

DOI: 10.19951/j.cnki.1672-9331.20221124001

文章编号: 1672-9331(2023)04-0064-12

引用格式: 胡国华, 黄款, 刘睿, 等. 基于土壤侵蚀方程的大通湖流域吸附态氮磷负荷估算[J]. 长沙理工大学学报(自然科学版), 2023, 20(4): 64-75.

Citation: HU Guohua, HUANG Kuan, LIU Rui, et al. Estimation of adsorbed nitrogen and phosphorus load in Datong Lake Basin based on soil loss equation[J]. J Changsha Univ Sci Tech (Nat Sci), 2023, 20(4): 64-75.

# 基于土壤侵蚀方程的大通湖流域吸附态氮磷 负荷估算

胡国华<sup>1,2</sup>, 黄款<sup>1</sup>, 刘睿<sup>1</sup>, 黄草<sup>1,3</sup>, 盛丰<sup>1,3</sup>

(1. 长沙理工大学 水利与环境工程学院, 湖南 长沙 410114; 2. 长沙理工大学 水沙科学与水灾害防治湖南省重点实验室, 湖南 长沙 410114; 3. 长沙理工大学 洞庭湖水环境治理与生态修复湖南省重点实验室, 湖南 长沙 410114)

**摘要:**【目的】大通湖的水质长期处于Ⅲ类及以下, 其主要超标污染物为总氮和总磷, 通过估算大通湖流域吸附态氮、磷污染负荷, 为大通湖地区水污染治理和水环境保护提供科学依据。【方法】该研究采用修正通用土壤侵蚀方程, 耦合吸附态氮、磷污染负荷模型估算研究区的吸附态氮、磷污染负荷, 重点分析大通湖流域吸附态氮、磷污染的空间分布特征。【结果】模型计算结果表明: 2020年, 大通湖流域土壤侵蚀总量为4 804.8 t, 平均土壤侵蚀模数为5.20 t/(km<sup>2</sup>·a), 吸附态氮、磷的负荷量分别为4.943、2.098 t, 对流域内各土地利用类型按吸附态氮、磷污染负荷模数由大到小排序依次为: 林地、耕地、建设用地; 按行政区域划分, 茅草街、青树嘴、乌嘴乡、明山头和河坝镇吸附态氮、磷污染较为严重; 按流域划分, 五七运河流域、苏河流域、大新河流域、大通湖西入湖区以及草阳渠片区氮、磷污染负荷较大。【结论】大通湖流域土壤侵蚀强度以微度侵蚀为主, 耕地是吸附态氮、磷的主要流失来源, 对于吸附态氮、磷流失较大的区域, 可以按照源头减量、过程拦截、末端治理的思路进行治理。同时适当调整农业种植结构、改进耕作方式、完善水土保持措施, 减少土壤流失量, 降低吸附态氮、磷污染物对水体的直接影响。

**关键词:** 大通湖流域; 土壤侵蚀方程; 吸附态氮、磷负荷; 非点源污染; 洞庭湖堤垸地区

中图分类号: X524

文献标志码: A

## 0 引言

大通湖是洞庭湖地区最大的内湖, 也是洞庭湖湿地保护圈的核心地带。近年来, 由于流域内城镇工业废水及生活污水等点源污染的排放以及农业生产和畜禽水产养殖等产生的非点源污染影响, 大通湖水质受到严重污染, 湖泊水质呈富营养化状态。据大通湖国控水质监测断面结果显示, 大通湖总磷(total phosphorus, TP)和总氮(total nitrogen, TN)指标超标严重, 水质长期为Ⅳ类~劣Ⅴ类, 距离水质控制目标Ⅲ类水质标准存在较大差距。改善大通湖水环境质量、保护洞庭湖地区

的水生态环境是实现长江经济带高质量发展、绿色发展的重要任务。

20世纪60年代, 欧、美等发达国家率先对流域或区域面源污染的定量化开展研究, 70年代后在世界各地逐渐受到重视<sup>[1]</sup>。几十年来, 流域或区域面源污染负荷量化方法与模型一直是人们研究的重点。一方面, 如以美国农业部为首的研究机构开发的一些农业面源污染方面的经验统计模型, 以简单的经验统计分析和长期平均负荷的粗略估计为特征, 包括通用土壤侵蚀方程(revised universal soil loss equation, RUSLE)和径流曲线方程, 在土壤侵蚀估算和降雨径流计算方面发挥了重要作用。另一方面, 人们利用数学模型开展面

收稿日期: 2022-11-24; 修回日期: 2023-03-25; 接受日期: 2023-04-04

基金项目: 国家自然科学基金项目(52179004)

通信作者: 胡国华(1965—)(ORCID: 0009-0006-0506-2966), 男, 教授, 主要从事水资源演变规律、水文模型与水文预报、水旱灾害形成机理及减灾技术、水生态修复理论与技术研究。E-mail: g.h.hu@163.com

源污染问题研究,比较成功的有斯坦福(Stanford)模型,该模型可以定量地分析计算河流中的生化需氧量和溶解氧含量<sup>[2]</sup>。20世纪70年代中期,面源污染模型研究取得重要进展,模型的建立以复杂的污染产生机理为基础,机理模型逐渐成为面源污染模型开发的主要方向<sup>[3]</sup>。我国非点源污染研究起步稍晚,但是目前已在全国范围内积累了丰富研究经验。如针对非点源污染负荷估算、时空变化特征以及关键源区识别等问题,国内学者在巢湖<sup>[4]</sup>、太湖<sup>[5]</sup>、鄱阳湖<sup>[6]</sup>和滇池<sup>[7]</sup>等流域已开展诸多研究。在洞庭湖流域,胡光伟等<sup>[8]</sup>对洞庭湖区的氮、磷污染开展了风险评价,结果表明,2019年环湖区TN、TP的负荷量分别为6.95、4.21万t/a,土地利用是农业非点源污染的最大影响因素。刘艳萍<sup>[9]</sup>对洞庭湖流域人类活动净氮、磷输入进行了评估,结果表明洞庭湖环湖区是主要输入源。秦迪岚等<sup>[10]</sup>研究发现洞庭湖流域氮、磷污染物主要来源于洞庭湖环湖区和湘江,且主要以农业生产和生活污染为主。卢少勇等<sup>[11]</sup>对洞庭湖区农业面源污染的研究表明,洞庭湖北部和西部的污染负荷较大,是面源污染的优先控制区。当前的研究成果表明,洞庭湖地区TN、TP年输出负荷比较大,洞庭湖环湖区仍面临着较为严重的非点源污染问题。大通湖流域位于非点源污染较严重的洞庭湖环湖区北部,为解决大通湖流域所面临的水环境问题,已有学者从不同角度开展了研究。戴婉晴等<sup>[12]</sup>对大通湖湖区水质进行了综合评价,并判断影响大通湖水质的主要因子是TP。沈新平等<sup>[13]</sup>针对大通湖区水生态、水安全和水利用三个方面构建了水资源管理考核指标体系。李玉山等<sup>[14]</sup>结合大通湖流域内自然地理特征、水环境和水生态等指标,将流域划分为不同控制单元,为流域水环境精细化、差异化管理提供对策。刘咏梅<sup>[15]</sup>将水动力和水质模型耦合,分析了枯水年水位条件下大通湖及各入湖河流TP含量的变化。李悦等<sup>[16]</sup>应用MIKE 21软件模拟了五七运河不同引水工况对大通湖水质的改善效果。李杨<sup>[17]</sup>针对大通湖富营养化问题,提出了利用沉水植物修复磷污染湖泊的方法。上述研究主要涉及大通湖水质评价、污染识别及水质模型等方面,目前有关大通湖流域非点源污染方面的研究开展较少,因此,

