

高原农业流域磷流失风险评价及关键源区识别 ——以凤羽河流域为例

李文超^{1,2}, 刘申^{1,2}, 雷秋良^{1,2}, 翟丽梅^{1,2}, 王洪媛^{1,2}, 罗春燕^{1,2}, 刘宏斌^{1,2*}, 任天志³

(1.农业部面源污染控制重点实验室, 北京 100081; 2.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081; 3.农业部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要:以 Iowa 磷指数模型为基础, 根据中国高原特征并参考其他磷指数模型评价体系对其进行简化和修正, 建立了中国高原农业流域磷指数评价体系, 并以洱海源头典型小流域凤羽河流域为例, 分别对溶解态磷和颗粒态磷面源流失风险进行了评价及关键源区的识别。结果表明, 两种形态的磷流失较高和最高风险区均分布于河流两侧 100 m 的范围内。溶解态磷流失较高和最高风险区主要为河流中下游的农田区, 而颗粒态磷流失较高和最高风险区在河流上游草地和河流中下游的农田区均有分布; 溶解态磷流失关键源区为中下游河流两侧 100 m 范围的农田区, 颗粒态磷流失关键源区为上中下游河流两侧 100 m 范围的草地和农田。研究结果为实现流域面源磷流失高效防控奠定了基础, 同时表明新建立的磷指数评价体系适用于高原流域开展磷流失风险评价及关键源区识别。

关键词: 磷指数; 磷流失; 溶解态磷; 颗粒态磷; 关键源区

中图分类号: X820.4 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2014)08-1591-10 doi:10.11654/jaes.2014.08.018

Assessing Risk of Non-point Source Phosphorus Loss and Identifying Critical Source Areas in a Chinese Highland Agricultural Watershed

LI Wen-chao^{1,2}, LIU Shen^{1,2}, LEI Qiu-liang^{1,2}, ZHAI Li-mei^{1,2}, WANG Hong-yuan^{1,2}, LUO Chun-yan^{1,2}, LIU Hong-bin^{1,2*}, REN Tian-zhi³

(1.Key Laboratory of Nonpoint Pollution Control, Ministry of Agriculture, Beijing 100081, China; 2.Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 3.Institute of Agro-Environmental Protection, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China)

Abstract: Based on Iowa P index model and other P index evaluation systems, a Highland Agricultural Watershed P Index Evaluation System (HAWPES) was developed and used to assess the risk of P loss and identify critical source areas by taking Fengyu River watershed, Yunnan Province as an example. Phosphorus losses in dissolved (runoff) and particulate (erosion) forms were assessed. High risk areas of P loss were located within the extent of 100 meters away from both sides of the river. Dissolved P losses mainly occurred in the farmland areas in middle and lower parts of the river, while particulate P losses happened both in farmland areas in middle and lower parts of the river and in the meadows in the upper part of the river. These results provide a basis for an effective and efficient watershed environmental management plan. The study reveals that this new P index evaluation system could be applied successfully to assessment of P loss risk and identification of critical source areas for watershed best environmental management.

Keywords: phosphorus index; phosphorus loss; particulate phosphorus; dissolved phosphorus; critical source areas

水体富营养化严重影响水体的质量和功能, 已经成为当今主要的水环境问题之一。大量研究表明磷是水体富营养化的关键限制因子之一^[1-3], 农业面源流失

的磷是水体中过量磷的主要来源之一^[4-5]。农业面源磷流失具有空间不确定性、间歇性等特点^[6], 污染源及污染途径也具有不确定性, 增加了其防控的难度和成本, 如何有效控制农业面源磷的流失, 成为国内外学者亟待解决的问题。识别流域内磷流失关键区, 进而采取相应的最佳管理措施, 被广泛认为是实现农业面源磷流失高效防控的重要方法和手段之一^[7-10]。Pionke 等研究发现流域内较小面积的关键区域贡献了大部

收稿日期: 2014-03-06

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(201003014)

作者简介: 李文超(1987—), 男, 硕士研究生, 主要从事农业面源污染的模型模拟研究。E-mail: dachao279@126.com

* 通信作者: 刘宏斌 E-mail: liuhongbin2002@126.com

分的磷流失量^[11-12],这为开展流域农业面源磷流失的有效防控提供了思路。识别农业面源磷流失风险关键源区,首先要进行污染风险评价,其次对不同景观单元的风险大小进行比较分析,最后找出污染负荷较高且分布面积较小的区域即关键源区。目前应用于农业面源磷流失关键源区识别的方法主要有输出系数法、通用土壤流失方程法、物理模型法和污染指数法。输出系数法和通用土壤流失方程法都属于经验模型,可以简单估算出流域不同景观的污染物负荷且结果较为可靠,但需要一定的监测资料;面源污染物理模型是基于污染物产生迁移过程的机理模型,可以计算得到不同形态污染物的负荷,计算结果准确可靠,但模型结构复杂,计算效率低,且所需数据繁多,在一定程度上限制了其应用^[10];污染指数法首先根据污染物产生迁移过程中各个因子对污染结果的影响程度将其划分成不同的等级,然后采用一定的算法得出各个影响因子综合作用下的区域污染物流失结果,方法简单高效,所需数据量少且容易获得,包括磷指数法(PI)、农业污染潜力指数法(APPI)等。

Lemunyon 和 Gilbert 于 1993 年最早提出了磷指数模型法^[13],包括影响磷素流失的土壤侵蚀、地表径流、土壤测试磷(STP)、化学磷肥和有机磷肥的施用和施用方法等因子。磷指数模型法最初用于农田尺度上磷流失风险的评价,2000 年 Gburek 和 Sharpley 在

