

太湖上游地区面源污染氮素入湖量模拟研究*

李恒鹏 杨桂山 黄文钰 李兆富 金 洋

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘 要 以太湖上游地区为研究对象,通过 TM/ETM 解译获取土地利用信息,应用 IDRISI 软件的水文分析模块,对太湖上游地区进行流域划分,选择代表性小流域进行野外监测,分析流域土地利用与河流水质的联系,估算林地、耕地产生径流的面源污染总氮浓度特征;在此基础上采用代表性流域实测参数与分布式水文模型相结合的思路,开发基于单元格网的面源污染模拟模型,应用 1980~2000 年水文站实测序列对模型进行率定和校验,模拟太湖上游地区面源污染总氮的空间分布及入湖量。研究结果显示,太湖上游地区林地产生径流的总氮浓度参数为 0.778 mg L^{-1} ,耕地产生径流的总氮浓度参数为 2.518 mg L^{-1} 。模型及参数在太湖上游地区具有较好的应用效果,验证区径流模拟的平均误差为 13%,总氮输出量模拟的平均误差为 11.6%。应用模型估算太湖上游面源污染总氮入湖量为 7632 t a^{-1} ,约占总入湖量的 40.8%。研究区内不同土地利用类型的面源污染总氮输出差异较大,其中耕地面源污染总氮输出量为 4289 t a^{-1} ,占面源污染输出总量的 56.20%,林地和城镇用地面源污染总氮输出量分别为 1849 t a^{-1} 和 1270 t a^{-1} ,占面源污染输出总量的 24.22% 和 16.64%。

关键词 太湖流域;总氮(TN);面源污染;土地利用

中图分类号 X524 **文献标识码** A

国内外已有较多研究证实面源污染是水环境恶化的重要因素之一^[1,2]。在太湖流域,自 20 世纪 90 年代出现大规模藻类水华爆发并诱发严重环境问题以来,引起各级政府和科学界的高度重视,实施了以工业点源污染达标排放为核心的“零点行动”方案,工业污染源得到有效削减,但由于面源污染未得到同步有效控制,太湖流域的水环境问题仍然非常严峻^[3]。为了实施水环境综合治理,进一步改善太湖水质,迫切需要合理评估流域面源污染对太湖水体的贡献。然而,因面源污染分布广泛,机理复杂,合理估算面源污染一直是水环境研究的重要难题^[4,5]。一些发达国家从 20 世纪末开始了非点源污染的估算和模拟研究,建立完善的水环境监测体系,并在此基础上发展了大量的水质模型,如 SWAT、AGNPS、HSPF、CREAMS 等^[6~8]。由于此类模型均涉及大量的土壤理化性质参数,与我国相关数据体系、标准和规范存在较大差异,很难在较大的区域得到推广和应用,仅在一些研究基础与数据积累较好的小流域进行尝试和探索^[9~11]。近年来我国开始重视代表性小区的实测研究,包括人工暴雨实

测、农田试验小区以及小流域的监测研究^[12~15],研究重点是揭示流域土地利用与营养盐流失的联系,分析不同土地利用类型面源污染流失特征,并探讨基于土地利用面源污染产出代表性参数的污染负荷估算方法。本研究针对太湖流域较为突出的面源污染及湖泊富营养化问题,以太湖上游地区为研究对象,采用代表性流域实测参数与分布式水文模型相结合的思路,探讨区域尺度流域面源污染估算的技术和方法,重点估算面源污染氮素的入湖量,为太湖流域水环境管理提供分析技术和重要参数。

1 材料与方法

1.1 研究流域概况

太湖流域三面临江滨海,一面环山,流域面积为 36895 km^2 。流域包括湖西区、浙西区、太湖区、杭嘉湖区、武澄锡区、阳澄淀泖区、浦东区和浦西区 8 个水利分区,其中太湖西部的湖西区和浙西区是流域上游的主体部分(如图 1),面积分别为 7897 km^2 和 5931 km^2 ,占太湖流域总面积的 37%,是本文的研