开展大通湖流域非点源污染负荷模拟及分布特征的研究具有重要的现实意义。

本文从土壤侵蚀的角度,应用RUSLE模型,在考虑吸附态氮、磷污染迁移途径的基础上,结合GIS技术建立大通湖流域吸附态非点源氮、磷污染负荷模型,估算流域内吸附态氮、磷污染负荷,并分析其空间分布特征,以期为大通湖流域的水污染治理和水环境保护提供科学依据。

## 1 研究区概况及数据来源

### 1.1 研究区概况

大通湖位于益阳市境内,东临洞庭湖,南与沅江市相连,西、北与南县、华容县相邻,由大通湖区管辖,湖面面积82.60 km<sup>2</sup>,环湖岸线长45.32 km,平均水深2.5 m,湖水容积约2.32亿m<sup>3</sup>。大通湖流域面积约924.71 km<sup>2</sup>,范围包括大通湖区全域、南县和沅江市部分区域,横跨14个乡镇。大通湖流域处于洞庭湖平原,地势较平坦,高程为20~40 m,土地利用类型主要以耕地为主,面积占比达84.71%。土壤类型主要为水稻土和潮土两大类,pH为7.5~8.5。气候类型属于中北亚热带季风湿润气候,冬季短夏季长,热量充足,雨水丰沛;多年平均气温16.6℃,最高气温41.8℃,最低气温-11.3℃;多年平均降雨量1238.8 mm,多年平均降雨天数136.3 d,多年平均日照1756.8 h;全年主导风向为北风,频率为29%,年平均风速2.75 m/s,最大风速19.3 m/s。

大通湖流域水系复杂,流域外被藕池河东支、沱江、草尾河、塞阳运河和胡子口河包围,流域内的河流主要有五七运河、苏河、大新河和右四兴河,同时由于农业发展以及防洪排涝的需求,流域内各类灌溉渠、电排渠和人工运河纵横交错,四通八达,大通湖流域水系及行政区划如图1所示。

### 1.2 数据来源

根据吸附态氮、磷污染负荷模型的需要,搜集了大通湖流域的降雨量、土壤质地、土地利用、DEM高程数据和土壤氮、磷背景含量等相关数据,见表1。

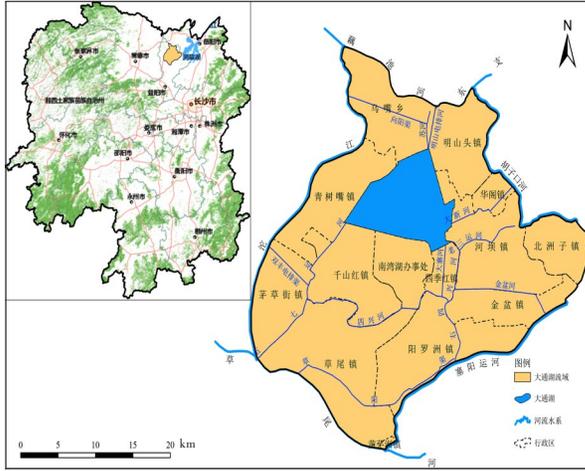


图1 大通湖流域水系及行政区划图

Fig. 1 Water system and administrative division map of Datong Lake Basin

表1 数据来源

Table 1 Sources of data

数据名称	格式	尺度	来源
降雨量	XSL	日、月降雨量	南县(罗文窑)水文站;明山头、大通湖、茅草街、大东口和塞阳等8个雨量站
土壤数据	TIFF	1 km×1 km	世界土壤数据库( <a href="https://www.fao.org">https://www.fao.org</a> )
DEM高程数据	TIFF	30 m×30 m	地理空间数据云( <a href="http://www.gscloud.cn">http://www.gscloud.cn</a> )
归一化植被指数	GRID	30 m×30 m	地理空间数据云( <a href="http://www.gscloud.cn">http://www.gscloud.cn</a> )
土地利用	TIFF	30 m×30 m	地理监测云平台( <a href="http://www.dsac.cn">http://www.dsac.cn</a> )
土壤氮、磷背景含量	TIFF	90 m×90 m	国家地球系统科学数据中心-土壤分中心( <a href="http://soil.geodata.cn">http://soil.geodata.cn</a> )

## 2 研究方法

### 2.1 土壤侵蚀模型

RUSLE是在美国土壤流失方程上进一步改进而来的,该模型应用广泛,准确性较高,充分考虑了影响土壤侵蚀的各种因素,其表达式如下:

$$X = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

式中: $X$ 为土壤侵蚀模数, $t/(hm^2 \cdot a)$ ;  $R$ 为降雨侵蚀力因子, $MJ \cdot mm/(hm^2 \cdot h \cdot a)$ ;  $K$ 为土壤可蚀性因子, $t \cdot hm^2 \cdot h/(hm^2 \cdot MJ \cdot mm)$ ;  $L$ 为坡长因子;  $S$ 为坡度因子;  $C$ 为植被覆盖与管理因子;  $P$ 为水土保持措施因子。  $L$ 、 $S$ 、 $C$ 、 $P$ 均为无量纲参数。

### 2.1.1 降雨侵蚀力因子

目前,在计算降雨侵蚀力因子 $R$ 的公式中,WISCHMEIER等<sup>[18]</sup>总结的经验公式使用得最为广泛,并在很多研究中取得了较好的效果,其表达式如下:

$$R = 17.02 \times \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10^{1.5 \lg \frac{r_i^2}{r} - 0.8188} \quad (2)$$

式中: $r$ 为流域内多年平均降雨量, $mm$ ;  $r_i$ 为多年各月份的月平均降雨量, $mm$ 。

### 2.1.2 坡度、坡长因子

坡度、坡长因子是土壤发生侵蚀的动力因素。坡度因子 $S$ 根据坡度的缓陡<sup>[19]</sup>,采用不同的计算公式:

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03, & \theta < 5^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.5, & 5^\circ \leq \theta < 10^\circ \\ 21.91 \sin \theta - 0.96, & 10^\circ \leq \theta \end{cases} \quad (3)$$

式中: $\theta$ 为坡度, $(^\circ)$ 。

目前不同学者计算坡长因子 $L$ 所采用的方法不一。孔锋等<sup>[20]</sup>考虑到水流的二维扩散性,将计算坡长因子所需的坡长转化为单位汇水面积来计算,转化后的坡长计算公式如下:

$$L_i = \frac{A_{out}^{m+1} - A_{in}^{m+1}}{D^2 \cdot x^m \cdot 22.13^m} \quad (4)$$

$$m = \begin{cases} 0.2, & \theta < 0.5^\circ \\ 0.3, & 0.5^\circ \leq \theta < 1.5^\circ \\ 0.4, & 1.5^\circ \leq \theta < 3^\circ \\ 0.5, & 3^\circ \leq \theta \end{cases} \quad (5)$$