考虑农业区距离对磷流失潜力影响的基础上,对 Lemunyon 和 Gilbert 的评价指标体系予以进一步修正,引入了距离因子^[14],使得该评价体系在流域尺度上具有较强的可操作性^[15-16]。随后,磷指数模型得到了广泛的应用和不断的发展。作为磷素综合管理的工具,美国 48 个州及欧洲大多发达国家都已建立了各自的磷指数评价体系^[17]。2003 年张淑荣等^[18]最早将磷指数模型引入到中国,作为磷素管理工具,并将其应用到于桥水库面源磷流失风险评价,效果良好,此后磷指数模型法在中国得到了广泛应用^[19-22]。Iowa 磷指数模型^[23]是由美国自然资源保持局建立的用于爱荷华州磷素管理的工具,该模型将磷素流失分为地表径流流失、土壤侵蚀流失和地下径流流失三部分,并分别计算其流失量。本文以 Iowa 磷指数模型为基础,根据中国高原特征并参考其他磷指数模型评价体系对其进行了简化和修正,建立了中国南方高原农业流域磷指数评价体系,并以洱海源头典型小流域凤羽河流域为例,进行农业面源磷流失风险评价及关键源区的识别,为高原农业流域有效防控面源磷流失提供理论依据和决策基础。

1 材料及方法

1.1 研究区概况

研究区凤羽河流域(图 1)地处东经 99°51'31"~

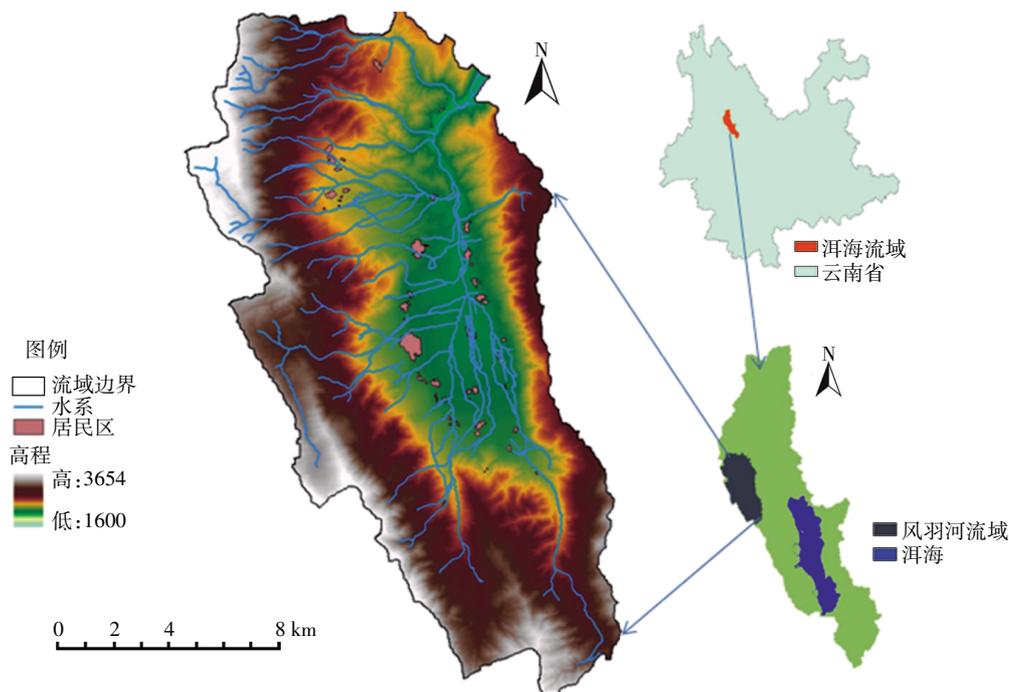


图 1 凤羽河流域位置图

Figure 1 Study site of Fengyu River watershed

100°01'46",北纬 25°52'48"~26°05'52",位于云南西部大理州洱源县城西南,是高原农业流域洱海流域西北部的一个典型子流域。流域地形为山地丘陵,最高海拔 3621 m,最低海拔 2072 m,平均海拔 2634 m,流域面积 219 km²。气候属北亚热带高原季风气候,四季温差不大,年均温度 13.9 ℃;年平均降水量 745 mm,冬春干旱,夏秋多雨,雨旱两季分明,5—10 月为雨季,雨天多,降雨量大且集中;11 月至次年 4 月为旱季,天气晴朗干燥,雨量稀少。流域内河流众多,水资源十分丰富,常年水流量达 1.0×10⁸ m³,属澜沧江水系,是洱海的重要水源地。土地利用方式以水田、旱地、林地和荒草地为主,主要作物有水稻、玉米、大蒜、蚕豆和油菜。土壤类型以麻黑汤土、麻灰汤土、棕红土和水稻土为主。

1.2 研究方法

本文在 Iowa 磷指数模型框架的基础上,根据中国南方高原特征对其进行了简化,仅考虑地表径流和土壤侵蚀造成的磷流失,同时简化了土壤侵蚀磷流失评估方法,并参考其他磷指数模型评价体系对其进行了修正,引入了距离因子,更好地用于流域面源磷素流失风险评价,建立了中国南方高原农业流域磷指数评价体系(图 2)。该体系将磷素流失分为颗粒态磷流失(土壤侵蚀途径)和溶解态磷流失(地表径流途径)两部分,并分别进行风险评价及关键源区的识别。高原农业流域主要为丘陵地形,坡度大,磷素流失主要是以土壤侵蚀和地表径流的方式发生,因此该体系没

有考虑淋溶造成的磷素流失。

磷指数结果由源因子指数乘以迁移因子指数得到。由于不同形态磷的流失途径不同,溶解态磷主要存在于水介质中通过地表径流流失,颗粒态磷主要吸附在颗粒物表面随土壤侵蚀(水力侵蚀)流失。因此,本文对溶解态磷和颗粒态磷的流失风险单独进行计算,不同形态磷的流失风险计算公式如下:

溶解态磷流失风险指数=(土壤速效磷等级×2^①+化肥磷施用量等级×化肥磷施用方式等级+有机肥施用量等级×有机肥施用方式等级×0.45^②)×地表径流等级×作用距离等级

