

巢湖流域非点源磷流失关键源区识别

周慧平¹, 高超^{2*}

(1. 南京大学国际地球系统科学研究所, 南京 210093; 2. 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210093)

摘要: 农业非点源磷污染是水体富营养化的重要原因, 识别流域内各类景观中土壤磷向水体流失风险最大的关键源区并加以重点控制是流域非点源磷污染治理的重要手段. 以巢湖流域为研究区, 尝试采用改进的磷指数法在较大的流域尺度开展非点源磷流失风险评价及关键源区识别. 在影响磷流失的污染源因子中增加了土壤磷吸持指数和磷饱和度指标, 以反映土壤磷在水土界面迁移能力的差异; 在迁移因子中又考虑了污染源与巢湖的距离, 以反映污染源对最终受纳水体的影响; 同时根据研究区特征及研究尺度对磷指数各指标分级与等级值进行了修改. 结果表明, 流域土壤磷吸持指数空间差异较小, 总体上偏低, 具有较高的流失风险; 而土壤磷饱和度空间差异较显著, 饱和度 > 25% 的高风险区域超过流域面积的 40%. 巢湖流域非点源磷污染风险指数空间差异显著, 风险等级最高(占流域面积 5%) 的区域分布在主要入湖河流下游的两岸平原地区, 应作为磷污染重点控制的关键源区. 磷指数法能够快速而方便地识别非点源磷污染的关键源区, 应用于较大尺度流域可以从宏观上掌握非点源磷污染的空间差异并实施有效治理.

关键词: 农业非点源污染; 磷指数; 关键源区; 巢湖流域

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)10-2696-07

Identifying Critical Source Areas for Non-point Phosphorus Loss in Chaohu Watershed

ZHOU Hui-ping¹, GAO Chao²

(1. International Institute for Earth System Science, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2. Department of Geography and Oceanography Science, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract: Agricultural non-point phosphorus (P) pollution is an important cause of eutrophication in many freshwater systems. Identifying areas that at high risk for P loss to surface water in watershed and concentrating management efforts on these minimal portions of lands are better measures than implementing general strategies over a broad area. A modified version of P index was used to assess P loss risk and identify critical source areas in Chaohu watershed at a regional scale. Soil P sorption index and degree of P sorption saturation were introduced as source factors to show the inherent ability of P transport in soil-water interface. Distance from sources to Chaohu Lake was also considered as a new transport factor to show the influence from sources to final receiving water. The ranking schemes were modified according to available data and scale of study area. The soil P sorption indexes show mild spatial variations in watershed. However, the values are relative low which implies higher loss risk. Distinct spatial variations are found in the degree of soil P sorption saturation. More than 40% of the watershed is saturated over 25% by P. The results show prominent spatial variations of non-point P pollution risk index in Chaohu watershed. Highest risk areas, take up about 5% of the watershed, spread near the downstream parts of main rivers to Chaohu Lake. These should be regarded as critical source areas to be treated in priority. It indicates that P index is a rapid and simple tool to identify critical source areas of non-point P pollution at the regional scale and it enables managers to implement best management practice (BMPs) in a high priority to minimize P loss to sensitive watercourses.

Key words: agricultural non-point source pollution; P index; critical source area; Chaohu watershed

农业非点源污染在水环境污染中占有很大比重^[1,2], 农田径流中的磷被认为是影响受纳水体水质的重要因素^[3,4]. 受土壤、地形、气候、水文、土地利用和管理方式等众多因素影响, 非点源污染的发生具有广域性、间歇性等特点, 污染源及污染途径也具有不确定性^[5], 不同景观单位面积污染负荷的空间差异十分显著^[6,7]. 农业流域中的小部分景观在个别降雨事件中输出的磷往往占了整个流域输出磷的大部分^[8-10]. 识别流域景观中磷流失风险最大的关键源区, 将有限的资源投入到这些对水体危害可能性最

大而范围相对较小的敏感地区和地段进行重点治理, 可大大降低治理难度和提高治理成效^[11-14].

