同控制外界 TN 和 TP 输入(同时削减洱海 TN 和 TP 入湖量 15% 和 30%,增加洱海 TN 和 TP 入湖量 15% 和 30%). 分别模拟这三种不同控制过程下与非控制过程(原始营养物输入条件,即对照组)下的洱海富营养状态进行对比,分析不同水平的氮、磷营养物与 Chl. a 之间的投入响应关系.

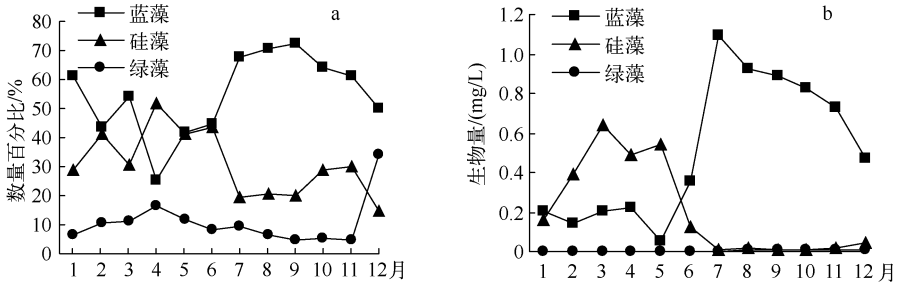


图3 洱海年内藻类生长对比(a:实测,b:模拟)

Fig. 3 Comparison of algal annual growth in Lake Erhai

2.2.1 控制 TN 根据模拟结果显示,对比原始状态,当洱海 TN 入湖量增加 15% 和 30% 时,系统 TN 浓度表现出明显的上升趋势(图 4a),水体中 TN 年平均浓度从 0.5664 mg/L 分别提高到 0.6286 mg/L 和 0.6838 mg/L,分别增加了 11.0% 和 20.7%;此时水体中 Chl. a 的年平均浓度分别增加了 4.26% 和 6.18%,TN 入湖量增加 15% 和 30% 之间对 Chl. a 的增幅影响并不明显(图 4b). 当洱海 TN 入湖量削减 15% 和 30% 时,系统 TN 浓度呈现明显的下降趋势(图 4a),水体中 TN 年平均浓度从 0.5664 mg/L 分别降低为 0.4971 mg/L 和 0.4293 mg/L,分别减少了 12.2% 和 24.1%;水体中 Chl. a 的年平均浓度分别降低了 6.70% 和 12.50%,可以看出在 7—10 月间 TN 入湖量削减 30% 的 Chl. a 曲线明显比原始状态更加平缓(图 4b). 在上述调控范围内,TN 输入变化对水体中 TP 浓度影响很小.

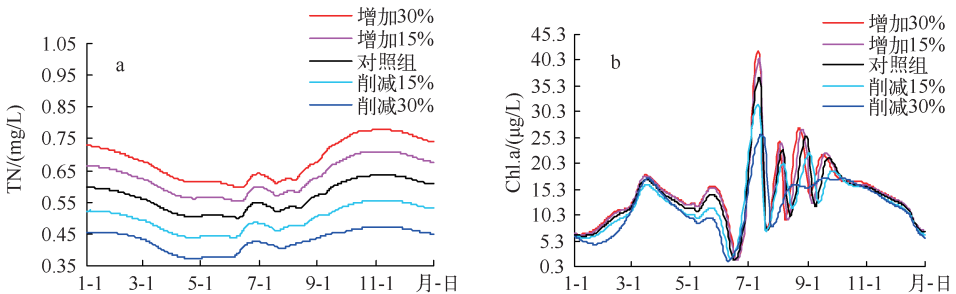


图4 TN 调控与富营养化状态的投入响应

Fig. 4 Effects of nutrition input on eutrophic state from TN regulation

2.2.2 控制 TP 根据模拟结果显示,对比原始状态,当洱海 TP 入湖量增加 15% 和 30% 时,系统 TP 浓度呈现明显的上升趋势(图 5a),水体中 TP 年平均浓度从 0.02327 mg/L 分别提高到 0.02426 mg/L 和 0.02523 mg/L,分别增加了 4.23% 和 8.43%;此时水体中 Chl. a 的年平均浓度分别增加了 4.13% 和 8.21%. 当洱海 TP 入湖量削减 15% 和 30% 时,系统 TP 浓度呈现明显的下降趋势(图 5a),水体中 TP 年平均浓度从 0.02327 mg/L 分别降低为 0.02230 mg/L 和 0.02135 mg/L,分别减少了 4.21% 和 8.25%;水体中 Chl. a 的年平均浓度分别