*国家自然科学基金项目(40401056)、国家“973”计划“课题(2002CB412310)和中国科学院知识创新项目(KZCX1-SW-12)联合资助

作者简介:李恒鹏(1973~),男,博士,副研究员,从事 GIS 与流域管理方面的研究工作。E-mail: hpli@niglas.ac.cn

收稿日期:2006-08-24;收到修改稿日期:2006-12-28

究区域,行政隶属于浙江和江苏两省,主要包括湖州市的安吉、长兴、湖州和常州市的溧阳、宜兴、常州等县(市)。研究区地貌类型包括山地丘陵及平原,两分区内山地丘陵面积占 52%,主要分布于西部和南部;平原面积约占 48%,分布于东部和北部。流域气候属亚热带季风气候,年平均降雨量约为 1 010~1 400 mm,自北向南逐渐增加,受地形影响,降雨量最大地区位于西南部的天目山区,降水集中于 4~9 月。流域水系包括湖西区的南溪水系、洮隔水系、浙西区的合溪水系和苕溪水系。湖西区水质污染严重,主要为劣类;浙西地区水质相对较好,以类水为主,上游山区为类和类水^[16]。流域地带性土壤为黄棕壤和红壤,农业土壤主要为水稻土。用地类型主要包括耕地、林地、水体和城镇用地,其中耕地占研究区面积的 52.68%、林地占 30.92%、城镇用地占 7.84%。



图 1 研究区在太湖流域中的位置

Fig. 1 Location of study area in the Taihu Basin

1.2 野外监测与样品分析

流域出口污染物代表产汇流过程的最终产出,建立流域出口浓度与流域不同土地利用的联系是分布式水文模型与污染负荷估算相结合的基础。为获取单一用地类型与输出径流面源污染浓度的关系,在太湖上游流域选择代表性子流域实施野外监测,子流域选择按照以下原则:一是子流域分布于上游地区,使其成为独立的地理单元,可以排除外界水源的影响;二是子流域内无大的城镇分布,无重要点源排放,使出口监测能够反映流域面源污染特征;三是子流域用地结构相对简单,以单一用地为主,便于揭示不同用地类型与流域出口浓度的联系;四是子流域面积一般在 50 km²以上,因为研究区内 50 km²左右及更大的小流域常年具有稳定的流量,流量过程

线具备流域水文的基本特征,因此,以 50 km²左右或更大的小流域建立土地利用与出口浓度的关系更具有代表性。根据以上原则选择子流域共计 8 个,流域水质监测采用代表性暴雨径流采样监测方法,全年共分 3 次采样,分别在梅雨期、台风雨期和枯水期采集。由于研究区的泄洪过程一般在 2~3 日内结束,每次采样过程选择降雨后期或降雨之后 1~2 日内完成,子监测工作分别在 2004 年 5~7 月、2004 年 9 月和 2004 年 11~12 月完成。为了对面源污染氮素输出量模拟结果进行验证和评价,选择相对独立、自然河流网络保持较好的苕溪水系,在西苕溪流域主干河流设置断面进行监测。样品监测水质指标为总氮,采用常规分析方法。

1.3 模型开发

基于单元格网的分布式水文模型能够反映下垫面因子空间分布对流域水循环过程的影响,便于揭示土地利用方式与面源污染输出的联系。本研究水文运算采用 Deursen 和 Kwadijk 1994 年在莱茵河流域发展的 RHNEFLOW 模型的基本结构,该模型是以蓄满产流为概念结构的降水径流模型,适合应用于太湖流域,在欧洲的莱茵河流域、印度克利斯那天流域、越南的香水河流域等大流域均有较为成功的应用^[17~20]。面源污染氮素输出量模拟模型采用流域实测参数与单元格网产流运算相结合的思路,在分布式水文模型的基础上进行拓展,增加面源污染估算模块,模型运算代码采用意义明确的 BLAISE 脚本语言进行开发,并与 GIS 进行集成。模型的主要结构描述如下:

$$R(x, y, t) = P(x, y, t) + AE(x, y, t) + dS(x, y, t) \quad (1)$$

$$S(x, y, t) = SS(x, y, t) + GWS(x, y, t) \quad (2)$$

$$TNLoad(x, y, t) = A \times R(x, y, t) \times EMC_{TN} \quad (3)$$

(x, y) 代表格网的位置, R 为径流, P 为降水, AE 为实际蒸发量, S 为储水量, dS 为储水量的变化, SS 为土壤含水量和浅层地下水含水量, GWS 为深层地下水含水量, EMC 为暴雨事件平均浓度, $TNLoad$ 为总氮输出, A 为单位转换系数。