式中: $L_i$ 为第 $i$ 个栅格的坡长因子;  $D$ 为DEM栅格数据分辨率, $m$ ;  $A_{in}$ 、 $A_{out}$ 分别为栅格入口和出口的汇水面积, $m^2$ ;  $x$ 为与栅格入口、出口水流方向相关的非累计坡长, $m$ ;  $m$ 为坡长指数。

### 2.1.3 土壤可蚀性因子

土壤可蚀性因子 $K$ 是表示土壤颗粒遭受水力侵蚀而转移的难易程度的一个参数,其值主要和土壤质地、颗粒组成以及有机物含量有关, $K$ 值越大,可蚀性越强。 $K$ 值可以参照WILLIAMS等<sup>[21]</sup>所建立的模型进行计算:

$$K = 0.1317 K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 \cdot K_4 \quad (6)$$

$$K_1 = 0.2 + 0.3 \exp \left[ -0.0256 S_1 \cdot \left( 1 - \frac{S_2}{100} \right) \right] \quad (7)$$

$$K_2 = \left( \frac{S_2}{S_2 + S_3} \right)^{0.3} \quad (8)$$

$$K_3 = 1 - \frac{0.25S_4}{S_4 + \exp(3.72 - 2.95S_4)} \quad (9)$$

$$K_4 = 1 - \frac{0.7 \times \left(1 - \frac{S_1}{100}\right)}{\left(1 - \frac{S_1}{100}\right) + \exp\left[22.9 \times \left(1 - \frac{S_1}{100}\right) - 5.51\right]} \quad (10)$$

式中: $S_1$ 为土壤砂粒含量,%; $S_2$ 为土壤粉粒含量,%; $S_3$ 为土壤黏粒含量,%; $S_4$ 为土壤有机碳含量,%。

#### 2.1.4 植被覆盖与管理因子

植被覆盖与管理因子 $C$ 定义为一定条件下有植被覆盖、采取田间管理措施土地的土壤流失量与同等面积下无植被覆盖、处于持续清耕状态下土地的土壤流失量的比值。蔡崇法等<sup>[22]</sup>通过回归分析的方法建立了植被覆盖及管理因子与植被覆盖度的关系式,计算公式如下:

$$C = \begin{cases} 1, & 0 < f < 0.097 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg f, & 0.097 \leq f < 78.3 \\ 0, & 78.3 \leq f \end{cases} \quad (11)$$

$$f = \frac{N - N_{\min}}{N_{\max} - N_{\min}} \quad (12)$$

式中: $f$ 为植被覆盖度; $N$ 为归一化植被指数。

#### 2.1.5 水土保持措施因子

水土保持措施因子 $P$ 是指在其他条件一致的情况下,采取了水保措施与未采取水保措施土地的土壤流失量比值,通常按照土地利用类型进行赋值。综合考虑大通湖流域的土地利用现状和耕作方式等因素,给耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地的水土保持措施因子分别赋值为0.3、0.5、1、0、0.1和1。

### 2.2 吸附态氮、磷负荷模型

参考前人的研究成果<sup>[23]</sup>,吸附态氮、磷污染负荷可采用下式计算:

$$I = X \cdot N \cdot E \cdot \varepsilon \quad (13)$$

式中: $I$ 为吸附态氮、磷污染负荷模数, $\text{kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ; $X$ 为土壤侵蚀模数, $\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ; $N$ 为泥沙输移比; $E$ 为氮或磷污染物富集率,无量纲; $\varepsilon$ 为表层土壤中氮或磷元素的背景含量, $\text{g}/\text{kg}$ 。

#### 1) 泥沙输移比。

泥沙输移比通常定义为在某段时间内,通过

渠道或河流某一断面的泥沙总量与该断面以上流域土壤侵蚀总量的比值,其主要与自然环境特征、人类活动等相关,如地形地势、泥沙粒径、土壤质地和土地利用方式等。在大尺度流域下,若按照该定义进行实测的话,实施起来较为困难,大通湖流域地势较平坦,土壤类型较少,而且土地利用类型主要以耕地和水域为主,因此在这类研究区域中可以根据不同子流域面积计算泥沙输移比<sup>[24]</sup>:

$$N = 0.4724A^{-0.125} \quad (14)$$

式中: $A$ 为子流域面积, $\text{km}^2$ 。

#### 2) 污染物富集率。

土壤受到侵蚀后,其中的有机物、细小土颗粒由于自身比表面积大,在产沙过程中极易吸附环境中的其他有机质,造成泥沙中氮、磷元素的含量要高于土壤本身氮、磷元素的含量,此即氮、磷元素在泥沙中的富集现象。已有研究发现,污染物富集率和土壤侵蚀量具有较强的相关性,呈现出明显的对数线性关系,当土壤侵蚀量越大时,污染物富集率会逐渐减小<sup>[25]</sup>。根据AUERSWALD<sup>[26]</sup>的研究,可采用下式计算泥沙中氮、磷污染物的富集率:

$$E = 2.53X^{-0.21} \quad (15)$$

### 2.3 子流域划分

大通湖流域内水系主要由大通湖和五七运河、四兴河、右四兴河、金盆河、大新河、苏河等连湖水系构成。苏河、大新河和五七运河是大通湖的主要入湖河流,同时湖边存在数量众多的通湖灌溉、排水渠道。右四兴河是大通湖非汛期唯一水流出口,在下游分别与老三运河、金盆河、四兴河交汇,经金盆河大东口闸流入东洞庭湖;在汛期,明山电排与大东口闸将开启,由明山电排渠和右四兴河向外排水,形成“三进两出”的局面。

由于研究区属洞庭湖平原堤垸地区,水系众多且复杂,因此在子流域划分上遵循以下原则:①根据研究区的地形地势、河流流向以及集水区范围等自然特征对流域进行划分,尽量保持主要流水系的完整性;②考虑河渠汇水特征和农田灌溉、排水因素,尽可能将由同一电排渠或自流沟渠灌溉的地块划入同一子流域。

根据以上原则,可将大通湖流域划分为14个子流域片区,如图2所示。

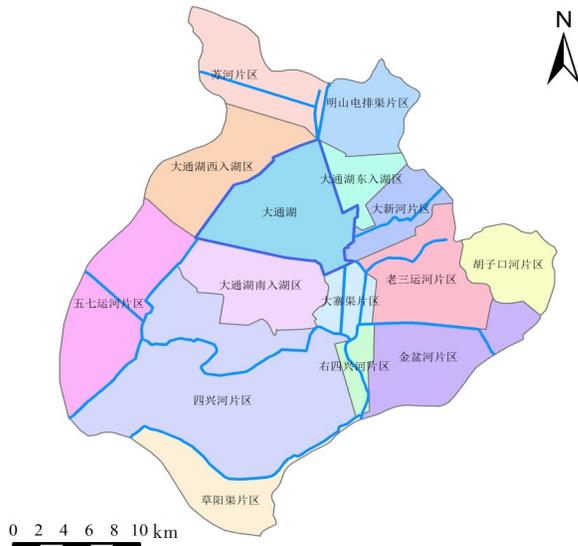


图2 大通湖流域子流域片区划分图

Fig. 2 Subwatershed division of Datong Lake Basin

### 3 结果和分析

#### 3.1 土壤侵蚀量及侵蚀模数估算

在GIS环境下统一地理坐标系、分辨率后,将土壤侵蚀模型中各计算因子的栅格数据相乘,最终得到大通湖流域土壤侵蚀模数的空间分布,如图3所示。

计算结果表明:2020年大通湖流域平均土壤侵蚀模数为 $5.20 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ,其中,耕地的平均土壤