降低了 4.43% 和 8.79%。结果表明水体中 Chl. a 浓度升降与 TP 入湖量增减有比较明显的同步相关性;同时,在其他条件不变的情况下,由于 TP 入湖量的削减,Chl. a 的峰值曲线表现为前移(图 5b)。在上述调控范围内,TP 输入变化对水体中 TN 浓度影响很小。

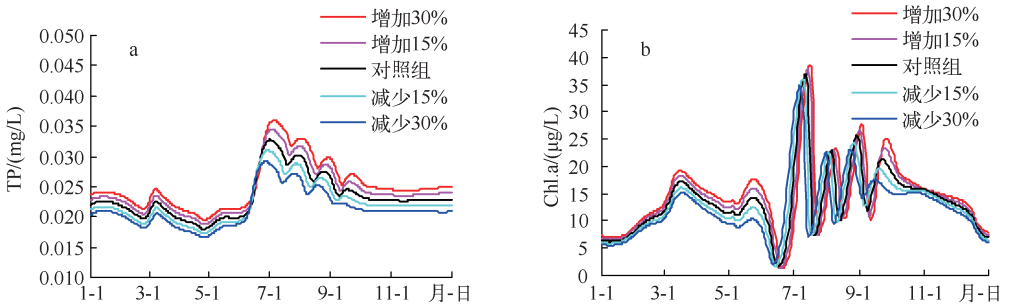


图 5 TP 调控与富营养化状态的投入响应

Fig. 5 Effects of nutrition input on eutrophic state from TP regulation

2.2.3 同时调控 TN 和 TP 根据模拟结果显示,对比原始状态,当洱海 TN、TP 入湖量共同增加 15% 和 30% 时,系统 TN 和 TP 浓度都出现明显的上升趋势(图 6a、图 6b),水体中 TN 年平均浓度从 0.5664 mg/L 提高到 0.6356 mg/L 和 0.6989 mg/L,分别增加了 12.22% 和 23.40%;系统中 TP 年平均浓度从 0.02327 mg/L 提高到 0.02473 mg/L 和 0.02582 mg/L,分别增加了 6.25% 和 10.94%;此时水体中 Chl. a 的年平均浓度也明显增加(图 6c),分别增加了 8.52% 和 14.80%。当洱海 TN 和 TP 入湖量同时削减 15% 和 30% 时,系统 TN 浓度呈现明显的下降趋势(图 6a),水体中 TN 年平均浓度从 0.5664 mg/L 降低到 0.4911 mg/L 和 0.4161 mg/L,分别

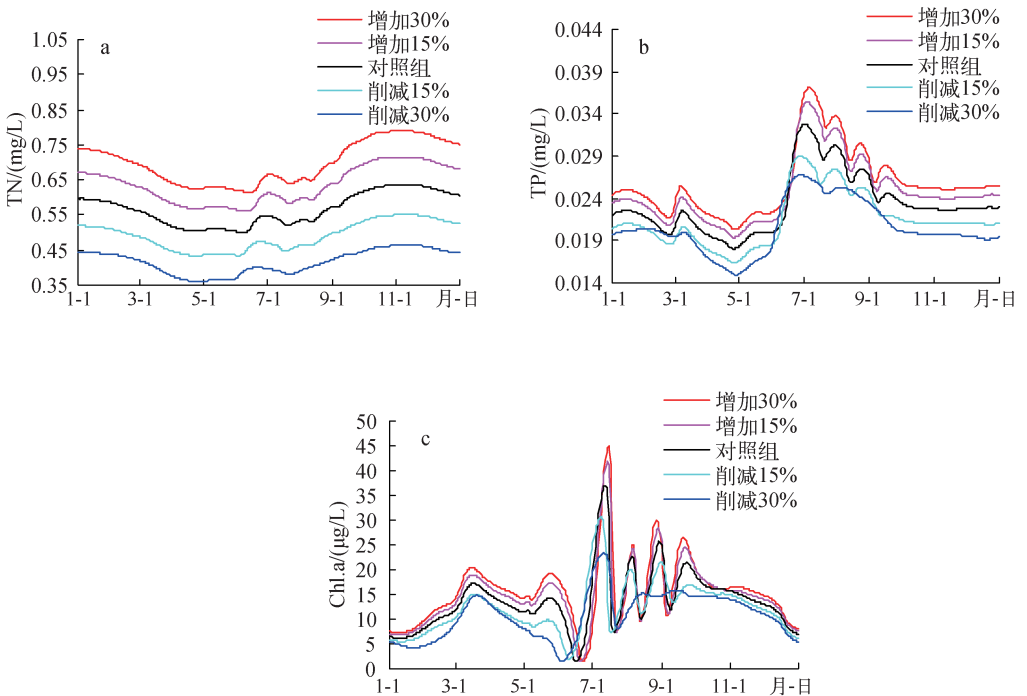


图 6 TN 和 TP 同时调控与富营养化状态的投入响应

Fig. 6 Effects of nutrition input on eutrophic state from TN and TP regulation at the same time