1.4 数据收集与整理

模型运行需要月降水量、月平均温度、土地利用、土壤质地、地形坡度、流向、不同土地利用暴雨径流浓度参数等流域水文、水环境、气象以及下垫面信息。各流域要素信息均需要网格离散化处理,本文选择 Albers 等面积投影作为各图层的数学基础,投影的椭球体采用我国较常用的克拉索夫参数,格网

的大小设置为 300 m。运算的基本时间间隔为月,流域月降水量、月平均温度采用研究区及其周边地区气象站的实测序列,应用反距离加权平均插值(Inverse distance weighted interpolation, IDW)方法,生成各月降雨量和平均温度栅格图。数字地形通过数字化 1:5 万地形图而建立,并转换为 300 m 的网格,使其与其他流域信息保持一致。应用 IDRISI 的地形分析模块计算获得坡度分布图、流向分布图和监测流域分布图,坡度单位采用度。土地利用数据采用 TM/ETM 卫星影像目视解译结果,分别获取 1985、1995 和 2000 年三个时段土地利用信息,应用于长序列模型率定、验证和氮素输出量估算。土壤数据采用 1:50 万土壤类型分布图,土壤质地根据土壤志中各土壤类型的粒度组成来确定。研究区林地、耕地产出径流总氮浓度参数根据代表性流域实测进行估算,居民地产出径流总氮浓度参数采用作者 2004 年在太湖上游地区湖滢和丁蜀镇的地表径流空间采样统计结果,采用空间均匀采样方法,考虑临前降雨条件的差异,共采集 74 个样品,具有很好的代表性,统计结果显示城镇总氮浓度为 1.790

mg L^{-1} [21]。

2 分析过程与结果

2.1 水文模拟的参数率定和验证

流域降水径流过程与面源营养盐污染物产出、输移密切联系,径流模拟效果是影响面源污染输出量估算精度的重要因素。为了获取稳定、良好的径流模拟结果,应用长系列水文实测数据对模型参数进行率定和验证。率定区选择水力关系明晰的西苕溪流域,径流序列采用西苕溪流域下游范家村水文站的实测序列,控制流域面积为 1 950 km^2 。模型运行时间设定为 1979~2000 年,其中 1979 年为模型预热期,目标是确定合适的初始值;1980~1989 年为模型参数率定期,采用 1985 年土地利用数据;1990~2000 年为模型验证期,采用 1995 年土地利用数据。率定参数应用“试错法”和“自动参数估算法”相结合的方法。为了检验模型在太湖上游地区的产流模拟精度,拟选择太湖流域管理局 1991、1999 年汛期产水量计算结果进行比较 [22,23]。