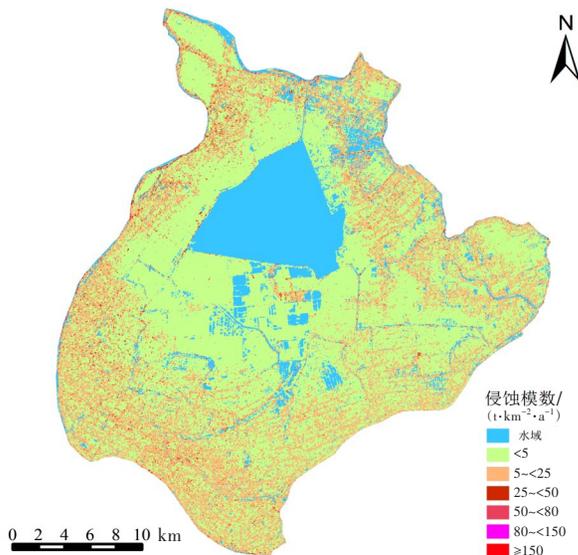


图3 大通湖流域土壤侵蚀模数空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution of soil erosion modulus in Datong Lake Basin

侵蚀模数为 $5.81 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ,林地的为 $21.44 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ,建设用地的为 $4.26 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 。土壤侵蚀总量约为 $4\ 804.8 \text{ t}$ ,其中耕地的贡献最大,其侵蚀总量达到了 $4\ 568.9 \text{ t}$ ,占 $95.09\%$ 。虽然林地的平均土壤侵蚀模数比较大,但是其面积相对于耕地而言很小,因此在侵蚀总量上占比很小。

按照土壤侵蚀分类分级标准可知,大通湖流域土壤侵蚀强度主要以微度侵蚀为主,仅存在部分轻度及以上侵蚀区域。造成这种分布情况的主要原因是大通湖流域位于洞庭湖冲积平原,山岗较少,地势较平缓,地形坡度主要集中在 $0\sim 10^\circ$ ,绝大部分土壤受到侵蚀的程度较弱,仅在河湖沟渠岸坡、局部疏林出现轻度及以上线状沟蚀或块状分布的面蚀。从图3中也可以看出,土壤侵蚀模数较大的区域主要分布在大通湖流域外围,以大通湖为中心的区域土壤侵蚀模数较小。

根据《益阳市水土保持规划(2016—2030年)》(以下简称《规划》),将益阳市第三次土壤侵蚀遥感监测调查数据与RUSLE模型的计算结果进行对比,结果见表2。

分析表2可知,黄茅洲镇、南湖湾办事处等乡镇的土壤侵蚀模数和侵蚀量与《规划》的结果相差较大。通过分析发现有以下几个影响因素:一是大通湖流域涉及的乡镇面积与《规划》中的调查面积不一致,如黄茅洲镇、茅草街镇、华阁镇和北洲子镇仍有部分区域不在划定的大通湖流域范围内。二是该《规划》的规划水平年是2015年,由于时间跨度较大,影响土壤侵蚀状况的因素发生了变化。流域内的水文站降雨数据显示,2020年长江中下游降雨量充沛,大通湖流域年降雨量达到了近十年最大,为 $1\ 554.7 \text{ mm}$ 。在较强的水力冲蚀下草尾、阳罗洲、乌嘴等乡镇的土壤侵蚀模数普遍增大,而南湖湾办事处土壤侵蚀模数显著减小则是因为土地利用方式有较大改变,部分陆地转为水域,由种植作物改为水产养殖。除此之外,植被覆盖度、水土保持措施对计算结果也有不同程度的影响。以上两个因素造成了两者之间的差异,总体上看采用RUSLE模型的计算结果仍在合理范围内,可以用于后续吸附态氮、磷负荷模型的计算。

表2 大通湖流域RUSLE模型计算结果与规划成果对比

Table 2 Comparison of RUSLE model calculation results and planning results in Datong Lake Basin

县、市、区	乡、镇、街道办	益阳市水土保持规划成果		RUSLE模型计算结果	
		土壤侵蚀量/(t·a <sup>-1</sup> )	土壤侵蚀模数/(t·km <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )	土壤侵蚀量/(t·a <sup>-1</sup> )	土壤侵蚀模数/(t·km <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )
沅江市	黄茅洲镇	114	0.90	15.43	8.46
	草尾镇	296	2.03	972.02	6.81
	阳罗洲镇	202	2.01	508.40	5.07
	四季红镇			47.84	2.69
南县	茅草街镇	859	8.53	569.12	9.74
	华阁镇	969	8.06	121.91	8.29
	青树嘴镇	161	1.99	220.10	2.96
	明山头镇	121	1.84	147.52	2.43
	乌嘴乡	52	0.71	254.72	3.49
大通湖区	金盆镇	692	14.84	614.20	12.82
	南湾湖办事处	722	17.31	90.91	2.16
	千山红镇	272	3.61	190.60	2.53
	北洲子镇	123	2.99	204.27	5.11
	河坝镇	1 191	6.82	851.66	8.96
合计		5 774		4 804.80	

3.2 吸附态氮、磷污染负荷估算

3.2.1 大通湖流域吸附态氮、磷负荷及空间分布

在RUSLE模型计算出的大通湖流域土壤侵蚀量的基础上,通过吸附态氮、磷污染负荷模型估算

得到:2020年,大通湖流域吸附态氮流失总量约为4.943 t,吸附态磷流失总量约为2.098 t,流域吸附态氮、磷的平均污染负荷模数分别为5.86、2.48 kg/(km<sup>2</sup>·a),其空间分布如图4~5所示。

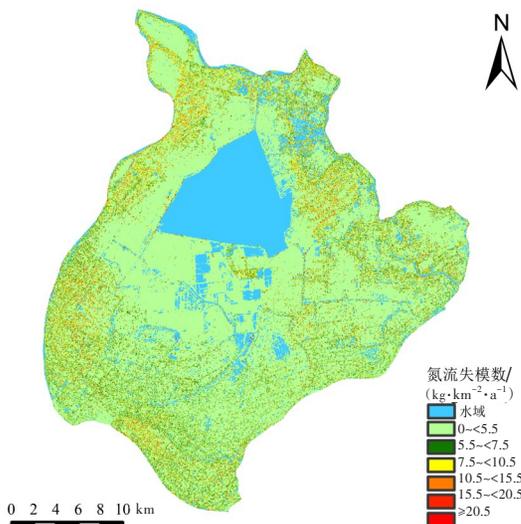


图4 大通湖流域吸附态氮空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution of adsorbed nitrogen in Datong Lake Basin