减少了 13.29% 和 26.54% ; 水体中 TP 年平均浓度亦出现明显降低 (图 6b), 从 0.02327 mg/L 降低为 0.02148 mg/L 和 0.02053 mg/L, 分别减少了 7.69% 和 11.77% ; 对于同时削减 TN、TP 入湖量, Chl. a 的反应更为灵敏 (图 6c), 水体中 Chl. a 的年平均浓度分别降低了 11.00% 和 21.28% .

2.3 营养物质浓度阈值

通过模型模拟研究发现, 当洱海水体 TN 浓度低于阈值 (0.34 mg/L), 即当外源 TN 输入量削减到 56.7% 左右时, 会对洱海的藻类年内群落结构演替产生转折性影响, 进而水体中 TN、TP 和 Chl. a 浓度都会相应改变. 由于外界 TN 输入量的大幅减少, 水体中 TN 浓度呈现明显下降趋势 (图 7a), 年平均浓度从 0.5664 mg/L 降低到 0.3116 mg/L, 减少了 44.97% . 由于并未改变系统的 TP 输入量, 且浮游动物生物量大幅降低对可溶性磷酸盐的消耗减少, 系统中 TP 浓度反而表现出增高趋势 (图 7b), 年平均浓度从 0.02327 mg/L 提高到 0.02950 mg/L, 增加了 26.74% . 同时水体中 TN 浓度的下降, 硅藻生物量剧增, 演变成洱海的优势种 (图 7c). 进而水体中的 Chl. a 年内分布曲线发生直观改变 (图 7d); Chl. a 含量明显下降, 年平均浓度比原始状态降低了 53.34% . 同时研究还发现, 在阈值下进一步降低 TN 浓度, 洱海的浮游植物生物量还会减少; 但保持阈值浓度的 TN 入湖量, 经过数年的积累, 系统中 TN 浓度依然会不断增高, 蓝藻生物量逐渐上升, 直到重新转变为优势种.

