

农业非点源污染关键源区识别方法研究进展*

李振炜^{1,2} 于兴修^{1*†} 姚孝友³ 井光花^{1,2}

(¹山东省水土保持与环境保育重点实验室, 临沂大学水土保持与环境保育研究所, 山东临沂 276005; ²山东师范大学人口资源与环境学院, 济南 250014; ³水利部淮河水利委员会水土保持监测总站, 安徽蚌埠 233001)

摘要 在农业非点源污染研究中, 识别污染发生的关键源区非常重要。在介绍输出系数法、污染指数法和非点源污染模型法等主要农业非点源污染关键源区识别方法的基础上, 分析了输出系数取值、污染指数因子权重分级以及非点源模型法参数获取等方面存在问题, 并从野外观测、现有不同识别方法的结合、多角度识别方法的研究以及新技术的应用与集成等方面对未来关键源区识别研究进行了展望, 以期对农业非点源污染评价与控制提供借鉴。

关键词 农业非点源污染; 关键源区; 输出系数; 污染指数; 非点源污染模型

中图分类号 X505 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2011)12-2907-08

Identification approaches of critical source area of agricultural non-point source pollution: A review. LI Zhen-wei^{1,2}, YU Xing-xiu¹, YAO Xiao-you³, JING Guang-hua^{1,2} (¹Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Environmental Protection of Shandong Province, Institute of Soil and Water Conservation and Environmental Protection, Linyi University, Linyi 276005, Shandong, China; ²College of Population, Resource and Environment, Shandong Normal University, Jinan 250014, China; ³The Division of Water and Soil Conservation of the Huaihe River Commission, Ministry of Water Resources, Bengbu 233001, Anhui, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(12): 2907-2914.

Abstract: Non-point source pollution has remarkable spatial variability, and the pollutants coming from several landscape units usually account for the majority of the pollutant loads in a catchment. These landscape units are the critical non-point source pollution areas (CSAs). How to identify the critical source areas of pollutant losses from agricultural lands is very important for the control of agricultural non-point source pollution. The approaches such as export coefficient, pollution index, and non-point source pollution model are adopted to identify the CSAs at field and catchment scales. This paper mainly described the applicability and the problems of the approaches with systematic analysis, and, aiming at the present research characteristics and existing problems, offered the concrete proposals and expectations for the future study, such as field observation, combination of existing identification methods, methods for multi-angle identification, and application and integration of new technologies.

Key words: agricultural non-point source pollution; critical source area; export coefficient; pollution index; non-point source pollution model.

由农业生产活动引发的氮、磷等营养元素流失是淡水水体富营养化的最直接原因, 已成为农业非点源污染控制研究的主要内容之一(张淑荣等, 2004; 薛利红和杨林章, 2009) 由于农业非点源污染

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, 不同景观单位面积污染负荷的空间差异十分显著, 决定了非点源污染不可能像点源污染那样进行集中处理(周慧平和高超, 2008; 唐艳凌和章光新, 2009)。关键源区(CSAs)是指少数景观单元输出的污染物往

* 教育部新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-08-0877)、山东省科技攻关项目(2009GG10006015)、水利部准委科技项目(SBJ2010003)和临沂市重大科技创新项目(201011019)资助。

* * 通讯作者 E-mail: yuxingxiu@lyu.edu.cn

收稿日期: 2011-05-20 接受日期: 2011-09-02

往占了整个流域污染负荷的大部分,对受纳水体的质量有着决定性的影响,而大部分景观单元则只输出少量污染物(周慧平等,2005)。因此识别非点源污染的关键源区,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地段进行重点治理,可大大降低治理难度和提高治理成效(Strauss *et al.*, 2007)。本文重点论述几种主要关键源区识别方法的研究进展,并对各方法的适用性和存在的问题进行系统分析,以促进我国农业非点源污染控制应用。

1 关键源区识别方法研究进展

1.1 输出系数法

20世纪70年代初期,美国、加拿大在研究土地利用-营养负荷-湖泊富营养化关系的过程中,提出并应用了输出系数法(Beaulac & Reckhow, 1982)。输出系数法主要通过计算不同土地利用类型污染物的实际流失量,找出污染负荷量大的流域或流域的重要部位作为关键源区,适用的流域面积在 $10^2 \sim 10^5 \text{ km}^2$ (Theodore & Eric, 2003)。