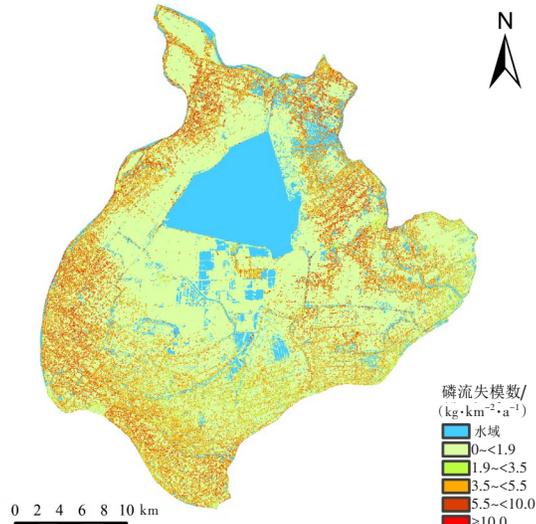


图5 大通湖流域吸附态磷空间分布图

Fig. 5 Spatial distribution of adsorbed phosphorus in Datong Lake Basin

3.2.2 不同土地利用类型吸附态氮、磷负荷

大通湖流域不同土地利用类型吸附态氮、磷污染负荷见表3。表3显示,耕地的氮、磷的负荷模数不大,但由于大通湖流域耕地面积占比大,从耕地流失的吸附态氮、磷负荷较大,其负荷量分别为4 795.25、2 044.11 kg,贡献率达到了97.31%和

97.72%;林地因为在大通湖流域内所占面积很小,所以氮、磷流失量也是其中最小的,但是其氮、磷负荷模数比其他土地利用类型的大得多,这说明大通湖流域林地的固氮、固磷能力较弱;建设用地由于下垫面大多被建筑物覆盖,土壤受到的水力侵蚀强度较弱,因此氮、磷污染负荷模数最小。

表3 大通湖流域不同土地利用类型吸附态氮、磷污染负荷

土地利用类型	面积/km <sup>2</sup>	氮			磷		
		负荷量/kg	负荷模数/(kg·km <sup>-2</sup> )	贡献率/%	负荷量/kg	负荷模数/(kg·km <sup>-2</sup> )	贡献率/%
耕地	783.57	4 795.25	6.1	97.31	2 044.11	2.61	97.72
林地	0.37	8.77	27.8	0.18	3.16	10.03	0.15
建设用地	24.87	123.68	5.2	2.51	44.57	1.87	2.13
水域	115.90	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00

### 3.2.3 不同行政区域吸附态氮、磷负荷

大通湖流域各乡镇吸附态氮、磷污染负荷见图6。图6表明,在氮、磷负荷总量上,草尾、阳罗洲、茅草街和河坝等7个乡镇的负荷量比较大,氮负荷量为388~972 kg,磷负荷量为165~422 kg,其中又以草尾镇最为突出,其吸附态氮、磷污染负荷量占比均最大,分别占总量的19.66%、20.08%。黄茅洲镇、四季红镇、南湾湖办事处和华阁镇的氮、磷污染负荷在总量上占比较小,其中黄茅洲镇和华阁镇的氮、磷污染负荷模数较大,但是其辖区划入大通湖流域的面积很小,因此在负荷总量上占比较小。从氮、磷污染负荷模数的大小来看,黄茅洲、草尾、茅草街和华阁镇的氮、磷污染负荷模数较大,氮、磷污染负荷模数为6.80~9.34、2.95~4.24 kg/km<sup>2</sup>,表明这些区域的吸附态非点源污染较为严重,应采取更合理的环境管理与保护措施。

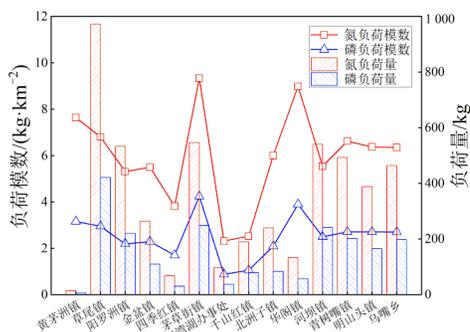


图6 大通湖流域各乡镇吸附态氮、磷污染负荷量及负荷模数  
Fig. 6 Adsorbed nitrogen and phosphorus pollution load and load modulus of each township in Datong Lake Basin

### 3.2.4 不同子流域吸附态氮、磷负荷

为了合理地比较各流域片区的负荷大小,将各流域氮、磷负荷量转化为平均负荷模数,如图7~8所示。从图7~8可以看出,不同子流域吸附态氮、磷负荷模数相差较大,氮、磷负荷模数最大的是草阳渠流域片区,最小的是大通湖南入湖区。与整个流域的平均负荷模数相比,大通湖流域吸

附态氮、磷负荷较大的区域分布在大通湖的西部和北部以及整个流域的东、南部分区域。

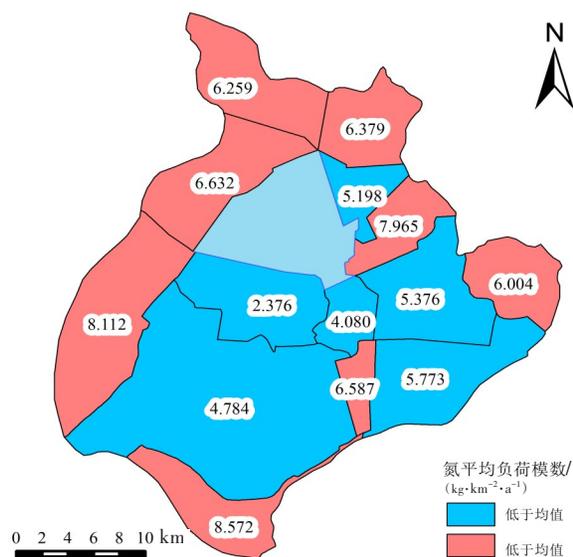


图7 大通湖流域各子流域吸附态氮平均负荷模数  
Fig. 7 Average load modulus of adsorbed nitrogen in each sub-basin of Datong Lake Basin

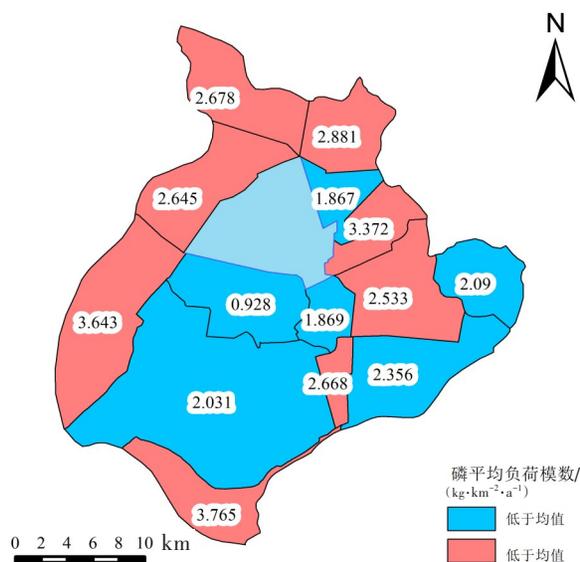


图8 大通湖流域各子流域吸附态磷平均负荷模数  
Fig. 8 Average load modulus of adsorbed phosphorus in each sub-basin of Datong Lake Basin