颗粒态磷流失风险指数=(土壤全磷等级×2^①+化肥磷施用量等级×化肥磷施用方式等级+有机肥施用量等级×有机肥施用方式等级)×土壤侵蚀等级×作用距离等级

式中:①表示土壤中的磷相当于化肥以底肥深施的方式施入土壤;②为有机肥的磷源系数^[24],表示有机肥磷对溶解态磷流失的贡献比例。

溶解态磷和颗粒态磷指数评价体系见表 1 和表 2。

1.3 数据准备

根据研究需要,收集数据见表 3。

1.4 外界肥料投入及土壤磷素水平调查

1.4.1 外界肥料投入农户调查

外界肥料投入包括有机肥磷、化肥磷的使用量及使用方式。于 2011 年随机选取 80 户农户(调查点分布于

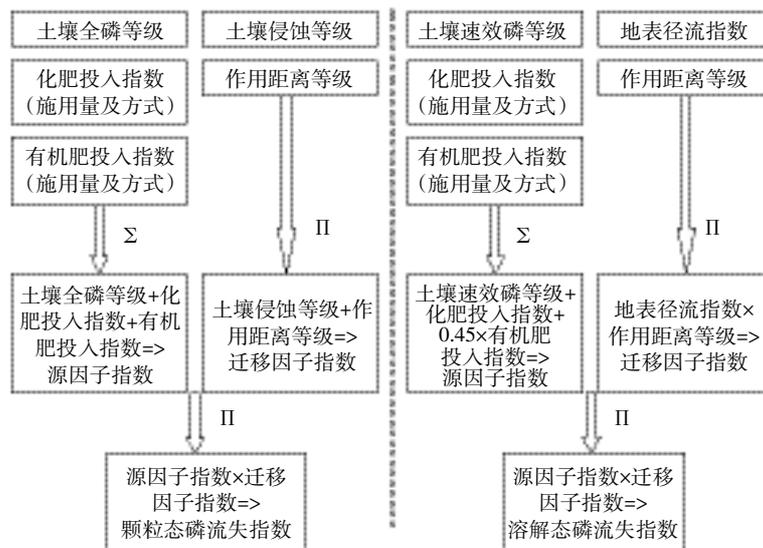


图 2 中国南方高原农业流域磷指数评价体系结构图

Figure 2 Evaluation system of phosphorus index for Chinese highland agricultural watersheds

表1 溶解态磷指数评价体系
Table 1 Evaluation criteria of dissolved phosphorus index

因子		溶解态磷流失相对值					
		极低	低	一般	高	很高	
源因子	土壤速效磷/mg·kg ⁻¹	测试值	<15	15~25	25~35	35~45	>45
		等级	2	4	6	8	10
	化肥磷/kg·hm ⁻²	施用量	<30	30~60	60~90	90~120	>120
		等级	2	4	6	8	10
	化肥施用方式	方法	不施	底肥深施	底肥+追肥	全部追肥	种前表施
		等级	0	2	4	6	8
		化肥磷投入指数=化肥磷施用量等级×化肥磷施用方式等级					
	有机肥磷/kg·hm ⁻²	施用量	<30	30~60	60~90	90~120	>120
		等级	2	4	6	8	10
	有机肥磷施用方式	方法	不施	底肥深施	底肥+追肥	全部追肥	种前表施
		等级	0	2	4	6	8
		有机肥磷投入指数=0.45×有机肥磷施用量等级×有机肥磷施用方式等级					
		源因子指数值=土壤速效磷等级值×2+化肥磷投入指数+有机肥磷投入指数					
迁移因子	地表径流指数	计算值	<12	12~24	24~48	48~72	>72
		等级	2	4	6	8	10
	作用距离(距排水沟)	测定值	>300	200~300	100~200	50~100	<50
		等级	1	4	6	8	10
		迁移因子指数值=地表径流等级×作用距离等级					
		溶解态磷流失指数=源因子指数值×迁移因子指数值					

表2 颗粒态磷指数评价体系
Table 2 Evaluation criteria of particulate phosphorus index

因子		颗粒态磷流失相对值					
		很低	低	一般	高	很高	
源因子	土壤全磷/g·kg ⁻¹	测试值	<0.5	0.5~0.8	0.8~1.1	1.1~1.4	>1.4
		等级	2	4	6	8	10
	化肥磷/kg·hm ⁻²	施用量	<30	30~60	60~90	90~120	>120
		等级	2	4	6	8	10
	化肥施用方式	方法	不施	底肥深施	底肥+追肥	全部追肥	种前表施
		等级	0	2	4	6	8
		化肥磷投入指数=化肥磷施用量等级×化肥磷施用方式等级					
	有机肥磷/kg·hm ⁻²	施用量	<30	30~60	60~90	90~120	>120
		等级	2	4	6	8	10
	有机肥磷施用方式	方法	不施	底肥深施	底肥+追肥	全部追肥	种前表施
		等级	0	2	4	6	8
		有机肥磷投入指数=有机肥磷施用量等级×有机肥磷施用方式等级					
		源因子指数值=土壤全磷等级值×2+化肥磷投入指数+有机肥磷投入指数					
迁移因子	土壤侵蚀/t·km ⁻² ·a ⁻¹	计算值	<2500	2500~5000	5000~8000	8000~15 000	>15 000
		等级	2	4	6	8	10
	作用距离(距排水沟)	测定值	>300	200~300	100~200	50~100	<50
		等级	1	4	6	8	10
		迁移因子指数值=土壤侵蚀等级×作用距离等级					
		颗粒态磷流失指数=源因子指数值×迁移因子指数值					