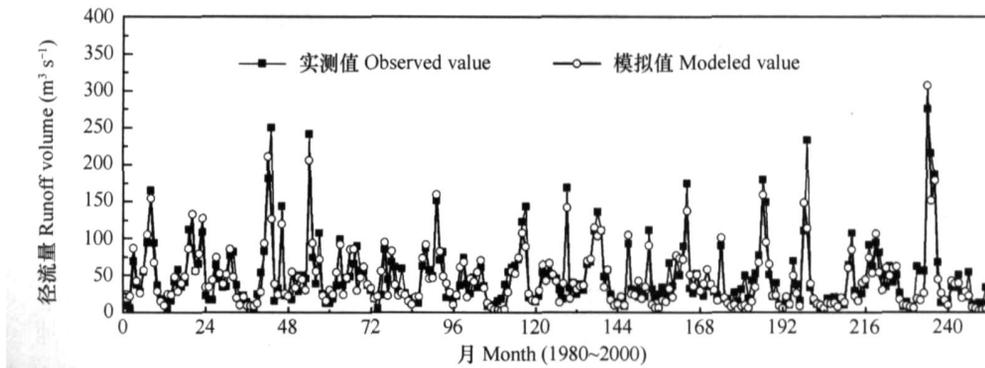


图2 月径流量模拟值与实测值比较

Fig. 2 Comparison of modeled and observed monthly runoff

图2为模型率定期和验证期计算值与观测值的比较结果,总体来看,月径流量模拟值与观测值拟合良好。模型率定期月径流量确定性系数为 0.76,年径流量平均误差仅为 8%;模型验证期月径流量的确定性系数为 0.74,年径流量平均误差为 13%,证实模型的稳定性良好,具有较好的预测能力。应用率定参数计算 1980~2000 年太湖上游地区的产流量,将 1991 年 5~9 月、1999 年 5~9 月模拟结果分别与太湖流域管理局同期计算结果进行比较,两者差异分别为 4.5%、13.7%,基本上在模型验证序列的误差范围之内,证实模型对太湖上游地区径流量模拟具有稳定、良好的应用效果。

2.2 流域土地利用类型与面源污染总氮输出的关系

为了模拟流域空间单元格网的面源污染产出,需要建立流域土地利用与面源污染输出的联系。已有的研究证实流域土地利用与面源污染产出密切相关,在降雨径流事件中流域出口浓度相对稳定 [15],因此,分析流域用地结构与出口浓度的关系,估算不同土地利用类型产出径流浓度特征,是基于单元格网流域水文、水质模拟的关键参数。为获取单一用地类型产出径流浓度特征参数,应用 GIS 流域分析和空间叠加方法,以监测点为出口进行流域划分,统计监测流域的用地结构特征。研究区实施监测的 8 个流域中,其中 4 个流域在浙西区龙王山自然保护

区及其周边地区,林地面积占 90%左右,此外还包括少量山顶草甸,均为人类活动影响较少的土地利用方式,可以代表林地产出径流的面源污染流失特征,基于 4 个实测流域统计结果,估算出研究区林地产出径流的总氮浓度为 0.778 mg L^{-1} ,如表 1 所示。

表 1 流域林地产出径流总氮浓度统计结果

Table 1 Statistical values of total nitrogen concentration in runoff from forest land

流域编号 Catchment number	面积 Areas (km^2)	林地 Forestland (%)	总氮 TN (mg L^{-1})
1	62.97	93.76	0.784
2	105.1	91.64	0.822
3	122.2	89.34	0.769
4	254.8	89.85	0.736
平均值 Mean	136.3	0.911	0.778

表 2 流域耕地产出径流总氮浓度统计结果

Table 2 Statistical values of total nitrogen concentration in runoff from farm land

流域编号 Catchment number	流域面积 Areas (km^2)	耕地面积 Farmland areas (%)	流域出口径流 TN 浓度 Total N concentration of runoff from the watershed outlets (mg L^{-1})	耕地径流面源污染 TN 浓度 Total N Concentration of runoff from farmland (mg L^{-1})
5	176.2	53.08	1.671	2.692
6	291.8	55.64	1.386	2.039
7	392.9	59.30	2.027	3.175
8	46.28	40.63	1.403	2.166
统计值 Statistical value	226.8	52.16	1.621	2.518