从大通湖流域的水系格局来看,直接入湖的河流主要有五七运河、大新河和苏河,而这三条河流所在的流域片区氮、磷负荷模数都偏高,污染负荷大,对大通湖的水质影响较大。同时,五七运河承担着大通湖生态补水的水质改善任务,是大通湖垸主要外部引水来源<sup>[27]</sup>。

从五七运河引入大通湖的水体水质要求较高,而五七运河作为五七运河片区的主要受纳水体,未经处理的氮、磷污染物进入五七运河后,会使其水质变差,从而影响大通湖水系连通后的水质改善效果。大通湖东入湖区、南入湖区和西入湖区是该地区农业生产的重点区域,它们与大通湖之间的水体交换主要通过沿岸各类灌溉沟渠和电排措施,水体的不断交换加剧了水沙演变,吸附态氮、磷污染对大通湖的影响也随之增大,计算结果表明西入湖区氮、磷负荷模数最大,南入湖区的最小。

从大通湖流域的土地利用类型来看,在各子流域土地利用类型中,耕地面积占比最大,均达到了80%以上。各个子流域的吸附态氮、磷负荷几乎都来自耕地,但是不同子流域土地利用情况不完全一致,造成吸附态氮、磷负荷模数大小不一。从图7-8可以看出,大通湖东入湖区、南入湖区和四兴河流域片区的吸附态氮、磷负荷较小。从遥感数据和卫星图片可以发现,这些片区的水域面积比其他子流域的大,其原因是该区域存在许多水产养殖的精养水塘。老三运河和胡子口河流域片区虽然吸附态氮、磷负荷也较小,但主要是因为该区域属于大通湖区城镇建设区域,建设用地集中、面积较大,地表硬化程度高,土壤侵蚀强度弱,产生的吸附态氮、磷污染负荷量较小。

### 3.3 讨论

#### 3.3.1 可靠性分析

本研究采用RUSLE模型耦合吸附态氮、磷污染负荷模型估算大通湖流域氮、磷污染负荷的误差主要来源于两个方面:土壤侵蚀量和泥沙输移量。将欧洲土壤数据中心下载的全球土壤侵蚀数据集的提取结果和本文大通湖流域的土壤侵蚀量计算结果进行对比<sup>[28]</sup>,所提取的研究区的平均土壤侵蚀模数为 $5.50 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ,而本文的计算值为 $5.20 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ,相对误差为 $-5.45\%$ ,误差较小,说

明本文方法的计算结果是合理、可靠的,可以用于吸附态氮、磷污染负荷的估算。而对于泥沙输移量,由于缺乏大通湖流域的泥沙监测数据,无法直接对泥沙输移量进行验证,本文采取确定子流域泥沙输移比的方法对整个流域的泥沙输移量进行估算,得到各子流域的泥沙输移比为 $0.241 \sim 0.338$ ,均值为 $0.291$ 。根据黎昔春等<sup>[29]</sup>和李林育等<sup>[30]</sup>学者的研究,洞庭湖流域泥沙输移比大致在 $0.27$ 左右,两者之间差距不大,以此为基础计算得到的吸附态氮、磷污染负荷在宏观上具有一定的可信度。

由于RUSLE模型不能描述污染物迁移的整个动态过程,污染物在此过程中存在的物理、化学和生物反应并未考虑在内,同时由于遥感数据精度的原因,土地利用类型并没有区分水田和旱地,这都会导致计算出的结果和实际存在一定偏差。

#### 3.3.2 防治措施建议

大通湖流域作为重要的农业生产基地,多年来大规模投饵养鱼及严重的农业面源污染,造成垸内河流、湖泊水环境不断恶化,加上垸内水系与外部水系连通程度低,导致水体自净能力差,加剧了水资源的污染程度,生态功能不断衰退。针对这些问题可采取以下防治思路:

1) 源头减量:科学调整化肥配方,减少氮、磷元素的原始输入;大力发展绿肥生产,减少化肥的使用;逐步开展病虫害绿色防控技术,控制化学农药的施用量。

2) 过程拦截:实行灌排分离,将排水沟改造为生态沟渠,利用水生植物对农田流失的氮、磷等养分进行拦截以及再利用,对于有条件的农田还可设置促沉净化装置,两者配合使用能更高效地改善水体环境<sup>[27]</sup>。

3) 末端治理:面源污染物经拦截后,余下不能处理的通过汇流收集,再进行末端净化。可在现有水塘、湿地等基础上进行改造,建设稳定塘和人工湿地等水质净化设施。

## 4 结论

1) 2020年,大通湖流域土壤侵蚀总量约为 $4\ 804.8 \text{ t}$ ,平均土壤侵蚀模数为 $5.20 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ,侵蚀强度主要以微度侵蚀为主;吸附态氮流失总

量约4.943 t,平均负荷模数为5.86 kg/(km<sup>2</sup>·a);吸附态磷流失总量约2.098 t,平均负荷模数为2.48 kg/(km<sup>2</sup>·a)。耕地是大通湖流域吸附态氮、磷污染的主要来源,占主导地位,氮、磷流失量较大的区域主要在草尾、阳罗洲、茅草街、河坝、青树嘴、明山头 and 乌嘴乡镇。

2) 不同子流域吸附态氮、磷负荷模数差异显著,负荷模数较大的是分布在大通湖周围的五七运河、大通湖西入湖区、苏河、明山电排和大新河流域片区,以及草阳渠、右四兴河、老三运河和胡子口河流域。

3) 对于吸附态氮、磷流失较大的区域,应根据现有条件,因地制宜地采用“源头减量、过程拦截、末端治理”的防治思路,同时适当调整农业种植结构、改进耕作方式、完善水土保持措施,降低氮、磷污染物对水体的直接影响。