表3 数据类型及来源

Table 3 Types and sources of data

数据	来源
1:5万DEM图	国家基础地理信息中心
1:50万土壤类型图	全国第二次土壤普查
1:1万的土地利用图	洱源县土地局
水系图	国家基础地理信息中心
土壤全磷、速效磷、有机质和颗粒组成等	取不同土壤类型的0~20cm土样测试
肥料施用量及施用方式	农户调查以及农业统计资料
畜禽养殖情况	农户调查以及农业统计资料
气象数据	洱源县气象资料
土壤侵蚀图	USLE计算及ArcGIS制图
作用距离图	ArcGIS距离制图
土壤径流等级图	根据土壤水文组径流等级和坡度分布划分ArcGIS栅格叠加运算

居民区内)调查流域内不同区域化肥、有机肥的施用量和施用方式(时间和方法)。调查得知,畜禽粪便为流域内有机肥的唯一来源。查阅洱源县农业统计资料 and 全国污染源普查数据获得了流域内的畜禽养殖量和畜禽产磷系数,经计算得到畜禽产磷总量。本着就近使用的原则,假定畜禽粪便被施用到了调查点周边的农田上,结合土地利用现状图计算出单位面积有机肥磷投入量。

1.4.2 土壤磷素水平取样调查

土壤磷素水平包括土壤全磷和速效磷。2013年5月初,在流域内共采集了76个土壤样品(取样点见图3),每个样品由5个表层(0~20cm)土壤样品混合组成。采样选取非网格法,样点布设兼顾代表性、典型性、随机性和均匀性取样原则,同时考虑了土壤类型和土地利用方式上的差异。分别采用NaOH熔融-钼锑抗比色法和0.5 mol·L⁻¹ NaHCO₃浸提-钼锑抗比色法测试土样全磷和速效磷(Olsen-P)含量。

2 结果与讨论

2.1 磷指数评价体系建立

2.1.1 源因子

源因子包括外界肥料投入和土壤磷素水平。相关数据根据1.4调查结果获得,并结合ArcGIS得到土壤有机肥、化肥使用量及土壤全磷、速效磷分布图(图4)。

2.1.2 迁移因子

2.1.2.1 土壤侵蚀因子

土壤侵蚀是土壤磷流失的主要途径之一,本文选用目前被广泛应用的修正的通用土壤流失方程

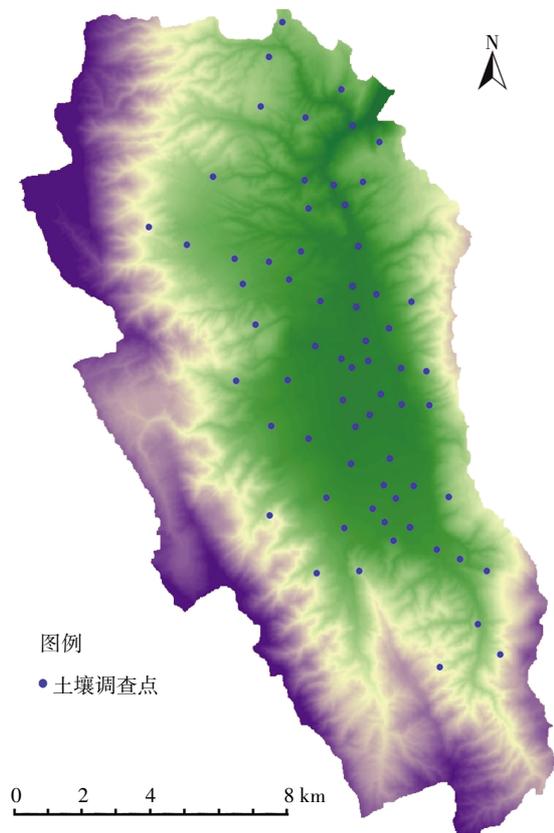


图3 凤羽河流域土壤取样点分布图

Figure 3 Soil sampling location in Fengyu River watershed

(RUSLE)来计算土壤侵蚀量,其计算公式如下:

$$A=R \times K \times L_s \times C \times P \times 100$$

式中:A为年土壤流失量,t·km⁻²·a⁻¹;R为降雨和径流因子,MJ·mm·hm⁻²·h⁻¹·a⁻¹;K为土壤可蚀性因子,t·hm²·h·hm⁻²·MJ⁻¹·mm⁻¹;L_s为坡度坡长因子;C为土地覆盖和管理因子;P是保护性措施因子;乘以100是将每公顷转化为每平方千米。

根据RUSLE方法计算得到土壤侵蚀量后,参考水利部颁布的土壤侵蚀分类分级标准^[25]确定划分本流域的土壤侵蚀分级(表2),并在ArcGIS中生成土壤侵蚀等级栅格图(图5)。

2.1.2.2 地表径流因子

影响地表径流发生的因素包括降雨、地形(如坡度)以及土壤渗透性、土壤含水率等。由于缺乏详细的降雨资料,本文参考Sharpley等^[26]的研究方法,采用土壤渗透性和坡度因子来反映地表径流的发生潜能。综合考虑土壤渗透性和坡度大小,确定地表径流指数,根据其大小反映地表径流对溶解态磷流失的影响程度(表1、图5)。