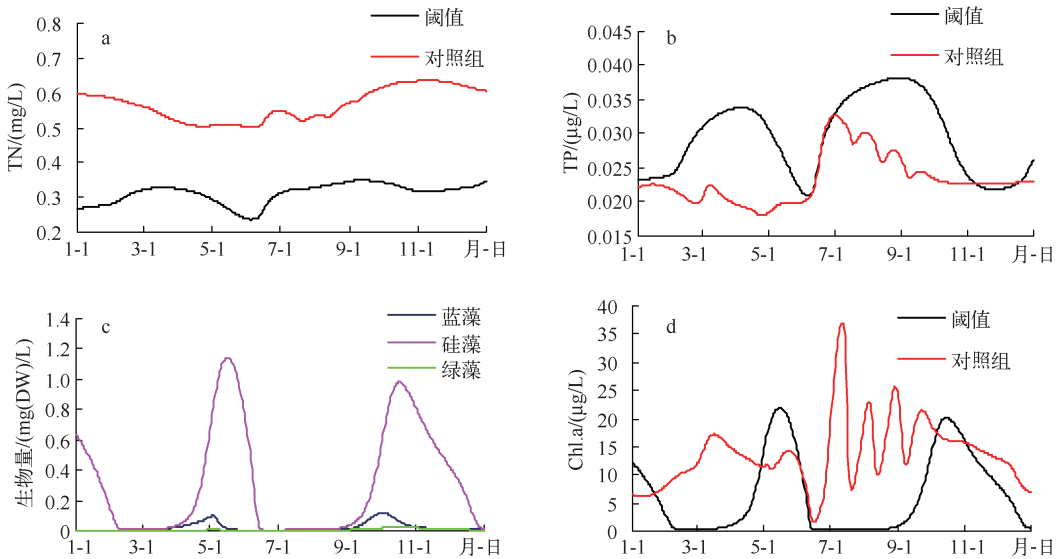


图7 富营养化状态在 TN 阈值处的变化

Fig. 7 Change of eutrophic state at the threshold of TN

3 讨论

在模型的验证结果中, 与实际水质情况相差较大的是 TP 的年内变化趋势 (图 2). 可能是由于模型所模拟年内 TP 浓度是受到藻类年内生长变化以及月均值入湖量响应两者综合影响, 与现实情况有所出入. 但更值得关注的是洱海作为一个换水周期较长的高原湖泊, 多年年内 TP 浓度变化差别巨大, 最低值与最高值差别高达 2 倍多. 造成这种情况的原因可能是洱海自身 TP 的本底值不高, 极容易受到外界剧增的 TP 输入量的干扰: 表现在年间就是不同年份间 TP 波动较大^[8], 受入湖量变化影响明显; 表现在年内就是雨季与旱季之间 TP 差别较大, 由于雨水冲刷带来大量的营养物入湖符合造成水体 TP 浓度剧增. 对比模型模拟的洱海 TN、TP 输入量的变化与水体 TN、TP 浓度的变化, 可以看出洱海氮磷与外界营养物输入量的变化速率有较好的响应关系, 反映了洱海生境的敏感性.

在富营养状态指标的选取上, 本文遵循了霍守亮等^[20]关于湖泊营养物基准指标选取的指导原则, 采用

了相对稳定的 TN、TP 和 Chl. a,同时辅以藻类群落演替变化。Jørgensen 早在 1983 年就发现浮游藻类的生长是富营养化的关键过程。Chl. a 是藻类光合作用的主要色素,最常用作藻类生物量的评价指标^[21]。抛开特定环境因素,营养物浓度对于藻类生长极为重要。在湖泊富营养化研究中,往往更侧重于磷的研究;但是根据洱海实地 NEB 藻类培养实验,发现藻类对氮磷反应都同样明显,因此同时选择 TN 和 TP 进行模拟。

水体富营养化过程与氮磷比密切相关,对于不同氮磷比下湖泊富营养化限制因子争议颇多^[22]。洱海的氮磷比年内变化特点是两头高、中间低,即冬季较高,从春季开始逐渐降低,直到夏季 6 或 7 月到达最低点,随后又开始升高;年平均氮磷比在 27 左右,模拟结果显示为氮磷同时限制。洱海 TN 输入量的控制模拟结果表明,水体中 Chl. a 含量对于增加同等百分比的响应小于削减同等百分比的响应;洱海 TP 输入量的控制模拟结果表明,Chl. a 响应在相近的同一百分比水平上;而 TN、TP 的共同削减增加明显呈现一定的协同效应,相对单独控制的结果更加明显。相较 TP 的削减,TN 的削减对于 Chl. a 的削减作用更加明显。研究利用模型还发现了可能存在的对于富营养化演变中藻类优势种转变的 TN 浓度阈值,当水体中 TN 浓度低于 0.34 mg/L 时,洱海会表现出以硅藻为优势种的年内演替变化,同时 Chl. a 浓度也大幅度下降,这种阈值水平接近于洱海历史富营养化进程中 1990s 初未发生蓝藻水华时的营养物水平^[6]。表明 TN 可能对洱海富营养化状态存在更明显的投入响应关系;但要想控制洱海富营养化进程,同时控制外界氮磷输入量的效果更优。

水体营养物的来源包括外源和内源,控制外源污染是治理内源污染的前提。内源污染多来自于长期沉积物底泥的释放。模型对氮磷在水体中的转化和循环做了较为完善的处理。由于扰动引起的底泥营养盐释放包括有机物分解、硝化作用(氮)等过程;模型对这些过程都进行了处理,并未单独把底泥释放作为一项处理,因此无法给出准确的的内源释放数据。根据彭文启等对洱海底泥与水体的污染物交换通量的计算,洱海污染物沉积量大于底泥释放量,洱海底质是一个污染汇的形式出现^[11],洱海的污染负荷主要来自外源。尽管如此,在模型运行初始,没有考虑可能存在的长期的内源底泥累积污染,因而可能造成本底值较低,是一个不足之处。

研究通过不确定性分析以及参考经验文献等方法确立的一套适用于洱海的生态系统模型参数,依然存在一些问题和不足:对洱海藻类的选取要更加丰富,更具代表性,并且能够很好地反映生长特性参数;需要收集更精准的更高质量的长期水质水文气象监测资料用以支持模型。今后研究还应该结合历史数据以及环境因素对营养物以及 Chl. a 的相关性关系作深入分析。这样才能更好地和模型结合提高模拟结果的可信度。