2.3 太湖上游面源污染氮磷输出量模拟结果分析

基于以上获取的参数对太湖上游流域产流量、总氮输出量进行模拟,图 3 分别为 2000 年土地利用分布图、单元格网产流量模拟图和单元格网总氮输出量模拟图。流域内耕地面积占 52.68%,林地占 30.92%,城镇用地占 7.84%,水体占 5.86%,其他用地占 2.70%,包括园地、草地和滩涂。由于园地、草地和滩涂所占比例极少,对模拟结果影响较小,模拟过程中按照下垫面水力特性以及受人类活动的影响程度对土地利用类型进行归并,如将园地、滩涂与林地归并,草地与耕地归并。为验证面源污染总氮产出量的模拟精度,选择安吉县城以上的西苕溪水系及其流域为验证区,该区以农业为主,河流的总氮指标基本上代表面源污染的贡献,面积为 1291 km^2 。将实测数据与模拟数据进行比较,各监测点平均误差为 11.6%,最大误差为 25.08%。证实模型可以较好地模拟太湖上游地区的面源污染氮素贡献。应

估算耕地产出径流浓度参数的 4 个流域如表 2 所示,耕地面积均为 50%左右,其他用地类型主要是林地,流域出口是流域内耕地和林地产出的综合反映,如选择研究区下游耕地分布集中的子流域进行监测,又不能保证流域独立性,同时还受大的城镇及工业点源的影响。为估算耕地产出径流浓度参数,采用公式(4)可以剔除林地和居民地的影响,计算公式如下:

$$EMC_{耕} = (R_{总} \cdot O - R_{林} \cdot EMC_{林} - R_{居} \cdot EMC_{居}) / R_{耕} \quad (4)$$

式中, EMC 为某一土地利用类型的径流面源污染浓度; $R_{总}$ 为子流域径流总量; $R_{林}$ 、 $R_{耕}$ 和 $R_{居}$ 分别为相应土地利用类型的产流量; O 为流域出口监测的污染物浓度。计算结果见表 2,估算出研究区耕地产出径流的 TN 浓度为 2.518 mg L^{-1} 。

用空间统计方法对整个太湖上游地区产流量与面源氮素输出进行统计,计算太湖上游地区的产流量 $5.55 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$,面源污染总氮输出量为 7632 t a^{-1} ,其中耕地面源污染总氮输出量为 4289 t a^{-1} ,占总量的 56.20%,林地面源污染总氮输出量为 1849 t a^{-1} ,占总量的 24.22%,城镇用地面源污染总氮输出量为 1270 t a^{-1} ,占总量的 16.64%,其他用地面源污染总氮输出占总量的 2.95%。

由于本研究缺乏池塘、水库及湖泊水体的详细实测资料,未考虑水体对面源污染的贡献,可能会导致估算结果略低;因未考虑骨干河网对总氮的降解特征,这会导致估算结果偏高;此外,因模型采用不同用地类型的产出径流浓度参数,未能考虑不同区域耕地施肥量的差异,监测频次较少等也会给模型估算结果带来一定的误差。尽管模型尚缺乏考虑以上因素,但由于模型能够反映研究区 90%以上的林地、耕地和城镇用地的面源氮素输出,因此模拟结果

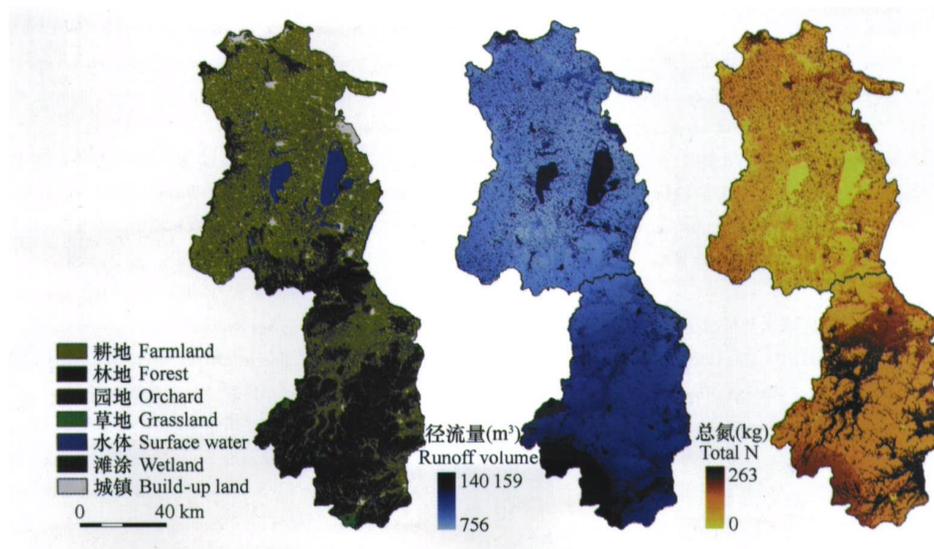


图3 太湖上游地区径流量与面源污染氮素输出分布

Fig. 3 Distribution of runoff and nonpoint source nitrogen in the upriver region of the Taihu Basin