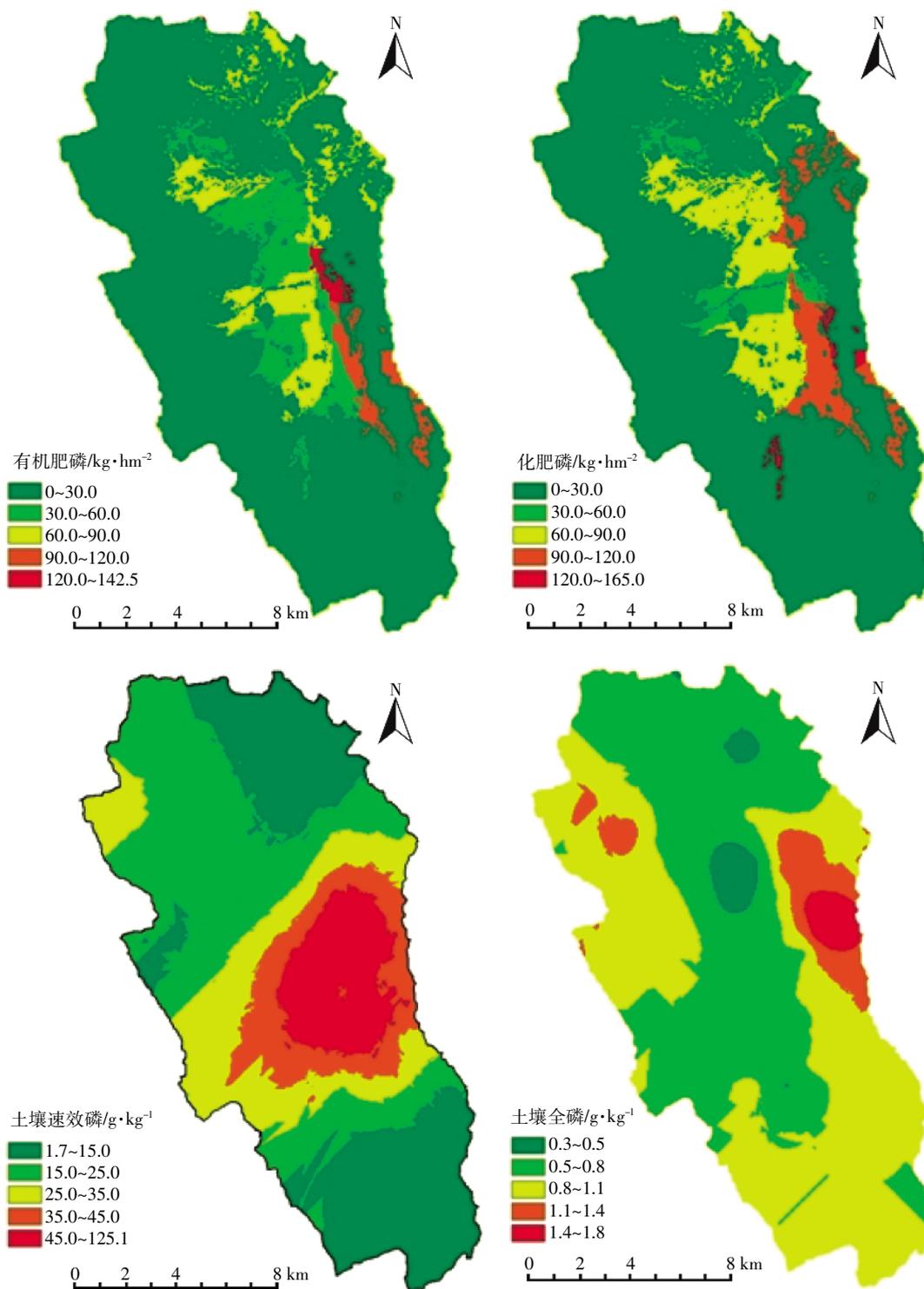


图4 源因子空间分布特征

Figure 4 Spatial characteristics of source factors in Fengyu River watershed

2.1.2.3 作用距离因子

作用距离指污染物从流失部位到河流的距离。由于磷在迁移过程中不断被稀释和截留,距离河流较远的磷源区对磷素流失量的贡献一般要比距离较

近的源区小,Gburek等^[14]将污染源与接纳水体之间的距离纳入迁移因子中,来更好地反映磷素的流失情况。此外,Sharpley等^[27]和 Sivertun等^[28]对作用距离的长度划分以及相应的磷素流失贡献等级的确定方