$$L = \sum_{i=1}^m E_i \times A_i \quad (1)$$

式中: L 为污染负荷; m 为土地利用类型数目; E_i 为各土地利用类型某种污染物的输出系数; A_i 为第 i 种土地利用类型的面积。

Johnes (1996) 在土地利用分类的基础上,增加了流域内的畜禽和人口等因素,对种植不同作物的耕地、不同数量和分布的畜禽分别采用不同的输出系数,从而对关键源区的划分更加细化。Soranno 等 (1996) 提出了改进的磷输出系数模型,考虑了营养物来源距受纳水体之间的距离。在前述 Johnes 模型的基础上, Worrall 和 Burt (1999) 针对污染物输出系数的变化有滞后效应,又提出了流域氮动态流失模型。USEPA (2001) 于 2001 年开发了 PLOAD 输出系数模型,至今被广泛应用。崔广柏等 (2003) 运用 PLOAD 模型得出了锡山流域的关键源区,并提出了最优管理措施。龙天渝等 (2008) 在 Johnes 输出系数模型中引入新的污染负荷系数,并与分布式 SLURP 水文模型相结合对三峡库区的非点源氮磷负荷进行了预测,认为农田是该地的主要污染源。刘瑞民等 (2009) 利用此模型对大辽河上游进行非点源污染输出风险分析,在空间上输出风险差异较大,风险概率高的地方一般在主要的河流附近,为该

流域的关键源区。

1.2 污染指数法

污染指数法,也称多因子综合分析法,通常是研究影响污染物输移的各个因子之间的关系,然后对各个因子赋予不同的权重,通过权重的计算来评价该区域污染程度的高低,得出非点源污染物的流失风险指数图,通过指数分级划分流域的关键源区。比较常用的方法有非点源污染潜力指数法 (agricultural pollution potential index, APPI) 和磷指数法 (phosphorus index, PI)。

1.2.1 潜力指数法 APPI 法是 Petersen 等 (1991) 早在 1991 年建立的一个用于较大区域尺度的农业非点源污染潜力指数评价系统,他们还结合 GIS 技术评价了宾夕法尼亚州不同流域农业非点源污染发生的潜力,并识别出污染流失的重点发生区。APPI 指数系统包括 4 个分指数:泥沙输出指数 (SPI)、径流指数 (RI)、人畜排放指数 (PALI) 及化肥利用指数 (CUI)。APPI 的模型公式和模型所涉及参数含义如下:

$$APPI = RI_i \times WF_1 + SPI_i \times WF_2 + CUI_i \times WF_3 + PALI_i \times WF_4 \quad (2)$$

式中: i 为不同的区域; WF 为不同指数的权重。

RI 用于评价地表径流产生能力,采用 SCS-CN 法计算地表径流量; SPI 用于评价泥沙流失潜力,采用 RUSLE 模型计算土壤流失量,结合泥沙输移率计算潜在的泥沙负荷量; CUI 用于评价化肥使用对非点源污染发生潜力的贡献,将所划分不同利用类型土地的面积占区域总面积的百分比乘以对应的指数即得 CUI 值; PALI 用于评价人畜排泄物的发生潜力及其对水体的影响,据人畜数量和负荷系数估算总负荷量。将各指数标准化并赋予不同权重计算 APPI 值,对 APPI 值进行排序分级,圈定流域的关键源区。

APPI 法在我国已有应用,周徐海等 (2006) 应用 APPI 确定太湖流域农业非点源污染的关键源区,判定非点源污染发生的高风险区域和优先控制、治理区域;孟丹等 (2008) 应用 APPI 对双阳河流域农业非点源发生潜力进行了评价,确定了流域内容易发生农业非点源污染的区域。

1.2.2 磷指数法 Lemunyon 和 Gilbert (1993) 首先提出了 PI 法 (式 3),该法选取土壤侵蚀、地表径流、化学磷肥、有机磷肥的施用量和施用方法等 8 个因子构建评价指标体系,赋予每个因子相应的权重值,

然后通过公式加和计算得到 PI 指数,最后将计算的 PI 指数从小到大分为 4 类风险等级(低、中、高、很高),从而获得研究区的磷流失潜在风险空间分布,界定出磷流失关键源区的位置。

$$PI = \sum_{i=1}^n (F_i \times W_i)$$

(3)

式中: F_i 为第 i 个因子等级值; W_i 为第 i 个因子权重。

Gurbert 等(2000)把源因子和迁移因子之间的加法关系改为乘法关系(公式 4),保证了高风险区必须同时具备源因子和迁移因子 2 个条件,避免了将所有潜在流失风险当成实际的流失风险,目前这是应用最为广泛的 PI 值计算方法,例如美国宾夕法尼亚州、佛罗里达州(Kogelamn *et al.*, 2004)等都是采用乘法计算 PI。

$$PI = (\sum_{i=1}^m SF_i \times W_{si}) \times (\sum_{j=1}^n TF_j \times W_{ij})$$

(4)

式中: SF_i 为源因子; TF_j 为迁移因子; W_{si} 为第 i 个源因子权重; W_{ij} 为第 j 个迁移因子权重。

随着距离因子在 PI 法中的纳入,使 PI 法较多的应用在流域尺度上评估磷流失风险,如 Hughes 等(2005)将改进的 PI 法应用到爱尔兰的 30 个小流域(流域面积 1 ~ 29 km²),结果均能识别出流域的关键源区。一些学者还将模型运用到了更大的区域,如 Birr 和 Mulla(2001)将 PI 法应用到美国明尼苏达州的 60 个流域(流域面积 40 ~ 5407 km²),指出模型在应用于大尺度时要考虑距受纳水体的距离,以及土壤侵蚀在磷迁移过程中的作用;Andersen 和 Kronvang(2006)将 PI 法应用到丹麦的 Odense Fjord 流域(流域面积 1000 km²),结果表明,PI 法能够很好地预测较大尺度流域磷潜在流失的关键源区。