Lemunyon 等^[15]首先在田间尺度上综合了磷污染源因子和迁移因子, 建立了磷指数法来识别磷流失的敏感区域. 许多学者在此基础上针对不同地区和尺度进行了改进和应用. 比如, 在流域尺度上考虑

收稿日期: 2007-10-17; 修订日期: 2007-12-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(40771186)

作者简介: 周慧平(1978~), 男, 博士, 主要研究方向为非点源污染与水环境, E-mail: zhouhp_cn@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: chgao@nju.edu.cn

了潜在污染源距水体的距离^[16,17];分别考虑颗粒态磷与溶解态磷的流失风险来评价土地管理对不同形态磷素流失的影响^[18];在迁移因子中应用淋溶潜力及源区与水体连通性指标^[19];考虑受纳水体类型指标来识别磷流失对不同水质要求的水体的重要性^[20].Hughes等^[21]在地块和集水区2种尺度下采用了不同的指标体系.Heathwaite等^[22]提出了适用于欧洲农业背景下的磷指数评价指标体系.磷指数法能够有效地对磷流失的敏感性进行分级,磷指数等级与磷流失量有较好的相关性^[23].国内在磷流失敏感性评价及关键源区识别方面的研究较少^[24,25],而国内外以往的研究大多针对田间及农业集水区等较小的尺度($<1:25\,000$)^[25,26],在源因子评价中也未考虑磷与土壤相互作用因素的影响,比如土壤对磷的固定和释放能力对磷流失潜力也有重要影响.这也是近几年水土环境研究领域的热点,采用土壤磷吸持指数和磷饱和度来表征磷在水土界面迁移及向水体释放的能力已经得到了广泛地应用^[27-30].本研究尝试将土壤磷吸持指数和磷饱和度指标作为污染源因子纳入磷指数系统,以反映土壤与磷相互作用对磷流失的影响;并尝试在较大的流域尺度下($1:250\,000$)应用改进的磷指数法评价磷流失风险和识别磷污染关键源区,以期有效控制流域非点源磷污染提供科学依据.

1 研究区概况

巢湖流域位于安徽省中部,江淮两河之间($116^{\circ}24'30''\sim 118^{\circ}00'00''\text{E}$, $30^{\circ}58'40''\sim 32^{\circ}6'00''\text{N}$),流域总面积 $13\,349\text{ km}^2$.地势总轮廓东西长、南北窄,有西高东低、中部低洼平坦、形成巢湖盆地的态势.低山及丘陵岗地地形起伏较大,坡度陡,是水土流失的主要发源地.地带性土壤丘陵地区以黄褐土、黄棕壤为主,平原圩区多为水稻土,可细分为潴育、渗育和潜育水稻土3个主要类型.流域属副热带季风区气候,多年平均年降水量 $1\,100\text{ mm}$,季节分布不均,局部地区5~9月降水量可占全年降水65%左右.流域内由地貌特征形成的33条河流呈放射状汇入巢湖,裕溪河为巢湖水入长江主要通道.流域内保持天然状态的植被已不存在,取而代之的是人工林和次生林,主要分布在低山区、低山丘陵区及部分丘陵岗地,约占流域面积16%.巢湖流域是安徽省的重要产粮区,农业用地约占60%,农业面源污染比较严重^[31].巢湖的主要污染物为总磷和总氮,巢湖流域由面源污染排放的总磷占排放总量的43.4%^[32].

2 研究方法

本研究以ArcGIS为主要工具,识别非点源磷污染关键源区的主要步骤为:①收集研究区数据资料,建立磷流失风险评价指标体系,根据各指标的调查资料与流域特征确定权重与等级值;②将流域以 100 m 网格进行栅格化并对栅格内的各项指标进行量化;③根据污染源因子与迁移因子建立非点源磷流失风险评价模型,量化各栅格内磷污染发生风险;④输出流域非点源磷流失风险指数图并进行排序分级,圈定磷污染发生的关键源区.

评价土壤磷流失风险的污染源因子表示土壤中可能发生流失的磷的数量,主要有土壤磷素水平、各种形式的磷肥输入量等;迁移因子包括直接和间接影响土壤磷向水体迁移能力的因子,决定了那些源能否转化为实际的流失,有土壤侵蚀、降雨径流、潜在污染源距河流距离等.磷流失的关键源区应同时具有较高风险的污染源因子和迁移因子.由于土壤中的可溶性磷能吸附于土壤颗粒表面或与一些土壤物质生成难溶的磷酸盐,既不易被作物吸收,又不易被雨水淋洗而损失.土壤的这种固磷能力是土壤的一种固有属性,不同类型的土壤对磷的固定能力存在一定差异,与土壤磷含量高低无关.然而随着土壤磷的不断积累,径流中颗粒态磷含量逐渐增加,土壤对磷的吸持能力也将接近饱和,此时磷的淋溶风险就会呈“突变”式增加^[33,34].本研究在污染源因子中增加了土壤磷吸持指数和土壤磷饱和度指标,以综合反映流域不同土壤与磷相互作用对土壤磷流失潜力的影响.土壤中的磷主要先随地表径流或泥沙的运动迁移至入湖河流,再通过河流中的迁移最终影响巢湖及出湖河道.因此,在考虑各栅格距入湖河流距离的同时,在迁移因子中还增加了污染源距巢湖的距离指标.虽然污染物在河道与坡面上以及不同条件下的衰减规律还需深入研究,但这一指标仍可一定程度反映污染物在迁移过程中随距离的衰减作用.