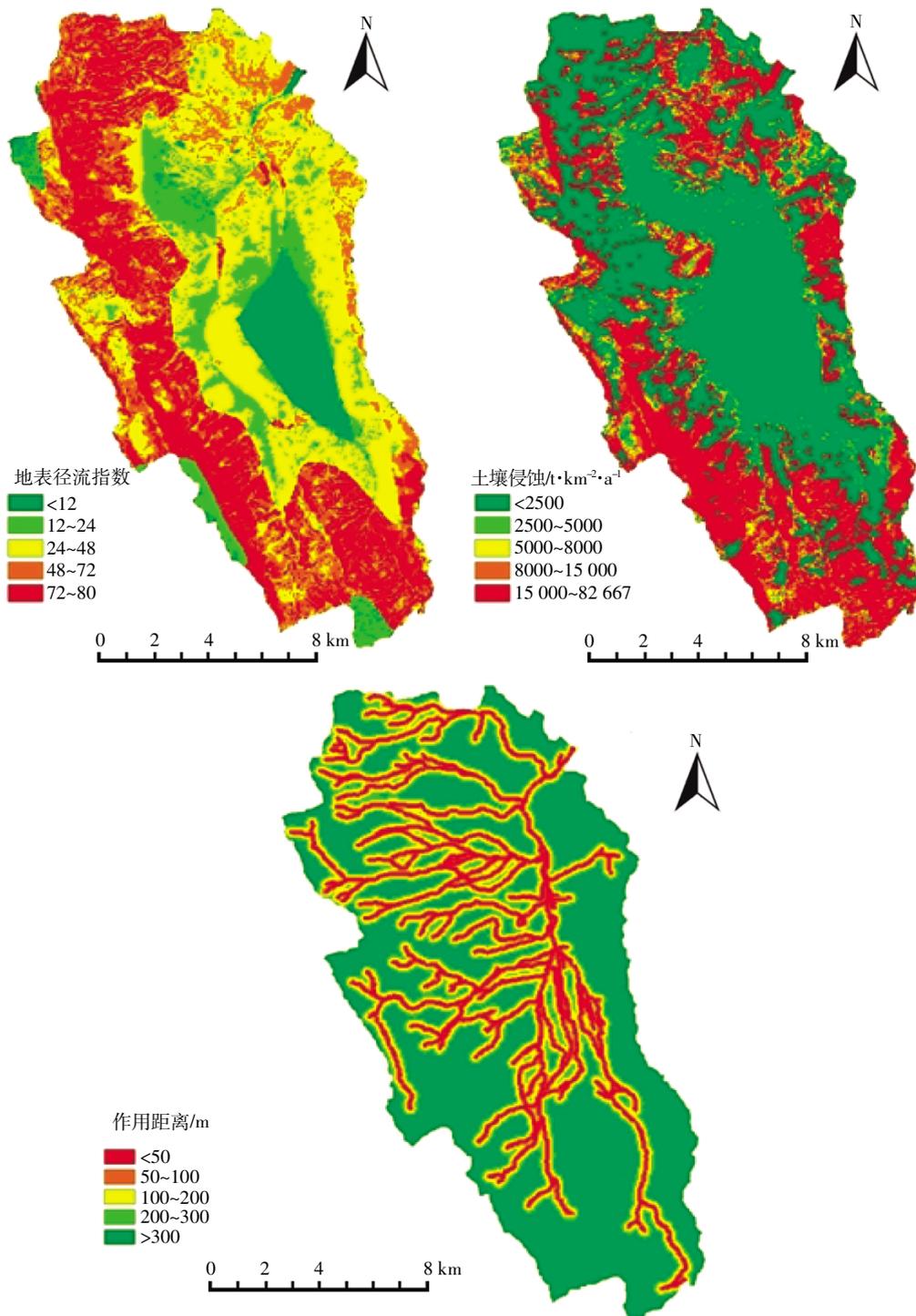


图5 迁移因子空间分布特征

Figure 5 Spatial characteristics of transport factors in Fengyu River watershed

法进行了研究。本文参考谢中伟^[29]对作用距离长度划分及贡献等级确定的方法制定了本研究区的作用距离因子等级指标(表1和表2),以此生成作用距离分布图(图5)。

2.2 源因子空间分布特征

源因子空间分布见图4。流域内土壤全磷含量最

低在 $0.3\sim 0.5\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,主要分布于流域偏北部,面积 3.5 km^2 ,仅占流域总面积的 1.6% ;较高的土壤全磷含量为 $1.1\sim 1.4\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,主要分布在流域东部 20.2 km^2 面积上;最高达到了 $1.4\sim 1.8\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分布于东部 2.4 km^2 面积上;大部分面积的土壤处于 $0.5\sim 1.1\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间。土壤 Olsen-P 含量最低在 $1.7\sim 15.0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,

主要分布在流域北部和南部,面积 63.6 km²,占流域总面积的 28.9%;较高和最高的土壤 Olsen-P 含量分别达到了 35.0~45.0 mg·kg⁻¹ 和 45.0~125.1 mg·kg⁻¹,分布在流域中东部,面积分别为 16.3 km² 和 12.3 km²,占流域总面积的 7.4%和 5.6%;大部分面积的土壤处于 15.0~35.0 mg·kg⁻¹。

流域内有机肥磷最高施用量在 120.0~142.5 kg·hm⁻² 之间,主要分布在流域中东部居民区周边的农田上,面积 1.3 km²,仅占流域总面积的 0.6%;较高有机肥磷施用水平处于 90.0~120.0 kg·hm⁻² 之间,主要分布在流域东南部,面积 5.1 km²,占流域总面积的 2.3%;大部分的土地处于较低的有机肥磷施用水平,仅为 0~60.0 kg·hm⁻²。化肥磷最高施用水平在 120.0~165.0 kg·hm⁻² 之间,零星分布于流域中东部和南部,面积 1.1 km²,仅占流域总面积的 0.5%;较高化肥磷施用水平处于 90.0~120.0 kg·hm⁻² 之间,主要分布于流域中东部,面积 11.7 km²,占流域总面积的 5.3%;大部分的土地化肥磷施用量处于较低的水平,仅为 0~60.0 kg·hm⁻²。

2.3 迁移因子空间分布特征

迁移因子空间分布见图 5。地表径流指数越大,发生地表径流的潜力越大,流域内最大的地表径流指数在 72~80 之间,主要分布在流域北部、西部和南部高海拔区,面积 50.8 km²,占流域总面积的 23.1%;最小的地表径流指数不到 12,主要分布在流域中部低海拔

区,面积 16.3 km²,占流域总面积的 7.4%。土壤侵蚀量最大在 15 000~82 667 t·km⁻²·a⁻¹ 之间,主要分布在流域西南部和南部,零星分布于流域其他高海拔区,面积 61.3 km²,占流域总面积的 27.9%;土壤侵蚀量最小不到 2500 t·km⁻²·a⁻¹,主要分布在流域中部低海拔区,零星分布于其他地区,面积 120.3 km²,占流域 54.7%。距河流 50 m 范围内,磷流失潜力最大,作用距离越大磷流失潜力越小。

2.4 磷指数空间分布特征及关键源区识别

2.4.1 溶解态磷流失风险分析及关键源区识别

溶解态磷流失指数代表磷的流失潜力,该指数越大,流失潜力越大,流失风险越高。流域内溶解态磷流失指数在 0.19~0.52 之间的区域溶解态磷流失风险最高,主要分布在流域中部和北部中下游河流两侧 100 m 范围内,分布面积较小,仅占流域总面积的 1.3%;指数在 0.11~0.19 之间的区域溶解态磷流失风险较高,分布范围和风险最高区基本一致,面积 5.5 km²,占流域总面积的 2.5%;流失指数在 0.06~0.11 之间的区域溶解态磷流失风险中等,在上中下游河流两侧 100 m 范围内都有分布,其他大部分区域流失指数极小,溶解态磷流失风险低(图 6)。

溶解态磷流失风险较高和最高的区域主要为中部和北部中下游河流两侧农田区。从源因子看,就流域整体水平而言该区域农田土壤速效磷仅处于中等水平;从迁移因子水平来看,地表径流指数均处于中