在国内 PI 法的应用才刚刚起步,张淑荣等(2003)最早在于桥水库流域(流域面积 2025 km²)建立 PI 法,把极高危险性和较高危险性的区域作为磷流失的关键源区;李琪等(2007)根据 Hughes 提出的流域尺度磷流失危险分级方案,提出了修正的流域尺度磷分级方案,把危险性高的地区作为磷流

失的关键源区,获取了妣水河流域(流域面积 1073 km²)磷流失的关键源区;周慧平和高超(2008)建立适用于大尺度流域的 PI 法,将其应用到巢湖流域(流域面积 13349 km²),通过完善源因子和迁移因子体系识别了流域关键源区。

1.3 非点源污染模型法

目前普遍使用的非点源污染模型大多数是在 20 世纪 70 年代和 80 年代建立起来的,之后得到了不断的修正和改进。从流域模型的参数空间特征划分,模型可分为分布式和集总式:分布式模型是将流域景观具体划分为几个较小的功能性土地单元,模型对每个具体土地单元进行非点源污染负荷计算,进而可对整个流域进行预测、识别非点源污染的时空分布,确定流域的关键源区;集总式模型利用空间参数的平均值计算整个流域,常用 USLE 模型法来识别流域内的关键源区,将土壤流失严重的地区作为农业非点源污染的关键源区。

1.3.1 分布式非点源污染模型 目前,用于非点源关键源区识别的经典分布式模型有 ANSWERS、AG-NPS(AnnAGNPS)和 SWAT 模型(表 1)。

(1) ANSWERS 模型

ANSWERS 模型是 Beasley 等(1980)在原有 ANSWERS 模型基础上建立的,最初模型只研究地表水文过程,Beasley 等(1982)又把侵蚀和泥沙运动等过程加入模型中,Dillaha 和 Beasley(1983)将模型中的泥沙输移计算进一步改进为不同粒径泥沙颗粒的产沙和输沙过程。模型最新版本 ANSWERS-2000 是 20 世纪 90 年代中期开发的连续性模拟模型,在该版本中,营养子模型得以验证,渗透、土壤湿度得以改进,而且添加了植物生长成分以便长期连续模拟(Bouraoui & Dillaha,1996)。

在 Watkinsville 和 Georgia 流域对 ANSWERS-2000 模型进行了检验,结果表明该连续模型能够很好地预测 2 个流域非点源污染物的流失,进而确定流域内的关键源区(Griffin *et al.*, 1988);ANSWERS-2000 在维吉尼亚 Nomini Creek 流域子流域进行了

表 1 分布式非点源污染模型
Table 1 Distributed non-point source pollution model

模型名称	开发时间	时间尺度	尺度范围	模块构成
ANSWERS	1977	兼具单次暴雨与长期连续模拟	面积约为 10000 hm ²	径流入渗、泥沙和蒸发散模块
AGNPS (AnnAGNPS)	1987 (1998)	兼具单次暴雨与长期连续模拟	几公顷到 20000 hm ²	水文、侵蚀和沉积输移、化学物传输模块
SWAT	1996	长期连续模拟	约 4000 ~ 5000 km ² 的流域	子流域模块和汇流演算模块

泥沙养分的模拟,并运行了8年(Thomas & Beasley, 1986)。随后,Bouraoui等(1997)将地下水因子加入到模型中,克服了在基流较强流域中不能使用此模型确定关键源区的局限。

在国内,ANSWERS模型用来确定流域关键源区的研究较少,大多数研究集中在模型的适用性检验上。如陈一兵(1997)对该模型应用到中国的可能性进行了研究,采用ARC/INFO建立流域数据库,预测了大、中、小3场降雨的土壤侵蚀量,与实测结果十分相近。牛志明等(2001)运用ANSWERS2000模型对我国三峡库区小流域进行了土壤侵蚀模拟,缓坡条件下的侵蚀产沙模拟精确度较高,在缓坡条件下得到了良好的应用。

(2) AGNPS模型

AGNPS模型是由美国农业部农业研究局(USDA-ARS)与明尼苏达州污染防治局共同研制出的计算机模型,用以对农业流域氮、磷元素输移预测和流域水质重要性排序,还可对一次暴雨径流和侵蚀产沙过程进行预测(Young *et al.*, 1989)。径流通过SCS曲线法预测,泥沙的侵蚀和沉积量采用修正的USLE预测,营养物质的输移则参考CREAMS模型。AnnAGNPS是USDA-ARS与自然资源保护局(NRCS)1998年共同研发的一个高级流域评价工具,它是针对农业流域对管理措施的响应而设计的基于连续事件的分布式模型,模型直接替代了场次降雨模型AGNPS,但同时保留了其重要特征(Grunwald & Norton, 1999)。