2.1 源因子计算

(1) 土壤磷素水平 本研究采用流域2003年以网格状均匀采集的2195个土壤样品全磷数据表征土壤磷素水平.在西南部山区未采样地区,通过GIS判定各样点所处的土壤母质及土壤类型,以该类土壤母质及土壤类型下全磷含量平均值作为模拟采样点的全磷含量,使样点数据覆盖整个流域以减少插值误差.最终以2727个土壤样点进行空间插

值,获取流域土壤全磷含量空间分布图。

(2) 磷肥施用 以 2003 年统计资料为依据获取流域各个地区磷肥施用量,各地区在耕地类型和耕作制度上具有相似性,磷肥施用方式在全流域差异较小。由于旱地磷肥施用量通常为水耕地的 1.3~3.3 倍^[35],本研究分别以各个地区水旱轮作地和旱地面积及磷肥施用量为依据,通过 GIS 计算获取单位面积磷肥投入量差异(旱地以水田 2.5 倍计)表示流域尺度下磷肥投入的空间差异,对农用地以外区域均以无肥区考虑。

(3) 土壤磷吸持指数(PSI) 本研究从安徽省 1:250 000 多目标区域地球化学调查过程中采集的单点土壤样品中选取流域范围内不同类型土壤的 450 个样品进行磷吸持指数实验^[36],以各类土壤样品的平均 PSI 值代表各类土壤的 PSI 值,通过 GIS 对土壤类型图各斑块赋值得到流域土壤固磷能力差异分布图。

(4) 土壤磷饱和度(DPSS) 从上述 PSI 实验土壤样品中选取 80 个具有区域代表性的土壤样品进行磷饱和度实验^[37],以各样点的 DPSS 值以及在流域内的分布位置在 GIS 下进行空间插值,获取流域土壤磷饱和度分布图。

2.2 迁移因子计算

2.2.1 土壤侵蚀

本研究采用 USLE 方程来计算流域土壤侵蚀模数,作为土壤磷流失风险的一个重要指标,其表达式为:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

式中, A 为土壤侵蚀模数 $[\text{t} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}]$, R 为降雨侵蚀力因子 $[\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$, K 为土壤可蚀性因子 $[\text{t} \cdot \text{h} \cdot (\text{MJ} \cdot \text{mm})^{-1}]$, LS 为地形因子(坡长坡度因子), C 为植被覆盖因子, P 为水土保持措施因子。根据巢湖流域特征及相关资料,确定了各主要因子的计算方法并分别进行定量计算。

(1) R 值 降雨侵蚀力的计算通常采用常规降雨资料,国内外学者提出了多种计算降雨侵蚀力的简易算法^[38~40]。研究表明,采用日雨量的指数模型估算降雨侵蚀力的方法精度最高^[41,42]。本研究采用巢湖流域内 55 个雨量站 18 a(1970~1987 年)的日雨量资料,按日雨量模型计算各站点的多年平均降雨侵蚀力 R ,然后采用 GIS 反距离插值法获取流域降雨侵蚀力分布图。

(2) K 值 土壤可蚀性 K 值的大小表示土壤被降雨侵蚀力分离、冲蚀和搬运的难易程度,是影响土

壤流失量的内在因素。本研究参照王万忠等^[43]的方法,在查表基础上根据 K 值与土壤质地及有机质含量之间的关系拟合二次曲线计算 K 值,其中土壤有机质含量为与全磷同期采样的实测结果,土壤质地根据第 2 次土壤普查结果制作的相关图件上查得。将各个样点 K 值作流域插值计算,获取流域土壤 K 值分布图。

(3) LS 值 LS 的计算参照刘枫等^[44]的方法,以流域 1:250 000 地形图数据来生成流域 DEM,通过 ArcGIS 空间分析与计算得到流域 LS 值。

(4) C 值 参照 USLE 方程中对不同植被、林草覆盖程度下 C 值的取值确定相应的 C 值;对于种植作物的农田、果林等土地利用类型,根据流域内耕作制度和作物生长期等,参考国内相关研究^[24,45~47],确定巢湖流域内不同土地利用方式下的平均 C 值。

(5) P 值 本流域内大部分为平原水旱轮作地,田埂是较为普遍的蓄水、保水农业技术措施。田埂的修建质量对 P 值有直接的影响。参照国内相关的研究^[45~47],确定本研究所采用的各土地利用方式的 P 值。