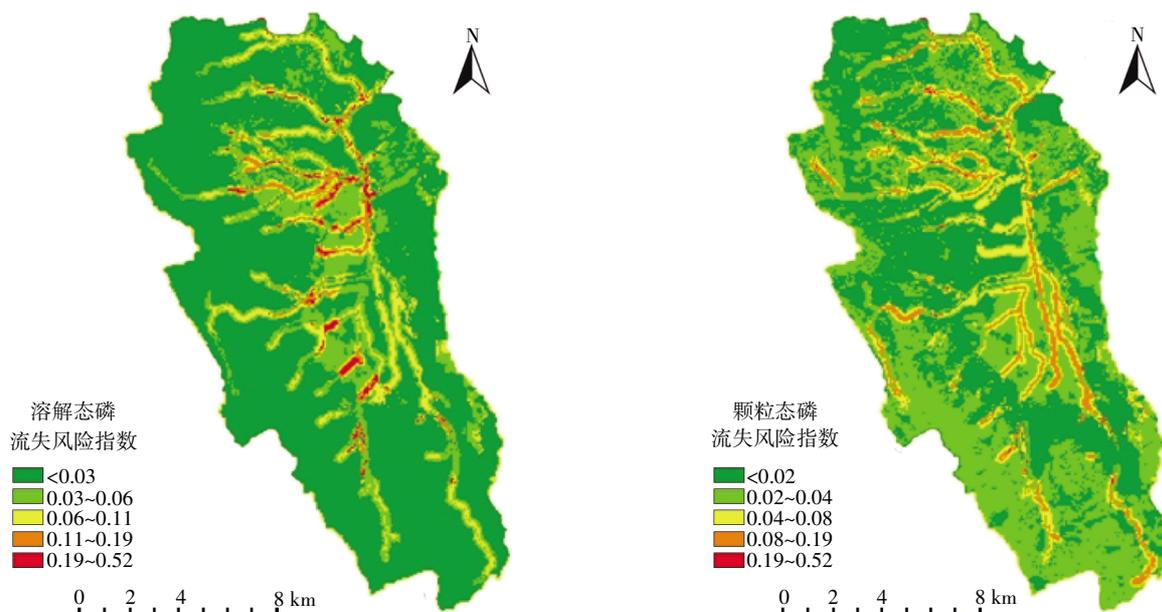


图 6 凤羽河流域溶解态磷及颗粒态磷流失风险等级分布

Figure 6 Distribution of risk grades of dissolved and particulate phosphorus losses in Fengyu River basin

到高水平。虽然有部分农田外界养分投入及土壤速效磷含量较高,但地表径流指数极低,因此未出现较高的磷流失风险。部分林草地区地表径流指数很高,但由于土壤养分含量和外界养分投入水平均较低,也未出现较高的磷流失风险。以上说明溶解态磷流失受源因子和迁移因子的综合作用,只有两个因子都处于中等以上水平时,流失风险才会较高;单独一个因子水平处于很高水平(较高或最高),而另一个因子水平很低,磷流失风险不会很高。

Pionk 等^[30]将污染物来源和迁移相重合的区域定义为污染关键源区,并认为在关键源区采取削减措施可以明显改善受纳水体的水质。Gburek 和 Sharpley^[31]认为易于磷素迁移的磷源区即为控制磷流失的关键区,并且指出流域内 20% 的区域(关键源区)贡献了 80% 的磷流失量。在实际应用中前人一般将分布面积较小且流失风险高的区域作为面源磷流失防控的关键区^[19-22]。因此,本研究将仅占流域面积 1.3% 和 2.5% 的流失较高和最高风险区确定为凤羽河流域溶解态磷流失控制的关键源区,即分布在中下游河流两侧 100 m 范围的农田区。

2.4.2 颗粒态磷流失风险分析及关键源区识别

流域内颗粒态磷流失指数在 0.19~0.52 之间的区域颗粒态磷流失风险最高,零星分布河流两侧 100 m 范围内,分布面积积极小,仅占流域总面积的 0.2%;指数在 0.08~0.19 之间的区域颗粒态磷流失风险较高,主要分布在上中下游河流两侧 100 m 的范围内,面积 12.1 km²,占流域总面积的 5.5%;流失指数在 0.02~0.04 之间的区域颗粒态磷流失风险中等,主要分布在上中下游河流两侧 100~200 m 的范围内,其他大部分区域流失指数极小,颗粒态磷流失风险低(图 6)。

颗粒态磷流失风险最高和较高的区域在草地、农田均有分布:磷流失风险较高的草地虽然外界养分投入近乎为零,但局部区域土壤全磷含量处于较高水平,且草地土壤侵蚀指数较大;处于流失高风险区的农田土壤全磷含量为中等水平,外界养分投入量处于较高水平,且土壤侵蚀水平也在中等左右。颗粒态磷流失风险的分布特征和溶解态磷相似,风险受源因子和迁移因子的综合影响,迁移因子水平高而源因子水平很低或源因子水平高而迁移因子水平低均不会出现较高的磷流失风险。

基于和溶解态磷流失关键源区相同的确定方法,本研究将分别占流域面积 0.2% 和 5.5% 的流失较高和最高风险区确定为颗粒态磷流失控制关键源

区,即分布在上中下游河流两侧 100 m 范围内的草地和农田区。

3 结论

新的磷指数评价体系将磷流失分为地表径流溶解态磷流失和土壤侵蚀颗粒态磷流失两部分,分别对溶解态磷和颗粒态磷的流失风险进行了评价及关键源区的识别。结果表明,两种形态的磷流失较高和最高风险区均分布于河流两侧 100 m 的范围内,但溶解态磷流失较高和最高风险区主要为河流中下游的农田区,而颗粒态磷流失较高和最高风险区在河流上游草地和河流中下游的农田区均有分布。

参考文献:

- [1] Carpenter S R, Caraco N F, Correll D L, et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen[J]. *Ecological Applications*, 1998, 8: 559-568.
- [2] Correll D L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(2): 261-266.
- [3] Smith V H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: A global problem[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2003, 10(2): 126-139.
- [4] USEPA. National water quality inventory: Report to congress 2004 Reporting Cycle. EPA 841-R-08-001, 2009. http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/cwa/305b/upload/2009_01_22_305b_2004report_2004_305Breport.pdf (accessed 15 Mar. 2013)
- [5] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家统计局, 中华人民共和国农业部. 第一次全国污染源普查公报. 2010. <http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201002/W020100210571553247154.pdf>.
- [6] 周慧平, 高超. 巢湖流域非点源磷流失关键源区识别[J]. *环境科学*, 2008, 29(10): 2696-2702.
ZHOU Hui-ping, GAO Chao. Identifying critical source areas for non-point phosphorus loss in Chaohu watershed[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(10): 2696-2702.
- [7] Qiu Z Y. Assessing critical source areas in watersheds for conservation buffer planning and riparian restoration[J]. *Environmental Management*, 2009, 44(5): 968-980.
- [8] Shen Z Y, Hong Q, Chu Z, et al. A framework for priority non-point source area identification and load estimation integrated with APPI and PLOAD model in Fujiang Watershed, China[J]. *Agricultural Water Management*, 2011, 98(6): 977-989.
- [9] 李振炜, 于兴修, 姚孝友, 等. 农业非点源污染关键源区识别方法研究进展[J]. *生态学杂志*, 2011, 30(12): 2907-2914.
LI Zhen-wei, YU Xing-xiu, YAO Xiao-you, et al. Identification approaches of critical source area of agricultural non point source pollution: A review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(12): 2907-2914.
- [10] Lucci G M, McDowell R W, Condon L M. Phosphorus source areas in a

- dairy catchment in Otago, New Zealand[J]. *Soil Research*, 2012, 50: 145–156.
- [11] Pionke H B, Gburek W J, Sharpley A N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin[J]. *Ecological Engineering*, 2000, 14(4): 325–335.
- [12] Srinivasan M S, McDowell R W. Identifying critical source areas for water quality: I. Mapping and validating transport areas in three head-water catchments in Otago, New Zealand[J]. *Journal of Hydrology*, 2009, 379(1–2): 54–67.
- [13] Lemunyon J L, Gilbert R G. The concept and need for a phosphorus assessment tool[J]. *Journal of Production Agriculture*, 1993, 6(4): 483–486.
- [14] Gburek W J, Sharpley A N, Heathwaite L, et al. Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(1): 130–144.
- [15] Hughes K J, Magette W L, Kurz I. Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes[J]. *Journal of Hydrology*, 2005, 304(1–4): 430–445.
- [16] Andersen H E, Kronvang B. Modifying and evaluating a P index for Denmark[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2006, 174(1–4): 341–353.
- [17] Sharpley A, Beegle D, Bolster C, et al. Phosphorus indices: Why we need to take stock of how we are doing[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41: 1710–1719.
- [18] 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.
ZHANG Shu-rong, CHEN Li-ding, FU Bo-jie, et al. The risk assessment of nonpoint pollution of phosphorus from agricultural lands: A case study of Yuqiao Reservoir watershed[J]. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(3): 262–269.
- [19] 王丽华. 密云县境内密云水库上游地区磷流失风险性评价[D]. 北京: 首都师范大学, 2006.
WANG Li-hua. Risk of phosphorus loss in the watershed of Miyun Reservoir[D]. Beijing: Capital Normal University, 2006.
- [20] 欧洋. 基于GIS的流域非点源污染关键源区识别与控制[D]. 北京: 首都师范大学, 2008.
OU Yang. Identification of critical source areas (CSAs) for nonpoint source pollution in Miyun watershed[D]. Beijing: Capital Normal University, 2008.
- [21] 张平, 高阳昕, 刘云慧, 等. 基于氮磷指数的小流域氮磷流失风险评价[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(6–7): 1018–1025.
ZHANG Ping, GAO Yang-xin, LIU Yun-hui, et al. Identification on the risk of nitrogen and phosphorus loss at small watershed based on nitrogen and phosphorus index[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(6–7): 1018–1025.
- [22] Zhou H P, Gao C. Assessing the risk of phosphorus loss and identifying critical source areas in the Chaohu Lake Watershed[J]. *China Environmental Management*, 2011, 48(5): 1033–1043.
- [23] Mallarino A P, Stewart B M, Baker J L, et al. Phosphorus indexing for cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, 57(6): 440–447.
- [24] Reid D K. A modified ontario P index as a tool for on-farm phosphorus management[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2011, 91(3): 455–466.
- [25] 中华人民共和国水利部. SL190—2007 土壤侵蚀分类分级标准[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.
The Ministry of Water Resources of People's Republic of China. SL190—2007. Standards for classification and gradation of soil erosion [S]. Beijing: China Water Power Press, 2008.
- [26] Sharpley A N, McDowell R W, Weld J L, et al. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(6): 2026–2036.
- [27] Sharpley A N, Kleinman P J A, Heathwaite A L, et al. Integrating contributing areas and indexing phosphorus loss from agricultural watersheds[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2008, 37(4): 1488–1496.
- [28] Sivertun A, Prange L. Non-point source critical area analysis in the Gisselo watershed using GIS[J]. *Environmental Modeling & Software*, 2003, 18(10): 887–898.
- [29] 谢中伟. 松华坝流域农业非点源污染关键源区识别[D]. 昆明: 云南师范大学, 2009.
XIE Zhong-wei. Identification of critical source areas (CSAs) for agricultural nonpoint source pollution in Songhuaba watershed[D]. Beijing: Yunnan Normal University, 2009.
- [30] Pionke H B, Gburek W J, Sharpley A N, et al. Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed[J]. *Water Resource Research*, 1996, 32: 1795–1804.
- [31] Gburek W J, Sharpley A N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27: 267–277.