Ma等(2001)选择Michigan市Monow湖子流域Kalamazoo区域作为研究区,将研究区划分为单元格,用AGNPS模型模拟该地区的土壤侵蚀与磷流失,结果表明,农田村庄和马场分别为2个高磷区。Baginska等(2003)运用AnnAGNPS模型预测Currency Creek流域输出的氮、磷负荷量,确定流域的关键源区,提出最佳管理措施。Polyakov等(2007)运用AnnAGNPS确定了夏威夷Hanalei盆地的产沙量,5%的区域被确定为重点治理的关键源区。

在国内,程炯等(2007)运用AnnAGNPS模型对新田小流域径流量、总氮和总磷进行模拟估算,在水田+旱地景观流域,地表起伏大,下垫面较为复杂,水田+旱地景观为农业非点源污染的关键源区;张玉珍(2007)运用AGNPS模型模拟氮磷从每一个网格的输出,确定了流域两侧的坡地区是可溶态氮磷流失和迁移的关键源区;黄志霖等(2008)对AGNPS

模型机理与预测偏差影响因素进行分析,其中部分参数取值要根据地区的实际情况取值,并提出利用模型对流域的径流、泥沙和化学物质输出和迁移过程的预测,找出关键源区;王静等(2009)用AnnAGNPS模型结合GIS技术,对丹江库区黑沟河流域2003年农业面源污染负荷进行了定量模拟,并且用同步水质监测数据检验了该模型在丹江库区低山丘陵型流域的适用性,确定了居民用地、坡耕地和荒地是该流域污染物流失的关键源区。

(3) SWAT模型

SWAT模型是美国农业部农业研究所于90年代初期开发的一个可以进行长期连续模拟的水文模型。模型主体基于物理过程,模型子流域模块负责对输入各个子流域主河道内的水、泥沙、营养物及化学物质进行计算;汇流演算模块则确定了水、泥沙、营养物等物质从各河道向流域出口的运动迁移并对其负荷进行演算汇总(张银辉, 2005)。

TriPathi等(2003)运用SWAT模型对印度Nagwan流域的非点源污染关键区进行识别,并对关键源区的不同管理措施组合的有效性进行综合评价,取得了满意的结果;Ullrich和Volk(2009)通过因生产管理、土地利用调整等引起模型中参数的变化进行校正,并进行区域氮磷流失风险评价;Ghebremichael等(2010)则运用模型确定了美国佛蒙特州罗克里弗流域磷流失的关键源区,关键源区占总面积的24%,而磷流失量却达到总量的80%。

在国内,苏保林等(2006)采用经过参数率定和模型验证的密云水库流域非点源SWAT模型系统,对非点源污染时空变化、负荷关键区进行了识别,农牧业活动发达的区域是非点源污染流失的关键区域;Ouyang等(2008)运用此模型估算了四川巴中市10年有机氮和有机磷的平均分布,确定了流域的关键源区;张平等(2011)基于校正和验证后的SWAT模型,在模拟区域氮磷流失负荷的基础上,参考水质控制标准,对密云水库上游沿湖区氮磷流失风险区进行划分;葛怀凤等(2011)等用10年系列数据构建SWAT模型水质模块,对海河干流天津段污染关键源区进行了识别,同时计算各类型污染对关键源区的贡献率。

1.3.2 通用土壤流失方程 美国政府和土壤侵蚀学家提出的修正通用土壤侵蚀方程USLE(Wischmeier, 1978)是目前应用最广泛的土壤侵蚀模型(式5)。

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (5)$$

式中: A 为年土壤流失量; R 为降雨侵蚀力; K 为土壤可蚀性因子; L 为坡长因子(无量纲), S 为坡度因子(无量纲); C 为植被覆盖因子(无量纲); P 为水土保持措施因子(无量纲)。

为了应用 GIS 对非点源污染关键区进行初步识别, Sivertun 和 Prange (2003) 提出了改进的 USLE 模型, 即 MUSLE 模型其表达式如下:

$$P = K \times S \times W \times U \quad (6)$$

式中: P 为风险图, 显示侵蚀和污染物淋溶的风险; K 为土壤因子图; S 为坡度因子图; W 为河道因子图; U 为土地利用因子图。构建该模型的关键部分是确定因子图的分类, 土壤、坡度和土地利用图大多采用 McElroy 等 (1976) 所确定的分类值。