2.2.2 地表径流

本研究以流域内 55 个雨量站点的 18 a 日雨量资料,计算多年平均年降雨量,在 ArcGIS 下作空间插值计算,生成流域年降雨量栅格数据。根据巢湖流域资料和相关研究^[48~50],确定流域不同土地利用类型的平均径流系数。地表径流深(mm)为降雨量(mm)与径流系数的乘积。通过 GIS 栅格计算获得各个栅格的径流深生成流域年径流深分布图。

2.2.3 潜在污染源距水体距离

利用 ArcGIS 的距离分析功能,对各个地块栅格离水体距离的远近进行分级,距离越远表示对水体危害的可能性越小。由于研究尺度较大,考虑到结果的可识别性,在确定距离分级时对各级别间距进行了适当调整,总体上能够反映不同距离段对水体风险的差异。

2.3 磷流失风险计算

本研究参照 Gburek 等^[17]改进的方法来计算磷流失风险指数:

$$\text{NPPI}_i = \left[\sum (F_j W_j) \right] \cdot \prod (F_k W_k)$$

式中, NPPI_i 为第 i 个网格内面源磷污染指数, F_j 、 F_k 和 W_j 、 W_k 分别为单元内第 j 、 k 个影响因子的得分值和权重, j 为源因子, k 为迁移因子。得到的磷污染指

数为一无量纲的值,并不表示某一地区土壤磷流失的实际数量.文中所用评价指标的权重和等级的取值,参考了文献[17,24],并对本研究提出的评价指

标(如:土壤磷吸持指数、磷饱和度、潜在污染源水体距离)综合了相关专家的意见.各指标权重和等级值如表1所示.

表1 巢湖流域农业非点源磷流失风险评价指数指标等级

Table 1 Ranks for agricultural NPS P loss risk evaluation scheme

指标	权重	等级值				
		极低	低	中	高	极高
		1	2	4	8	10
土壤磷素水平/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.8	0.20~0.41	0.41~0.61	0.61~0.81	0.81~1.0	>1.0
磷肥施用/ $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$	1.0	0~30	30~100	100~200	200~350	>350
土壤固磷能力	0.7	>30	25~30	20~25	15~20	<15
磷饱和度/%	0.9	<10	10~15	15~25	25~40	>40
土壤侵蚀/ $\text{t}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$	1.0	极低	低	中	高	极高
		0.6	0.7	0.8	0.9	1
		<2	2~10	10~25	25~50	>50
		<20	20~30	30~50	50~80	>80
		极低	低	中	高	极高
年径流深/cm	1.0	0.3	0.6	0.8	0.9	1
源与河流距离/km	1.0	>5	3~5	1.5~3	0.5~1.5	<0.5
		>40	20~40	10~20	5~10	<5

3 结果与分析

3.1 污染源因子空间分布特征

从流域土壤全磷含量分布图[图1(a)]上可以看出,参照全国土壤全磷分级标准,流域大部分土壤全磷含量处于4~5级的较低水平.全磷含量<0.41 g/kg的区域占流域面积的2.8%,0.41~0.61 g/kg的占65.1%,0.61~0.81 g/kg的占23.0%,0.81~1.0 g/kg的占8.3%,>1.0 g/kg的占0.7%.高值区主要分布在南淝河、杭埠河、兆河及裕溪河附近.流域磷肥施用量较大的区域主要分布在合肥地区以及流域下游平原地区,中部大部分地区属于中等水平,西南部和东北部林地较多,为无肥区或磷肥用量较小的区域[图1(b)].图1(c)显示土壤固磷能力在流域内并没有显著差异,西南部主要分布为紫色土、潮土、粗骨土等地区土壤磷吸持指数相对偏低,中部大部分地区水稻土磷吸持指数较为接近,仅在流域东部分布有少量高值区.巢湖流域土壤磷吸持指数总体上偏低,表明土壤固磷能力较低,具有较高的流失风险.巢湖流域土壤磷饱和度差异较为显著[图1(d)],不同饱和度区域呈条带状分布.DPSS>25%的区域超过流域面积的40%,主要有2个部分,一是在合肥市附近地区,另一部分从流域西部绕巢湖一直延伸至流域南部的大部分区域,部分地区DPSS值甚至超过40%.这部分地区正好处于流域主要河流的上游位置,磷素流失风险的加大可能对水体造成重要影响.而DPSS<

10%的低值区分布在巢湖东部,约占流域14%.

3.2 迁移因子空间分布特征

主要受降雨和地形因子的影响,土壤侵蚀严重的地区主要分布在流域西南部和东北部山区,土壤侵蚀模数>2500 t/(km²·a)以上的区域占流域的5%,而>8000 t/(km²·a)的极高区域仅占流域的2%.而沿湖周围大部分地区为平原区,土壤侵蚀程度<200 t/(km²·a)[图1(e)].流域年径流深与降雨量分布特征基本一致,同时也受地形和土地利用类型的影响,分布特征为从流域西南部山区最高,往东北部方向逐渐递减,合肥北部大部分地区为低值区[图1(f)].