基本上可以说明太湖上游地区面源污染总氮的贡献量,在太湖流域水质控制和管理中具有较好的参考价值。将太湖上游地区面源污染模拟结果与已有入湖通量实测研究成果进行初步比较^[24],发现面源污染总氮的贡献量约占 40.8%,证实面源污染物对太湖水体污染具有较大贡献。

3 结 论

本研究提出将代表性流域实测参数与单元格网产流运算相结合的建模思路,并建立面源污染输出量模拟模型,在太湖上游地区具有较好的应用效果,验证区总氮输出量模拟平均相对误差为 11.6%,证实该模型在太湖流域环境规划与管理中具有较好的应用价值。通过选择 50 km²左右或更大的小流域进行野外实测,建立流域用地面源污染产出与河流水质的联系,估算出研究区不同土地利用的产出径流浓度参数,其中林地产出径流的总氮浓度参数为 0.778 mg L⁻¹,耕地产出径流的总氮浓度参数为 2.518 mg L⁻¹。应用模型模拟太湖上游地区面源污染总氮的空间分布及入湖量,结果显示面源污染总氮入湖量为 7 632 t a⁻¹,约占总入湖量的 40.8%,其中耕地面源污染总氮输出量为 4 289 t a⁻¹,占面源污染输出总量的 56.20%,林地和城镇用地面源污染总氮输出量分别为 1 849 t a⁻¹,占面源污染输出总量的 24.22%和 16.64%。由于模型尚缺乏考虑水体养殖造成的面源污染贡献、骨干河道的降解过

程以及点源污染等,今后工作将进一步与河流、湖泊模型进行集成,并考虑点源污染的贡献,使模型更为完善。

致 谢 中国科学院南京地理与湖泊研究所“湖泊-流域基础数据库”为本项研究提供了部分地理数据,特此致谢。

参 考 文 献

- [1] Tim U S, Jolly R. Evaluating agriculture nonpoint source pollution using integrated geographic information systems and hydrologic/ water quality model. *J. Environ. Qual.*, 1994, 23(1): 25 ~ 35
- [2] 杨桂山,王德建. 太湖流域经济发展-水环境-水灾害. 北京:科学出版社,2003. 119~131. Yang G S, Wang D J. Economic Development, Water Environment, and Flood in Taihu Basin (In Chinese). Beijing: Science Press, 2003. 119 ~ 131
- [3] 黄文钰,杨桂山,许朋柱. 太湖流域“零点”行动的环境效果分析. 湖泊科学, 2002, 14(1): 67 ~ 71. Huang W Y, Yang G S, Xu P Z. Environmental effects of “Zero” actions in Taihu Basin (In Chinese). *Journal of Lake Sciences*, 2002, 14(1): 67 ~ 71
- [4] 贺维生,傅伯杰,陈利顶. 非点源污染的管理及控制. 环境科学, 1998, 19(5): 87 ~ 91. He C S, Fu B J, Chen L D. Non-point pollution control and management (In Chinese). *Environment Science*, 1998, 19(5): 87 ~ 91
- [5] 王宗志,金菊良,洪天求. 巢湖流域非点源污染物来源的模糊聚类对应分析方法. 土壤学报, 2006, 43(2): 328 ~ 331. Wang Z Z, Jin J L, Hong T Q. Fuzzy clustering based correspondence factor analysis method for non-point source pollution in Chaohu drainage basin (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(2): 328 ~ 331
- [6] Chen C W, Gherini S A, Judson R J M, et al. Integrated Lake — Watershed Acidification Study, Volume 1: Model Principles and Application Procedures. Electric Power Research Institute, Palo Alto, Cali-