Maas 等 (1985) 最先用通用土壤流失方程来识别小流域的关键源区, 并提出土壤流失严重的地区大都也是农业非点源污染的关键源区; Fargas 等 (1997) 将排水密度和地表岩性作为主要因子来估算泥沙侵蚀的风险, 在区域尺度上对泥沙侵蚀的关键源区进行了识别; Pionke 等 (2000) 在 30 年的试验与观测资料的基础上, 运用 USLE 模型对宾夕法尼亚州典型农业山地流域氮、磷输出的关键源区进行了识别与分析; Sivertun 和 Prange (2003) 则运用改进的 USLE 模型结合 GIS 对瑞典 Gisselo 流域污染物和沉积物的关键源区进行了识别。

在国内, 胡连伍等 (2007) 运用 USLE 模型结合 GIS, 引入施肥调整因子及河网因子, 识别以农业景观为主的杭埠——丰乐河流域非点源污染风险区; 庞靖鹏等 (2007) 运用 MUSLE 模型对北京市密云水库流域非点源污染关键源区进行了识别; 王光谦等 (2010) 选取降雨侵蚀力、土地覆盖、土壤可蚀性、地形和施肥因子 5 个因子, 对南水北调中线老鹳河流域农业非点源污染关键源区进行了识别, 其中污染风险最高的区域只占流域总面积的 3.75%, 可划定为重点关键源区进行重点治理, 同时应兼顾污染风险次之的区域。

2 关键源区识别方法研究存在的问题

2.1 输出系数取值问题

输出系数法模型结构简单, 方便实用, 且所需资料较少, 模型一般直接评估和预测总氮和总磷的负荷量, 较少涉及氮、磷元素的具体存在形式, 因而减少了很多繁琐的研究过程并使模型结果的可靠度大

为提高 (蔡明等, 2004)。但输出系数模型在区域尺度上的应用需要大量的实地监测资料, 与国外相比我国大多数流域监测站点少, 同时部门之间数据共享程度差, 在应用输出系数模型时相关参数大多借鉴同类地区的已有研究成果, 因而会产生较大的误差。以监测为基础确定区域输出系数数值的研究相对较少 (薛利红和杨林章, 2009), 虽然李恒鹏等 (2004)、梁涛等 (2005)、李兆富等 (2007) 根据实测数据研究了不同土地利用类型的输出系数, 但研究也仅仅停留在浓度的表达上, 很少结合丰富的流量数据进行分析。

2.2 污染指数法因子权重及分级问题

污染指数法是识别关键源区比较实用的方法, 所需要的因子比较容易获得, 同时评价系统具有很强的灵活性, 可根据研究区的特征进行适当的修改 (周慧平等, 2005); 但由于评价的结果并不是营养元素的实际流失量, 而是表示营养元素流失潜在危险性高低的一个相对值, 在因子权重的确定、风险等级的划分环节缺乏统一的标准, 带有一定的主观性, 会影响污染指数法的计算以及关键源区的识别结果, 如何合理的确定评价系统的划分标准并且对最终的结果进行验证还有待进一步研究 (李娜和郭怀成, 2010)。同时, 对于磷指数法, 由于 N 和 P 在土壤中不同的迁移扩散途径, 使得 N 和 P 具有不同的关键源区 (Dowell *et al.*, 2001), 因此并不能单纯实施农业非点源 N 和 P 各自的管理控制措施, 如有些地方以控制 P 流失的免耕措施反而会增加 N 的淋溶作用 (Heathwaite *et al.*, 2005a)。对于潜力指数法, 非点源污染高潜力产生区域并不一定是非点源污染的关键源区, 高潜力污染产生区仅为源因子, 只有源因子和迁移因子都高的区域才是关键源区。

2.3 非点源模型法参数获取问题

分布式非点源污染负荷模型法的优点在于模型的机理模拟比较符合实际, 在基础数据比较翔实的情况下可以比较精确地模拟小区域甚至整个流域的非点源污染; 但同时详细的数据模型需要大量数据作支撑, 在资料缺乏地区往往难以有效地应用, 众多参数的获取限制了该方法的使用 (张秋玲等, 2007)。非点源污染关键源区的分布与土壤类型、土壤中营养元素的本底值、化肥的施用量及施用方式等密切相关 (Sivertun & Prange, 2003), 因而土壤侵蚀严重的区域并不一定是非点源污染物流失的高危险区。通用土壤流失方程识别法比较简便, 计算

结果与土壤颗粒物的实际流失量符合度较高,但无法对溶解态污染物流失进行识别,因而单纯用 USLE 来识别非点源关键源区是不全面的。

3 研究展望

3.1 加强野外观测研究

实验研究是取得数据、确定关键源区识别因子参数最重要的方法之一。针对目前实验研究中存在的问题,应以流域为单元,合理布设并增加野外监测站数量,加强室内室外实验的结合;观测试验要注重过程,野外试验场要设定统一的标准。通过获得翔实数据,比较准确地确定流域的输出系数数值、污染指数的权重以及非点源模型的参数等,合理确定风险评价等级划分标准,从而建立适合我国的各关键源区识别方法。