3.3 磷流失风险指数与关键源区识别

在各影响因子计算的基础上,将各因子按表1分为5个等级并赋予相应的权重,按照NPPI指数模型对各栅格单元内的磷流失风险进行量化,得到巢湖流域非点源磷流失风险指数,并按照表2的分级标准,将磷流失风险指数分为低、中、高、极高4个等级(图2).各个等级占流域面积的比例及在流域中的分布情况如表3所示.按本研究的分级方法,磷流失风险指数最高的区域只占流域总面积的5%左

表2 磷流失风险等级及其NPPI值

Table 2 Rank and NPPI value for P loss risk

风险等级	低	中	高	极高
NPPI	<2	2~5	5~7	>7

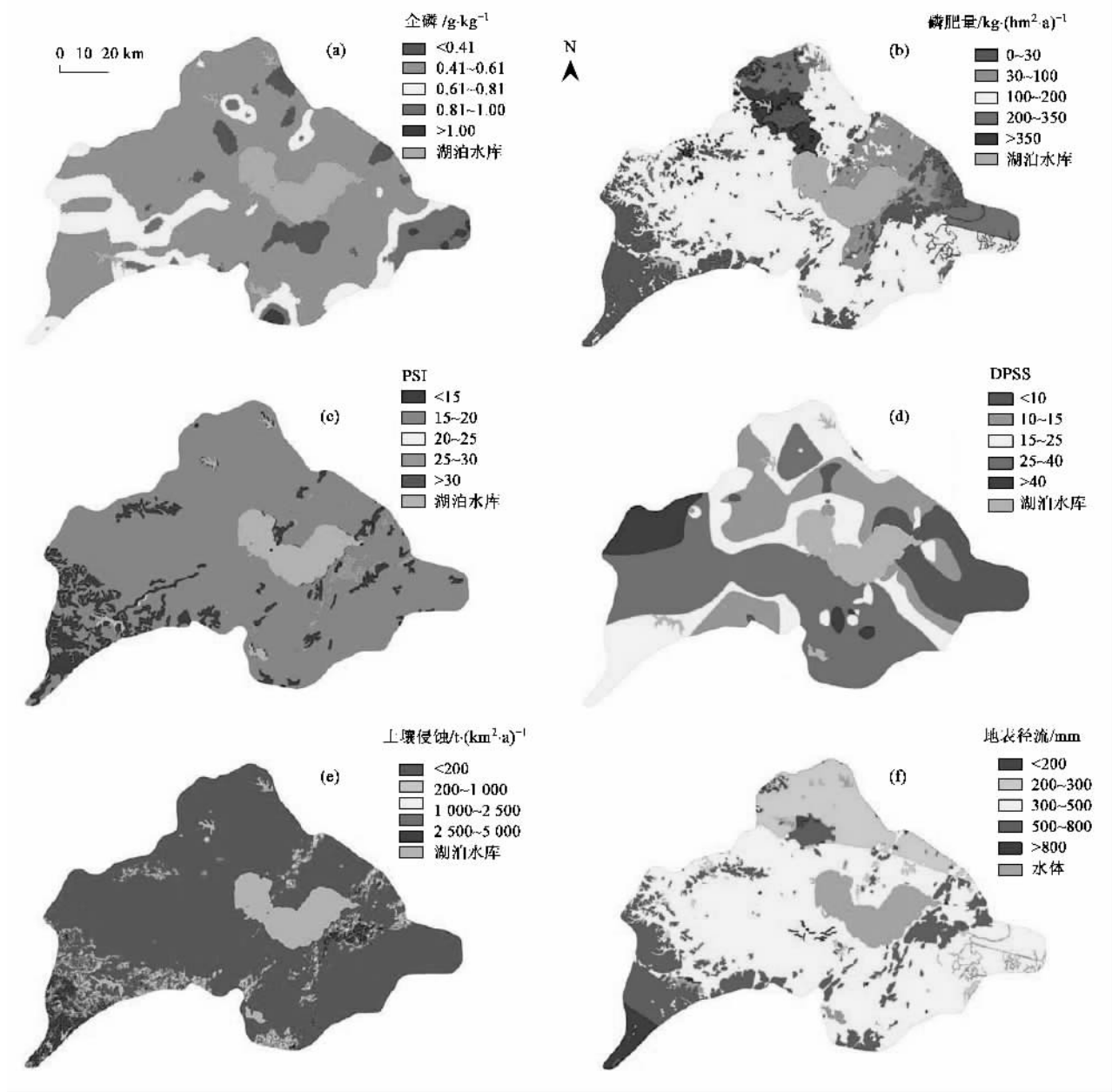


图 1 磷流失风险评价因子空间分布
Fig.1 Maps for P loss risk indicators

右,这部分区域可划定为磷污染的关键源区进行重点治理.