4 结论

1) 利用 Aquatox 模型,构建了洱海生态系统模型。模拟结果较好地吻合了洱海实际水环境状况,重现了营养物变化以及藻类演替规律;并在此基础上模拟分析了氮磷营养物投入对藻类生长水体 Chl. a 含量的影响。客观反映了洱海富营养化状况。

2) 洱海水体氮磷浓度对外界氮磷输入有着较为敏感的响应关系,不同的氮磷输入也对 Chl. a 含量产生相应的影响:TN 和 TP 的削减都对 Chl. a 含量有降低作用,TN 的作用更加明显;氮磷的增加对于 Chl. a 含量都略有提升;同时调控 TN、TP 具有协同作用,对 Chl. a 含量影响效果最明显。

3) 当外源 TN 输入量削减比例达到 43.3% 以上时,系统中 TN 浓度会处于 0.34 mg/L 的临界值甚至更低的水平,洱海中藻类优势种会发生明显变化,水体 Chl. a 含量明显降低,可以有效抑制洱海富营养化,避免大规模水华的暴发。

5 参考文献

- [1] 潘红玺,王云飞,董云生等.洱海富营养化影响因素分析.湖泊科学,1999,11(2):184-188.
- [2] 杜宝汉.洱海富营养化研究.湖泊科学,1992,14(2):86-92.
- [3] 杜宝汉.洱海生态环境恶化及综合治理对策研究.海洋与湖沼,1994,25(3):312-317.
- [4] 颜昌宙,叶春,刘文祥.云南洱海湖滨带生态重建方案研究.上海环境科学,2003,22(7):459-464.
- [5] Shapiro J. Blue-green algae: why they become dominant. Science, 1972, 179:382-384.
- [6] 李杰君.洱海富营养化探析及防治建议.湖泊科学,2001,13(2):187-192.
- [7] 王芸.洱海夏秋季蓝藻种群动态变化及水华成因分析.大理学院学报,2008,7(12):39-42.

- [8] 颜昌宙, 金相灿, 赵景柱等. 云南洱海的生态保护及可持续利用对策. 环境科学, 2005, **26**(5): 38-42.
- [9] 孔繁翔, 高 光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, **25**(3): 589-595.
- [10] Gibson G, Carlson R, Simpson J. Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs(EPA-822-B-00-001). Washington DC: United States Environment Protection Agency, 2000.
- [11] 彭文启, 王世岩. 洱海水质评价. 中国水利水电科学研究院学报, 2005, **3**(3): 192-198.
- [12] 王永平, 黄慧君, 王祖兴等. 洱海蒸发量计算及其特征分析. 大理科技, 2007, **2**: 9-13.
- [13] Park RA, Clough JS, Wellman MC *et al.* Nutrient criteria development with a linked modeling Aquatox. *National TMDL Science and Policy*, 2005, (18): 885-902.
- [14] 杨漪帆, 朱永青, 林卫青. 淀山湖富营养化控制的模型研究. 环境科技, 2009, **22**(2): 17-21.
- [15] 杨漪帆, 朱永青, 林卫青. 淀山湖蓝藻水华及其控制因子的模型研究. 环境污染与防治, 2009, **31**(6): 58-63.
- [16] 杜宝汉. 日中洱海生态调查. 海洋与湖泊, 1994, **25**(5): 532-538.
- [17] 彭文启. 洱海水质预测模型研究. 上海《水动力学研究与进展》杂志社第七届全国水动力学学术会议暨第十九届全国水动力学研讨会论文集(上册), 2005: 48-56.
- [18] 董云仙. 洱海藻类的初步研究. 云南洱海科学论文集. 昆明: 云南民族出版社, 1989.
- [19] 吕兴菊, 朱 江, 孟 良. 洱海水华蓝藻多样性初步研究. 环境科学导刊, 2010, **29**(3): 32-35.
- [20] 霍守亮, 陈 奇, 席北斗等. 湖泊营养物基准的制定方法研究进展. 生态环境学报, 2009, **18**(2): 743-748.
- [21] Snelder TH, Biggs BJB, Weatherhead MA. Nutrient concentration criteria and characterization of patterns in trophic state for rivers in Heterogeneous landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 2004, **40**(1): 1-13.
- [22] Daniel JC, Hans WP, Robert WH *et al.* Controlling eutrophication nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, **323**: 1014-1015.