3.2 加强现有不同识别方法的结合

一般情况下,应用某种方法识别关键源区的结果很难与实际情况一致,均存在着一定的误差与不确定性,通过完善关键源区识别评价指标体系、不同识别方法的有机结合可有效解决上述问题。如针对氮磷具有不同关键源区的特点,可发展氮磷相结合的高风险源区识别方法(Bechmann *et al.*, 2009);针对 USLE 难以识别溶解态污染物的关键源区的实际,将 USLE 和 AnnAGNPS 模型相结合(黄金良等, 2006), USLE 和 SWAT 模型相结合(胥彦玲等, 2009)。加强不同识别方法的结合研究,提高关键源区的识别精度,对有针对性地采取农业非点源管理措施具有重要意义。

3.3 加强多角度识别方法的研究

识别方法的选取往往取决于研究区的实际情况及资料的可获得性,在一些资料缺乏地区,本文所述关键源区识别方法不能有效运用时,根据结合流域特点,利用现有资料数据开发具有针对性的关键源区识别方法显得尤为重要。如 Heathwaite 等(2005b)采用水流路径模拟工具 TopManage 综合土地利用和径流特征及现有的指数方法;黄东风等(2009)采用土壤的磷素含量、等温吸附特征及流失潜能进行分析;而 Qiu(2009)把水文敏感带同污染物来源带交叉处作为关键源区,运用修正的地形指数法、VSLF 模型结合成本效益评估对比法识别关键源区。

3.4 加强新技术的应用与集成

GIS 的空间信息管理的综合分析能力、RS 的空

间动态监测能力和 GPS 的高精度定位能力针对关键源区的识别和治理提供了有效的工具,利用 3S 技术进行不同土壤类型土壤氮磷含量的空间分析、大区域土壤侵蚀量计算等,可快速获取区域尺度的基础数据。同时,通过 EIS 和 GIS 的耦合研究可以对关键源区综合描述、分析并显示各种空间信息,进行养分管理与决策,为指导流域最佳管理措施(BMPs)提供技术支撑。

参考文献

- 蔡明,李怀恩,庄咏涛,等. 2004. 改进的输出系数法在流域非点源污染负荷估算中的应用. 水利学报, (7): 40-45.
- 陈一兵. 1997. 土壤侵蚀建模中 ANSWERS 及地理信息系统 ARC/INFO 的应用研究. 土壤侵蚀与水土保持学报, 3(2): 1-13.
- 程炯,吴志峰,刘平,等. 2007. 珠江三角洲典型流域 AnnAGNPS 模型模拟研究. 农业环境科学学报, 26(3): 842-846.
- 崔广柏,扎黑尔,罗建. 2003. 利用 GIS 定量评价太湖流域的非点源污染. 湖泊科学, 15(3): 236-244.
- 葛怀凤,秦大庸,周祖昊,等. 2011. 基于污染迁移转化过程的海河干流天津段污染关键源区及污染类别分析. 水利学报, 42(1): 61-67.
- 胡连伍,王学军,罗定贵,等. 2007. 基于 GIS 的流域非点源污染潜在风险区识别. 水土保持通报, 27(3): 107-110.
- 黄东风,邱孝煊,李卫华. 2009. 福州市郊菜地土壤磷素特征及流失潜能分析. 水土保持学报, 23(1): 83-87.
- 黄金良,洪华生,张珞平. 2006. 基于 GIS 和模型的流域非点源污染控制区划. 环境科学研究, 19(4): 119-124.
- 黄志霖,田耀武,肖文发. 2008. AGNPS 模型机理与预测偏差影响因素. 生态学杂志, 27(10): 1806-1813.
- 李娜,郭怀成. 2010. 农业非点源磷流失潜在风险评价: 磷指数法研究进展. 地理科学进展, 29(11): 1360-1367.
- 李琪,陈利顶,齐鑫,等. 2007. 流域尺度农业磷流失危险性评价与关键源区识别方法. 应用生态学报, 18(9): 1982-1986.
- 李恒鹏,刘晓玫,黄文钰. 2004. 太湖流域浙西区不同土地类型的面源污染产出. 地理学报, 59(3): 401-408.
- 李兆富,杨桂山,李恒鹏. 2007. 西苕溪流域不同土地利用类型营养盐输出系数估算. 水土保持学报, 21(1): 1-4.
- 梁涛,王红萍,张秀梅,等. 2005. 官厅水库周边不同土地利用方式下氮、磷非点源污染模拟研究. 环境科学学报, 25(4): 483-490.
- 刘瑞民,何孟常,王秀娟. 2009. 大辽河流域上游非点源污染输出风险分析. 环境科学, 30(3): 663-667.
- 龙天渝,梁常德,李继承,等. 2008. 基于 SLURP 模型和输出系数法的三峡库区非点源氮磷负荷预测. 环境科学