#### [参考文献]

- [1] 杨淑静,张爱平,杨世绮,等.农业非点源污染现状分析及国内外研究进展[J].中国农业气象,2009,30(增刊1):82-85,89.DOI:CNKI:SUN:ZGNY.0.2009-S1-018.  
YANG Shujing, ZHANG Aiping, YANG Shiqi, et al. Status analysis of agricultural non-point source pollution and advances in domestic and overseas [J]. Chinese Journal of Agrometeorology, 2009, 30(sup 1): 82-85, 89. DOI: CNKI: SUN: ZGNY.0.2009-S1-018.
- [2] 夏军,翟晓燕,张永勇.水环境非点源污染模型研究进展[J].地理科学进展,2012,31(7):941-952.DOI:10.11820/dlkxjz.2012.07.013.  
XIA Jun, ZHAI Xiaoyan, ZHANG Yongyong. Progress in the research of water environmental nonpoint source pollution models [J]. Progress in Geography, 2012, 31(7):941-952. DOI: 10.11820/dlkxjz.2012.07.013.
- [3] 郑一,王学军.非点源污染研究的进展与展望[J].水科学进展,2002,13(1):105-110.DOI:10.3321/j.issn:1001-6791.2002.01.018.  
ZHENG Yi, WANG Xuejun. Advances and prospects for nonpoint source pollution studies [J]. Advances in Water Science, 2002, 13(1): 105-110. DOI: 10.3321/j.issn:1001-6791.2002.01.018.
- [4] 王雪蕾,王新新,朱利,等.巢湖流域氮磷面源污染与水华空间分布遥感解析[J].中国环境科学,2015,35(5):1511-1519. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2015.05.031.  
WANG Xuelei, WANG Xinxin, ZHU Li, et al. Spatial analysis on diffuse pollution and algal bloom characteristic with remote sensing in Chao Lake Basin [J]. China Environmental Science, 2015, 35(5): 1511-1519. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2015.05.031.
- [5] GUO H Y, WANG X R, ZHU J G. Quantification and index of non-point source pollution in Taihu Lake region with GIS [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2004, 26(2): 147-156. DOI: 10.1023/B:EGAH.0000039577.67508.76.
- [6] 马广文,王圣瑞,王业耀,等.鄱阳湖流域面源污染负荷模拟与氮和磷时空分布特征[J].环境科学学报,2015,35(5):1285-1291. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.1046.  
MA Guangwen, WANG Shengrui, WANG Yeyao, et al. Temporal and spatial distribution characteristics of nitrogen and phosphorus and diffuse source pollution load simulation of Poyang Lake Basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(5): 1285-1291. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.1046.
- [7] 严长安,杜展鹏,姚波,等.滇池宝象河流域氮磷流失空间格局解析[J].环境科学研究,2020,33(12):2695-2704. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2020.11.07.  
YAN Chang'an, DU Zhanpeng, YAO Bo, et al. Spatial pattern analysis of nitrogen and phosphorus losses in Baoxiang River watershed of Dianchi Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2020, 33(12): 2695-2704. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2020.11.07.
- [8] 胡光伟,冯海丽,马逸岚,等.洞庭湖流域氮磷污染风险评价与时空分布特征[J].长江流域资源与环境,2023,32(1):162-171. DOI: 10.11870/cjlyzyhj202301015.  
HU Guangwei, FENG Haili, MA Yilan, et al. Risk assessment and spatial-temporal distribution characteristics of nitrogen and phosphorus pollution in Dongting Lake basin [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2023, 32(1): 162-171. DOI: 10.11870/cjlyzyhj202301015.
- [9] 刘艳萍.洞庭湖流域人类活动净氮/磷输入(NANI/NAPI)时空分布评估[D].北京:北京林业大学,2019. DOI:10.26949/d.cnki.gblyu.2019.000230.  
LIU Yanping. Spatial and temporal distribution assessment of net nitrogen/phosphorus input (NANI/NAPI) of human activities in Dongting Lake basin [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2019. DOI: 10.26949/d.cnki.gblyu.2019.000230.
- [10] 秦迪岚,罗岳平,黄哲,等.洞庭湖水环境污染状况与来源分析[J].环境科学与技术,2012,35(8):193-198. DOI: 10.3969/j.issn.1003-6504.2012.08.042.  
QIN Dilan, LUO Yueping, HUANG Zhe, et al. Pollution status and source analysis of water environment in Dongting Lake [J]. Environmental Science &

- Technology, 2012, 35 (8) : 193-198. DOI: 10.3969/j.issn.1003-6504.2012.08.042.
- [11] 卢少勇,张萍,潘成荣,等.洞庭湖农业面源污染排放特征及控制对策研究[J].中国环境科学,2017,37(6):2278-2286. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2017.06.036.
- LU Shaoyong, ZHANG Ping, PAN Chengrong, et al. Agricultural non-point source pollution discharge characteristic and its control measures of Dongtinghu Lake [J]. China Environmental Science, 2017, 37 (6) : 2278-2286. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2017.06.036.
- [12] 戴婉晴,叶春,李春华,等.大通湖湖区水质时空分布特征及其影响因子解析[J].环境工程,2022,40(2):34-41. DOI: 10.13205/j.hjgc.202202006.
- DAI Wanqing, YE Chun, LI Chunhua, et al. Analysis of temporal and spatial characteristics of water quality and the impact factors in Datong Lake area [J]. Environmental Engineering, 2022, 40 (2) : 34-41. DOI: 10.13205/j.hjgc.202202006.
- [13] 沈新平,易巧惠,彭向训,等.基于主要信息含量的水资源管理考核指标体系构建:以大通湖为例[J].人民珠江,2017,38(3):32-35. DOI: 10.3969/j.issn.1001-9235.2017.3.008.
- SHEN Xinping, YI Qiaohui, PENG Xiangxun, et al. Construction of water resources assessment index system based on main information content: taking Datong Lake as an example [J]. Pearl River, 2017, 38 (3) : 32-35. DOI: 10.3969/j.issn.1001-9235.2017.3.008.
- [14] 李玉山,成应向,葛飞.大通湖流域水环境控制单元划分及其管控对策[J].环保科技,2022,28(1):9-16. DOI: 10.3969/j.issn.1674-0254.2022.01.002.
- LI Yushan, CHENG Yingxiang, GE Fei. Division of water environment control units in Datong Lake Basin and its control countermeasures [J]. Environmental Protection and Technology, 2022, 28 (1) : 9-16. DOI: 10.3969/j.issn.1674-0254.2022.01.002.
- [15] 刘咏梅. DYNHYD与WASP模型在复杂河网区的应用:以湖南省大通湖垸河湖连通为例[J].人民长江,2016,47(16):14-19. DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2016.16.004.
- LIU Yongmei. Application of coupled water quality model of DYNHYD and WASP in complex river network area: case of river and lake connectivity in Datong Lake area in Hunan Province [J]. Yangtze River, 2016, 47 (16) : 14-19. DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2016.16.004.
- [16] 李悦,李志威,胡旭跃,等.大通湖区水系连通工程改善水环境的效果评估[J].水资源与水工程学报,2021,32(4):116-123. DOI: 10.11705/j.issn.1672-643X.2021.04.16.
- LI Yue, LI Zhiwei, HU Xuyue, et al. Evaluation of improvement effect of the water system connection project on aquatic environment in the Datong Lake area [J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2021, 32 (4) : 116-123. DOI: 10.11705/j.issn.1672-643X.2021.04.16.
- [17] 李杨.大通湖水生植被重建过程中内源磷迁移转化机制研究[D].武汉:武汉大学,2020. DOI: 10.27379/d.cnki.gwhdu.2020.001454.
- LI Yang. Study on mechanism of endogenous phosphorus migration and transformation in the process of aquatic vegetation reconstruction in Datong Lake [D]. Wuhan: Wuhan University, 2020. DOI: 10.27379/d.cnki.gwhdu.2020.001454.
- [18] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning [M]. Washington DC: U. S. Dept. of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.
- [19] LIU B Y, NEARING M A, RISSE L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes [J]. Transactions of the ASAE, 1994, 37 (6) : 1835-1840. DOI: 10.13031/2013.28273.
- [20] 孔锋,王一飞,吕丽莉,等.不同DEM分辨率下的坡面土壤侵蚀模型的坡长因子提取对比研究[J].安徽农业科学,2017,45(29):104-108,123. DOI: 10.3969/j.issn.0517-6611.2017.29.033.
- KONG Feng, WANG Yifei, LYU Lili, et al. Comparison of slope length factor extraction in hillslope soil erosion model with different DEM resolution [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2017, 45 (29) : 104-108, 123. DOI: 10.3969/j.issn.0517-6611.2017.29.033.
- [21] WILLIAMS J R, RENARD K G, DYKE P T. EPIC: a new method for assessing erosion's effect on soil productivity [J]. Journal of Soil & Water Conservation. 1984, 8: 381-383. DOI: 10.3390/fl2091228.
- [22] 蔡崇法,丁树文,史志华,等.应用USLE模型与地理信息系统IDRISI预测小流域土壤侵蚀量的研究[J].水土保持学报,2000,14(2):19-24. DOI: 10.3321/j.issn:1009-2242.2000.02.005.
- CAI Chongfa, DING Shuwen, SHI Zhihua, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2000, 14 (2) : 19-24. DOI: 10.3321/j.issn:1009-2242.2000.02.005.
- [23] 余进祥,郑博福,刘娅菲,等.鄱阳湖流域泥沙流失及吸附态氮磷输出负荷评估[J].生态学报,2011,31(14):3980-3989. DOI: CNKI: SUN: STXB.0.2011-14-014.
- YU Jinxiang, ZHENG Bofu, LIU Yafei, et al. Evaluation of soil loss and transportation load of adsorption N and