- fornia, EA-3221, Volume 1, 1983
- [7] 罗定贵, 王学军, 孙莉宁. 水质模型研究进展与流域管理模型 WARMF 评述. 水科学进展, 2005, 16(2): 289 ~ 294. Luo D G, Wang X J, Sun L N. Progress in study of water quality model and review of river basin management model WARMF (In Chinese). Advances in Water Science, 2005, 16(2): 289 ~ 294
- [8] Young R A. AGNPS: A non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. Journal of Soil and Water Conservation, 1989, 6(2): 168 ~ 173
- [9] 焦峰, 秦伯强, 黄文钰. 小流域水环境管理——以宜兴湖滏镇为例. 中国环境科学, 2003, 23(2): 220 ~ 224. Jiao F, Qin B Q, Huang W Y. Management of water environment in small watershed with Hufu town of Yixing city as example (In Chinese). China Environmental Science, 2003, 23(2): 220 ~ 224
- [10] 洪华生, 黄金良, 张珞平, 等. AnnAGNPS 模型在九龙江流域农业非点源污染模拟应用. 环境科学, 2005, 26(4): 63 ~ 69. Hong H S, Huang J L, Zhang L P, *et al.* Modelling pollutant loads and management alternatives in Jiulong River watershed with AnnAGNPS (In Chinese). Environmental Science, 2005, 26(4): 63 ~ 69
- [11] 邢可霞, 郭怀成, 孙延枫, 等. 基于 HSPF 模型的滇池流域非点源污染模拟. 中国环境科学, 2004, 24(2): 229 ~ 232. Xing K X, Guo H C, Sun Y F, *et al.* Simulation of nonpoint source pollution in Lake Dianchi basin based on HSPF model (In Chinese). China Environmental Science, 2004, 24(2): 229 ~ 232
- [12] 梁涛, 张秀梅, 章申, 等. 西苕溪流域不同土地类型下氮元素输移过程. 地理学报, 2002, 57(4): 389 ~ 396. Liang T, Zhang X M, Zhang S, *et al.* Nitrogen elements transferring processes and fluxes under different land use in West Taixi Catchment (In Chinese). Acta Geographica Sinica, 2002, 57(4): 389 ~ 396
- [13] 段永惠, 张乃明, 张玉娟. 施肥对农田氮磷污染物径流输出的影响研究. 土壤, 2005, 37(1): 48 ~ 51. Duan Y H, Zhang N M, Zhang Y J. Effect of fertilizer application on nitrogen and phosphorus loss with farmland runoff (In Chinese). Soils, 2005, 37(1): 48 ~ 51
- [14] 王少平, 俞立中, 许世远, 等. 苏州河非点源污染负荷研究. 环境科学研究, 2002, 15(6): 20 ~ 27. Wang S P, Yu L Z, Xu S Y, *et al.* Nonpoint pollution load study in Suzhou River (In Chinese). Research of Environmental Sciences, 2002, 15(6): 20 ~ 27
- [15] 黄云凤, 张珞平, 洪华生, 等. 不同土地利用对流域土壤侵蚀和氮、磷流失的影响. 农业环境科学学报, 2004, 23(4): 735 ~ 739. Huang Y F, Zhang L P, Hong H S, *et al.* An experimental research on soil erosion and nitrogen, phosphorus losses under different vegetation covers (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2004, 23(4): 735 ~ 739
- [16] 朱威. 太湖流域水质型缺水问题和对策. 湖泊科学, 2003, 15(2): 133 ~ 138. Zhu W. Water scarcity caused by pollution in the Taihu Basin (In Chinese). Journal of Lake Sciences, 2003, 15(2): 133 ~ 138
- [17] Middelkoop H, Daamen K, Gellens D, *et al.* Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the Rhine Basin. Climatic Change, 2001, 49(1/2): 105 ~ 128
- [18] Horritt M S, Mason D C. Flood boundary delineation from synthetic aperture radar imagery using a statistical active contour model. International Journal of Remote Sensing, 2001, 22(13): 2489 ~ 2507
- [19] Aerts J, Hassan A, Savenije H, *et al.* Using GIS tools and rapid assessment techniques for determining salt intrusion: STREAM, a river basin management instrument. Physics and Chemistry of the Earth Part B, 2000, 25(3): 265 ~ 273
- [20] Sun G, Wu N, Luo P. Soil N pools and transformation rates under different land uses in a subalpine forest-grassland ecotone. Pedosphere, 2005, 15(1): 52 ~ 58
- [21] 李恒鹏, 黄文钰, 杨桂山, 等. 太湖上游典型城镇地表径流面源污染特征. 农业环境科学学报, 2006, 25(6): 1598 ~ 1602. Li H P, Huang W Y, Yang G S, *et al.* Nonpoint source pollutant concentration in typical towns of Taihu Upriver Region (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(6): 1598 ~ 1602
- [22] 吴浩云, 管惟庆. 1991 年太湖流域洪水. 北京: 中国水利水电出版社, 2000. 95 ~ 96. Wu H Y, Guan W Q. The Flood in Lake Tai Basin in 1991 (In Chinese). Beijing: China Waterpower Press, 2000. 95 ~ 96
- [23] 欧炎伦, 吴浩云, 林荷娟, 等. 1999 年太湖流域洪水. 北京: 中国水利水电出版社, 2001. 74 ~ 75. Ou Y L, Wu H Y, Lin H J, *et al.* The Flood in Lake Tai Basin in 1999 (In Chinese). Beijing: China Waterpower Press, 2001. 74 ~ 75
- [24] 许朋柱, 秦伯强. 2001 ~ 2002 水文年环太湖河道的水量及污染物通量. 湖泊科学, 2005, 17(3): 213 ~ 218. Xu P Z, Qin B Q. Water quantity and pollutant fluxes of the surrounding rivers of Lake Taihu during the hydrological year of 2001 ~ 2002 (In Chinese). Journal of Lake Sciences, 2005, 17(3): 213 ~ 218