- 学报, **28**(3): 574–581.
- 孟 丹, 王 宁, 刘振峰. 2008. 石头口门水库双阳河流域农业非点源污染发生潜力评价. 农业环境科学学报, **27**(4): 1421–1426.
- 牛志明, 解明曙, 孙 阁, 等. 2001. ANSWER-2000 在小流域土壤侵蚀过程模拟中的应用研究. 水土保持学报, **15**(3): 56–60.
- 庞靖鹏, 徐宗学, 刘昌明, 等. 2007. 基于 GIS 和 USLE 的非点源污染关键区识别. 水土保持学报, **21**(2): 170–174.
- 苏保林, 王建平, 贾海峰, 等. 2006. 密云水库流域非点源污染识别. 清华大学学报(自然科学版), **13**(3): 360–365.
- 唐艳凌, 章光新. 2009. 流域单元景观格局与农业非点源污染的关系. 生态学杂志, **28**(4): 740–746.
- 王 静, 丁树文, 蔡崇法, 等. 2009. AnnAGNPS 模型在丹江库区黑沟河流域的模拟应用与检验. 土壤通报, **40**(4): 907–912.
- 王光谦, 左海凤, 魏加华, 等. 2010. 南水北调中线工程水源区老鹳河流域农业非点源污染关键源区识别. 地学前缘, **17**(6): 13–20.
- 胥彦玲, 王苏舰, 刘永兵, 等. 2009. 西安市供水水源非点源磷污染控制研究. 安徽农业科学, **37**(34): 17016–17020.
- 薛利红, 杨林章. 2009. 面源污染物输出系数模型的研究进展. 生态学杂志, **28**(4): 755–761.
- 张 平, 刘云慧, 肖 禾, 等. 2011. 基于 SWAT 模型的北京密云水库沿湖区氮磷流失风险分区. 中国农业大学学报, **16**(3): 53–59.
- 张秋玲, 陈英旭, 俞巧钢. 2007. 非点源污染模型研究进展. 应用生态学报, **18**(8): 1886–1890.
- 张淑荣, 陈利顶, 傅伯杰, 等. 2003. 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. 第四纪研究, **23**(3): 262–269.
- 张淑荣, 陈利顶, 傅伯杰. 2004. 于桥水库流域农业非点源磷污染控制区划研究. 地理科学, **24**(2): 231–237.
- 张银辉. 2005. SWAT 模型及其应用研究进展. 地理科学进展, **24**(5): 121–130.
- 张玉珍. 2007. 福建盆地型农业小流域氮磷流失模式分析. 福州大学学报, **35**(4): 641–645.
- 周慧平, 高 超, 朱晓东. 2005. 关键源区识别: 农业非点源污染控制方法. 生态学报, **25**(12): 3368–3374.
- 周慧平, 高 超. 2008. 巢湖流域非点源磷流失关键源区识别. 环境科学, **29**(10): 2696–2701.
- 周徐海, 王 宁, 郭红岩, 等. 2006. 农业非点源污染潜力指数系统 (APPI) 在太湖典型区域的应用. 农业环境科学学报, **25**(4): 1029–1034.
- Andersen HE, Kronvang B. 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution*, **174**: 341–353.
- Baginska B, Milne-Home W, Cornish PS. 2003. Modeling nutrient transport in Currency Creek, NSW with AnnAGNPS and PEST. *Environmental Modeling & Software*, **18**: 801–808.
- Beasley DB, Huggins LF, Monke EJ. 1980. ANSWERS: A model for watershed planning. *Transaction of the ASAE*, **23**: 938–944.
- Beasley DB, Huggins LF, Monke EJ. 1982. Modeling sediment yield from agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, **37**: 113–117.
- Beaulac MN, Reckhow KH. 1982. An examination of land use nutrient export relationships. *Water Resources Bulletin*, **18**: 1013–1023.
- Bechmann M, Stalnacke P, Kvernø S, et al. 2009. Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen. *Science of the Total Environment*, **407**: 749–759.
- Birr AS, Mulla DJ. 2001. Evaluation of phosphorus index in the watershed at the regional scale. *Journal of Environmental Quality*, **30**: 2018–2025.
- Bourauoi F, Dillaha TA. 1996. ANSWERS-2000: Runoff and sediment transport model. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, **122**: 493–502.
- Bourauoi F, Vachaud G, Haverkamp R, et al. 1997. A distributed physical approach for surface subsurface water transport modeling in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*, **203**: 79–92.
- Dillaha TA, Beasley DB. 1983. Sediment transport from disturbed upland watersheds. *Transaction of the ASAE*, **26**: 1766–1772.
- Dowell RW, Sharply AN, Beagles DB, et al. 2001. Comparing phosphorus management strategies at a watershed scale. *Journal of Soil and Water Conservation*, **56**: 306–315.
- Fargas D, Casasnovas JAM, Poch R. 1997. Identification of critical sediment source areas at regional level. *Physics and Chemistry of the Earth*, **22**: 355–359.
- Ghebremichael LT, Veith TL, Watzin MC. 2010. Determination of critical source areas for phosphorus loss: Lake Champlain Basin, Vermont. *Soil & Water Assessment Tool*, **53**: 1595–1604.
- Griffin ML, Beasley DB, Fletcher J, et al. 1988. Estimating soil loss on topographically non-uniform field and farm units. *Journal of Soil and Water Conservation*, **43**: 326–331.
- Grunwald S, Norton LD. 1999. AnnAGNPS based runoff and sediment yield model for two small watersheds in Germany. *Transactions of the ASAE*, **42**: 1723–1731.
- Gurbert WJ, Sharpley AN, Heathwaite L, et al. 2000. Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index. *Journal of Environmental Quality*, **29**: 130–144.
- Heathwaite L, Haygarth P, Matthews R, et al. 2005a. Evaluating colloidal phosphorus delivery to surface waters from diffuse agricultural sources. *Journal of Environmental Quality*, **34**: 287–298.
- Heathwaite L, Quinn PF, Hewett CJM. 2005b. Modeling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *Journal of*