- P in Poyang Lake watershed[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31 (14) : 3980–3989. DOI: CNKI: SUN: STXB.0.2011-14-014.
- [24] VANONI V A. Sedimentation engineering [M]. New York: American Society of Civil Engineers, 1975.
- [25] 叶芝茵, 刘宝元, 符素华, 等. 土壤侵蚀过程中的养分富集率研究综述[J]. *中国水土保持科学*, 2009, 7(1): 124–130. DOI: 10.3969/j.issn.1672-3007.2009.01.022. YE Zhihan, LIU Baoyuan, FU Suhua, et al. Review of research on enrichment ratio of nutrient in soil erosion process [J]. *Science of Soil and Water Conservation*. 2009, 7 (1) : 124–130. DOI: 10.3969/j.issn.1672-3007.2009.01.022.
- [26] AUERSWALD K. Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss[J]. *Soil Technology*, 1989, 2 (3): 271–277. DOI: 10.1016/0933-3630(89)90011-1.
- [27] 黄草, 刘启, 付蕾, 等. 洞庭湖北部地区多闸泵系统水资源优化配置模型及应用研究[J]. *长沙理工大学学报(自然科学版)*, 2022, 19(2): 37–48. DOI: 10.19951/j.cnki.1672-9331.2022.02.004. HUANG Cao, LIU Qi, FU Qiang, et al. Construction and application of the optimal water resources allocation model of the multi-gate & pump system in the northern part of Dongting Lake Area [J]. *Journal of Changsha University of Science & Technology (Natural Science)*, 2022, 19 (2) : 37–48. DOI: 10.19951/j.cnki.1672-9331.2022.02.004.
- [28] BORRELLI P, ROBINSON D A, FLEISCHER L R, et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion [J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 2013. DOI: 10.1038/s41467-017-02142-7.
- [29] 黎昔春, 张水云. 洞庭湖的泥沙输移特性[J]. *泥沙研究*, 2003 (2) : 73–76. DOI: 10.3321/j.issn: 0468-155X.2003.02.013. LI Xichun, ZHANG Shuiyun. Characteristics of Dongting Lake's sediment transport [J]. *Journal of Sediment Research*, 2003 (2) : 73–76. DOI: 10.3321/j.issn: 0468-155X.2003.02.013.
- [30] 李林育, 焦菊英, 陈杨. 泥沙输移比的研究方法及成果分析[J]. *中国水土保持科学*, 2009, 7(6) : 113–122. DOI: 10.3969/j.issn.1672-3007.2009.06.020. LI Linyu, JIAO Juying, CHEN Yang. Research methods and results analysis of sediment delivery ratio [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2009, 7 (6) : 113–122. DOI: 10.3969/j.issn.1672-3007.2009.06.020.

## Estimation of adsorbed nitrogen and phosphorus load in Datong Lake Basin based on soil loss equation

HU Guohua<sup>1,2</sup>, HUANG Kuan<sup>1</sup>, LIU Rui<sup>1</sup>, HUANG Cao<sup>1,3</sup>, SHENG Feng<sup>1,3</sup>

(1. School of Hydraulic and Environmental Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China; 2. Key Laboratory of Water and Sediment Science and Water Disaster Control of Hunan Province, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China; 3. Hunan Key Laboratory of Water Environment Treatment and Water Ecological Restoration in Dongting Lake, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410114, China)

**Abstract:** [Purposes] The water quality of Datong Lake has been in Class three or below for a long time, and the main pollutants exceeding the standard are total nitrogen and total phosphorus. By estimating pollution loads of adsorbed nitrogen and phosphorus in Datong Lake basin, it provides a scientific basis for water environment management and protection in Datong Lake area. [Methods] The study used the modified general soil erosion equation, coupled with the adsorbed nitrogen and phosphorus pollution loads model to estimate the adsorbed nitrogen and phosphorus pollution loads in the study area, focusing on analyzing the spatial distribution characteristics of adsorbed nitrogen and phosphorus pollution in the Datong Lake Basin. [Findings] The model calculation results showed that in 2020, the total soil erosion in Datong Lake Basin was 4804.8 t, the average soil erosion modulus was 5.20 t/(km<sup>2</sup>·a), the adsorption nitrogen and phosphorus loads were 4.943 t and 2.098 t, respectively. According to the adsorbed nitrogen and phosphorus pollution load modulus of each land use type in the basin, the order from large to small is: forest land, cultivated land, construction land. According to the

administrative area, Maocaojie, Qingshuzui, Wuzui, Mingshandou and Heba Town adsorbed nitrogen and phosphorus pollution were more serious; The load of nitrogen and phosphorus pollution in the Wuqi Canal basin, the Suhe River basin, the Daxin River basin, the Datong Lake West into the lake area, and the Caoyang Canal area are larger. **[Conclusions]** The soil erosion intensity in the Datong Lake basin is mainly slight erosion, and cultivated land is the main source of adsorbed nitrogen and phosphorus loss. For areas with large loss of adsorbed nitrogen and phosphorus, it can be controlled according to the ideas of source reduction, process interception, and end-treatment. At the same time, the agricultural planting structure should be adjusted appropriately, the farming methods should be improved, and the soil and water conservation measures should be improved to reduce the soil loss and reduce the direct impact of adsorbed nitrogen and phosphorus pollutants on the water bodies.

**Key words:** Datong Lake Basin; soil loss equation; adsorbed nitrogen and phosphorus loading; nonpoint source pollution; Dongting Lake polder area

---

**Manuscript received:** 2022-11-24; **revised:** 2023-03-25; **accepted:** 2023-04-04

**Foundation item:** Project (52179004) supported by the National Natural Science Foundation of China

**Corresponding author:** HU Guohua (1965—) (ORCID: 0009-0006-0506-2966), male, professor, research interest: evolution law of water resources, hydrological model and hydrological forecast, formation mechanism of flood and drought disasters and disaster reduction technology, theory and technology of water ecological restoration. E-mail: g.h.hu@163.com

(责任编辑:赵冰;校对:石月珍;英文编辑:汪进婷)