4 讨论

流域非点源磷污染发生的空间差异性是个具有空间差异的影响因子共同作用的结果.这些影响因子对于非点源磷污染的发生既有相互促进,又有相互制约.一方面从污染源因子和迁移因子之间的关系来看,比如流域西南地区由于降雨和地形因子的相互促进使得土壤侵蚀潜力较高,因土壤侵蚀而造成的磷流失风险较大;然而山地区域农田耕

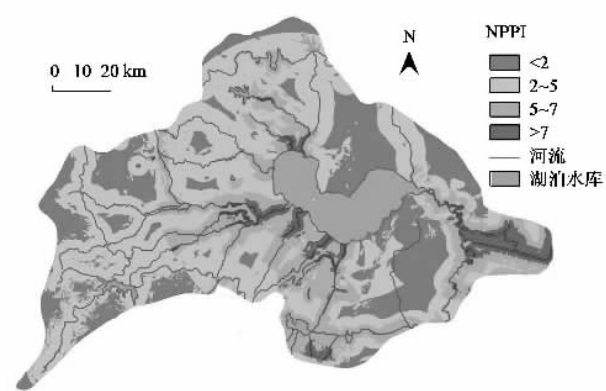


图 2 巢湖流域非点源磷污染风险指数
Fig.2 Risk index of non-point source P pollution in Chaohu watershed

表 3 巢湖流域非点源磷污染风险指数分布
Table 3 Distribution of risk index of non-point source
P pollution in Chaohu watershed

NPPI	等级	占流域比例/%	分布位置
< 2	低	25	流域东北部、西南部大部分区域, 离巢湖及入湖河流较远的区域
2~5	中	50	
5~7	高	20	巢湖北部、西南约 40 km 内主要入湖河道两侧
> 7	极高	5	南淝河-十五里河、杭埠河-丰乐河、白石天河、兆河等下游两岸区域, 流域下游裕溪河周边大部分地区

作和磷肥投入少,实际的养分流失不一定高.而平原地区,虽然地形因子不如山地高,土壤侵蚀量少,而由于农田大量磷肥的投入使得磷流失风险仍可能较大,特别是河流附近区域,对水体更是容易形成较大的污染风险.另一方面,各个源因子之间和迁移因子之间也存在相互促进和制约的关系.比如合肥地区土壤磷素水平较高,加上较高的磷饱和度而较低的磷吸持指数大大增加了磷流失的可能.山地植被覆盖与地形、降雨的作用相反,一定程度上减少了土壤的侵蚀;由于地处河流上游,磷在水体迁移过程中的滞留作用也减小了对下游和巢湖的影响.可见,流域非点源磷污染关键源区的识别必须同时考虑污染源因子和迁移因子等多种因素的相互作用才能得到较符合实际的结果.

磷指数法识别污染关键源区已经不断得到应用和改进,但主要还是评价指标的修改以适应不同地区.评价指数计算方法的合理性还需进一步研究完善,比如各种污染源因子和迁移因子是否都是按照相加或相乘的方式表示总的效果,不同的影响因子组合可能产生不同的实际效果,是否该采取不同的计算方法以更加合理地计算风险指数.对各影响因子的等级和权重仍需要进行研究调整,由于最终的风险等级是根据风险指数划分的,如何合理地确定一个风险等级划分标准也直接关系到关键源区的识别结果.此外,关键源区的识别是为有针对性采取最佳管理措施服务的,不同的最佳管理措施所控制的影响因子不同,应进行关键源区各影响因子的敏感性分析,研究确定关键源区识别特征因子,最终将影响因子、评价计算方法、权重与等级确定与最佳管理措施结合起来,使得关键源区识别更趋科学、合理,磷污染控制更趋针对性.实现这样的目标,首先需要大量研究,充分认识各个影响因子对磷流失风险的相对重要程度并定量化,其次要对不同特征地段磷

流失量进行大量的观测实验以验证所建立的指数系统识别不同污染风险区域的能力并进行反复调整.