SIMULATING FLUXES OF NON-POINT SOURCE NITROGEN FROM UPRIVER REGION OF TAIHU BASIN

Li Hengpeng Yang Guishan Huang Wenyu Li Zhaofu Jin Yang
(*Nanjing Institute of Geography and Limnology Research, CAS, Nanjing 210008, China*)

Abstract A study was carried out with the upriver region of the Taihu Basin as a subject. Land use information about the area was acquired by means of TM/ETM image interpretation, and the upriver region was divided into small catchments with the aid of the IDRISI software. Field monitoring was performed in some selected catchments for analysis of relationships between the land use and river water quality in the catchments, and estimation of total concentration of the non-point source nitrogen in runoff from forest land and farmland. Based on the analysis and estimation, a cell-based model for simulating non-point source pollution is developed by combining the distributed hydrological model with measured values of the typical catchments. The model is well calibrated and validated with the monthly runoff data in the period from 1980 to 2000 and then used to simulate spatial distribution and flux of non-point source nitrogen to the Taihu Lake. Results show that the mean concentration of total nitrogen is 0.778 mg L^{-1} in runoff from forest land, and 2.518 mg L^{-1} from farm land. The modeled runoff volume and total nitrogen fluxes match well the observed ones, respectively, in the validation area. The average error value is 13% for the former, and 11.6% for the latter. The non-point source total nitrogen flux from the upriver region to Taihu Lake is 7.632 t a^{-1} , contributing about 40.8% to the total nitrogen flux of the entire basin. The flux varies with the type of land use. For farm land, the total nitrogen flux is 4.289 t a^{-1} , accounting for about 24.22% of the total non-point source nitrogen output, and for forest land and built-up land, the total nitrogen flux is 1.849 t a^{-1} and 1.270 t a^{-1} , for about 24.22% and 16.64%, respectively.

Key words Taihu Basin; Total nitrogen; Non-point source pollution; Land use