- Hydrology*, **304**: 446–461.
- Hughes KJ, Magette WL, Kurz I. 2005. Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchments scale ranking schemes. *Journal of Hydrology*, **304**: 430–445.
- Johnes PJ. 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: The export coefficient modeling approach. *Journal of Hydrology*, **183**: 323–349.
- Kogelamn WJ, Lin HS, Bryant RB, *et al.* 2004. A statewide assessment of impacts of phosphorus-index implementation in Pennsylvania. *Journal of Soil and Water Conservation*, **59**: 9–18.
- Lemunyon JL, Gilbert RG. 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, **6**: 483–496.
- Ma Y, Bartholic J, Asher J, *et al.* 2001. NPS assessment model: An example of AGNPS application for watershed erosion and phosphorus sedimentation. *Journal of Spatial Hydrology*, **1**: 1–8.
- Maas RP, Smolen MD, Dressing SA. 1985. Selecting critical areas for non-point source pollution control. *Journal of Soil & Water Conservation*, **40**: 68–71.
- McElroy AD, Chiu SY, Negben JW. 1976. Loading Functions for Assessment of Water Pollution from Non-point Sources. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.
- Ouyang W, Hao FH, Wang XL. 2008. Regional non point source organic pollution modeling and critical area identification for watershed best environmental management. *Water, Air, and Soil Pollution*, **187**: 251–261.
- Petersen GW, Hamlet JM, Batuner GM, *et al.* 1991. Evaluation of agricultural non-point pollution potential in Pennsylvania using a geographic information system. Final Report ME89279 to the PaDEP. ERRI, Penn. Environmental Restores Research Institute, University PARK, PA.
- Pionke HB, Gburek W, Sharpley AN. 2000. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, **14**: 325–335.
- Polyakov V, Fares A, Kubo D, *et al.* 2007. Evaluation of a non-point source pollution model, AnnAGNPS, in a tropical watershed. *Environmental Modeling & Software*, **22**: 1617–1627.
- Qiu ZY. 2009. Assessing critical source areas in watersheds for conservation buffer planning and riparian restoration. *Environmental Management*, **44**: 968–980.
- Sivertun A, Prange L. 2003. Non-point source critical area analysis in the Gisselo watershed using GIS. *Environmental Modelling and Software*, **18**: 887–898.
- Soranno PA, Hubler SL, Carpenter SR. 1996. Phosphorous loads to surface waters: A simple model to account for spatial pattern of land-use. *Ecological Applications*, **6**: 865–878.
- Strauss P, Leone A, Ripa MN, *et al.* 2007. Using critical source areas for targeting cost-effective best management practices to mitigate phosphorus and sediment transfer at the watershed scale. *Soil Use and Management*, **23**: 144–153.
- Theodore AE, Eric FW. 2003. Watershed weighting of export coefficients to map critical phosphorous loading areas. *Journal of American Water Resources Association*, **39**: 165–181.
- Thomas DJ, Beasley DB. 1986. A physically based forest hydrology model evaluation under natural conditions. *Transaction of the ASAE*, **29**: 973–981.
- TriPathi MP, Panda RK, Raghuwanshi NS. 2003. Identification and prioritization of critical sub watersheds for soil conservation management using the SWAT model. *Biosystems Engineering*, **85**: 365–379.
- Ullrich A, Volk M. 2009. Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity. *Agricultural Water Management*, **96**: 1207–1217.
- USEPA. 2001. PLOAD version 3.0. An ArcView GIS Tool to Calculate Nonpoint Sources of Pollution in Watershed and Storm water Projects, User's Manual.
- Wischmeier WH. 1978. Use and misuse of the universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, **31**: 5–9.
- Worran F, Burt TP. 1999. The impact of land use change on water quality at the watershed scale: The use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology*, **221**: 75–90.
- Young RA, Onstad CA, Bosch DD, *et al.* 1989. Agricultural non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, **44**: 168–173.

作者简介 李振炜,男,1986年生,硕士研究生,主要从事水土保持与非点源污染研究。E-mail: lzw1986111@163.com
责任编辑 魏中青