5 结论

本研究应用改进的磷指数法在较大的流域尺度下评价了非点源磷流失的风险并识别了污染关键源区.结果表明,流域土壤磷吸持指数空间差异小,总体具有较高的流失风险;土壤磷饱和度空间差异较显著,饱和度 > 25% 的高风险区超过流域面积的 40%.巢湖流域非点源磷污染风险指数空间差异显著,风险指数最高的区域(占流域面积 5%)分布在主要河流下游两岸的平原地区,应作为非点源磷污染重点控制的关键源区,同时应兼顾磷流失风险次之的区域.磷指数法识别污染关键源区是一种快速而较为简便的方法,将其应用在较大尺度下开展识别工作有助于从流域宏观上掌握非点源磷污染的空间差异,并将重点放在占流域面积较小的关键地区,有针对性地实施和加强控制措施,减少土壤中的磷向敏感水体的释放,既缓解了非点源污染治理与发展农业生产之间的矛盾,同时也增强了治理手段的可操作性.

参考文献:

[1] Van der Molen D T, Breeuwsma A, Boers P C M. Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: impact, strategies, and perspectives [J]. J Environ Qual, 1998, 27: 4-11.

[2] 全为民, 严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J]. 生态学报, 2002, 22(3): 291-299.

[3] Daniel T C, Sharpley A N, Lemunyon J L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview [J]. J Environ Qual, 1998, 27: 251-257.

[4] Sharpley A N, Tunney H. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century [J]. J Environ Qual, 2000, 29: 176-181.

[5] 贺缠生, 傅伯杰, 陈利顶. 非点源污染的管理及控制[J]. 环境科学, 1998, 19(5): 87-91.

[6] Marsh W M. Landscape planning: Environmental applications [M]. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1998. 35-55.

[7] Gao C, Zhu J G, Zhu J Y, et al. Nitrogen export from an agriculture watershed in the Taihu Lake area, China [J]. Environ Geochem Health, 2004, 26: 199-207.

[8] Gburek W J, Sharpley A N. Hydrology control on phosphorus loss from upland agricultural watersheds [J]. J Environ Qual, 1998, 27: 267-277.

[9] Pionke H B, Hoover J R, Schnabel R R, et al. Chemical-hydrologic interaction in the near-stream zone [J]. Water Resour Res, 1988, 24(7): 1101-1110.

[10] Pionke H B, Gburek W J, Sharpley A N, et al. Hydrologic and chemical controls on phosphorus loss from catchments [A]. In:

- Tunney H, Carton O T, Brookes P C, *et al.* (eds). Phosphorus Loss from Soil to Water [C]. CAB International Press, Cambridge, UK, 1997. 225-242.
- [11] Sharpley A N, Daniel T C, Edwards D R. Phosphorus movement in the landscape [J]. *J Prod Agric*, 1993, **6**(4):492-500.
- [12] 周慧平, 高超, 朱晓东. 关键源区识别: 农业非点源污染控制的重要方法[J]. *生态学报*, 2005, **25**(12):3368-3374.
- [13] Heathwaite A L, Quinn P F, Hewett C J M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation [J]. *J Hydro*, 2005, **304**:446-461.
- [14] Strauss P, Leone A, Ripa M N, *et al.* Using critical source areas for targeting cost-effective best management practices to mitigate phosphorus and sediment transfer at the watershed scale [J]. *Soil Use Manage*, 2007, **23**(suppl.1):144-153.
- [15] Lemunyon J L, Gilbert R G. The concept and need for a phosphorus assessment tool [J]. *J Prod Agric*, 1993, **6**(4):483-486.
- [16] Magette W L. Factors affecting losses of nutrients from agricultural systems and delivery to water resource[A]. In: Carton O T. (ed). Draft guideline for nutrient use in intensive agricultural enterprises [C]. Teagasc Johnstown Castle Res and Dev Centre Wexford Ireland, 1998. 6-31.
- [17] Gburek W J, Sharpley A N, Heathwaite L, *et al.* Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index [J]. *J Environ Qual*, 2000, **29**:130-144.
- [18] Bryant R, Reid S, Kleinman P J A, *et al.* Phosphorus and agriculture V: The New York P Index [J]. What's cropping up? 2002, **10**:4-5.
- [19] Sharpley A N, McDowell R W, Weld J L, *et al.* Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed [J]. *J Environ Qual*, 2001, **30**:2026-2036.
- [20] Coale F J, Sims J T, Leytem A B. Accelerated deployment of an agricultural nutrient management tool: The Maryland Phosphorus Site Index [J]. *J Environ Qual*, 2002, **31**:1471-1476.
- [21] Hughes K, Magette W, Kurz I. Identifying critical source area for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes [J]. *J Hydro*, 2005, **304**:430-445.
- [22] Heathwaite A L, Sharpley A N, Bechmann M. The conceptual basis for a decision support framework to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe [J]. *J Plant Nutr Soil Sci*, 2003, **166**:447-458.
- [23] Sharpley A N. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff [J]. *J Environ Qual*, 1995, **24**:947-951.
- [24] 张淑荣, 陈利顶, 傅伯杰, 等. 农业区非点源污染潜在危险性评价——以于桥水库流域磷流失为例[J]. *第四纪研究*, 2003, **23**(3):262-269.
- [25] Li Q, Cheng L, Qi X, *et al.* Assessing field vulnerability to phosphorus loss in Beijing agricultural area using Revised Field Phosphorus Ranking Scheme [J]. *J Environ Sci*, 2007, **19**:977-985.
- [26] Birr A S, Mulla D J. Evaluation of the phosphorus index in watershed at the regional scale [J]. *J Environ Qual*, 2001, **30**:2018-2025.
- [27] Mozaffari M, Sims J T. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal-based agriculture [J]. *Soil Sci*, 1994, **157**: 97-107.
- [28] Indiat R, Sharpley A N. Soil phosphate sorption and simulated runoff parameters as affected by fertilizer addition and soil properties [J]. *Comm Soil Sci Plant Anal*, 1995, **26**(15 & 16): 2319-2331.
- [29] 高超, 张桃林, 吴蔚东. 农田土壤中的磷向水体释放的风险评价[J]. *环境科学学报*, 2001, **21**(3):344-348.
- [30] Nair V D, Portier K M, Gaetz D A, *et al.* An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils [J]. *J Environ Qual*, 2004, **33**:107-113.
- [31] 阎伍玖, 王心源. 巢湖流域非点源污染初步研究[J]. *地理科学*, 1998, **18**(3):263-267.
- [32] 巢湖流域水污染防治“十五”计划编写组. 巢湖流域水污染防治“十五”计划[R], 2002.
- [33] Heckrath G, Brookes P C, Poulton P R, *et al.* Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment [J]. *J Environ Qual*, 1995, **24**:904-910.
- [34] 吕家珑, Fortune S, Brookes P C. 土壤磷淋溶状况及其 Olsen 磷“突变点”研究[J]. *农业环境科学学报*, 2003, **22**(2):142-146.
- [35] 高超, 朱继业, 朱建国, 等. 不同土地利用下的径流磷输出及其季节性分布特征[J]. *环境科学学报*, 2005, **25**(11):1543-1549.
- [36] Bache B W, Williams E G. A phosphate sorption index for soils [J]. *J Soil Sci*, 1971, **22**(3):288-301.
- [37] Pautler M C, Sims J T. Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils [J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2000, **64**:765-773.
- [38] 周伏建, 陈明华, 林福兴, 等. 福建省降雨侵蚀力指标 R 值 [J]. *水土保持学报*, 1995, **9**(1):8-12.
- [39] 吴素业. 安徽大别山区降雨侵蚀力指标的研究[J]. *中国水土保持*, 1992, (2):32-33.
- [40] Renard K G, Freimund J R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the Revised USLE [J]. *J Hydro*, 1994, **157**:287-306.
- [41] Elsenbeer H, Cassel D K, Tinner W. A daily rainfall erosivity model for western Amazonia [J]. *J Soil Water Conserv*, 1993, **48**(5):439-444.
- [42] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力[J]. *资源科学*, 2003, **25**(1):35-41.
- [43] 王万忠, 焦菊英. 中国的土壤侵蚀因子定量评价研究[J]. *水土保持通报*, 1996, **16**(5):1-20.
- [44] 刘枫, 王华东, 刘培桐. 流域非点源污染的量化识别方法及其在桥水库流域的应用[J]. *地理学报*, 1988, **43**(4):329-339.
- [45] 游松财, 李文卿. GIS 支持下的土壤侵蚀量估算——以江西省泰和显灌溪乡为例[J]. *自然资源学报*, 1999, **14**(1):62-68.
- [46] 黄金良, 洪华生, 张珞平, 等. 基于 GIS 和 USLE 的九龙江流域土壤侵蚀量预测研究[J]. *水土保持学报*, 2004, **18**(5):75-79.
- [47] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 DRISI 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.
- [48] 秦永胜, 余新晓, 陈丽华, 等. 北京密云水库流域水源保护林区径流空间尺度效应的研究[J]. *生态学报*, 2001, **21**(6):913-918.
- [49] 武晟, 汪志荣, 张建丰, 等. 不同下垫面径流系数与雨强及历时关系的实验研究[J]. *中国农业大学学报*, 2006, **11**(5):55-59.
- [50] 贺宝根, 陈春根, 周乃晟. 城市化地区径流系数及其应用[J]. *上海环境科学*, 2003, **22**(7):472-475.