

秦耀民, 胥彦玲, 李怀恩. 2009 基于 SWAT 模型的黑河流域不同土地利用情景的非点源污染研究 [J]. 环境科学学报, 29(2): 440-448  
Qin Y M, Xu Y L, Li H E. 2009. SWAT model of non-point source pollution under different land use scenarios in the Heihe river basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(2): 440-448

# 基于 SWAT 模型的黑河流域不同土地利用情景的非点源污染研究

秦耀民<sup>1</sup>, 胥彦玲<sup>2</sup>, 李怀恩<sup>1\*</sup>

1 西安理工大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710048

2 北京市科学技术情报研究所, 北京 100037

收稿日期: 2008-04-10 修回日期: 2008-07-25 录用日期: 2008-12-26

**摘要:** 以卫星遥感影像为基础, 运用 GIS 与环境模型 (SWAT2000) 相结合的技术手段和景观生态学的研究方法, 探讨了黑河流域土地利用与非点源污染的关系; 从土地利用恶化与改善出发, 对模型进行水量、泥沙和营养负荷部分的参数率定和验证并分析其在黑河流域的适用性, 在此基础上通过对不同土地利用情景下非点源污染负荷的定量化分析, 研究了土地利用/土地覆被变化对黑河流域非点源污染的影响过程. 结果表明, 随着流域林地面积的增加, 流域径流深逐渐减少, 水土流失量逐渐减少, 从而使得流域产沙量也相应减少. 林地的非点源污染单位负荷为: 氮  $0.67 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 磷  $0.11 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ; 耕地的单位负荷为: 氮  $8.85 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 磷  $4.2 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ; 当流域全部为林地时, 总氮与总磷的负荷量分别为  $99.001 \text{ t}$  和  $17.145 \text{ t}$ . 在 2000 年土地利用情景下总氮与总磷的负荷量分别为  $173.334 \text{ t}$  和  $38.653 \text{ t}$ . 随着对植被的破坏, 即土地恶化, 会导致流域非点源污染的急剧增加; 反之, 随着退耕还林、水源涵养林保护工程的实施, 流域水环境会得到极大的改善.

**关键词:** 黑河流域; SWAT 模型; 土地利用/土地覆被; 非点源污染; 情景分析

文章编号: 0253-2468(2009)02-440-09 中图分类号: X32 文献标识码: A

## SWAT model of non-point source pollution under different land use scenarios in the Heihe river basin

QIN Yaomin<sup>1</sup>, XU Yanling<sup>2</sup>, LI Huaen<sup>1\*</sup>

1 Key Laboratory of Northwest Water Resources Environment and Ecology, Ministry of Education, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048

2 Beijing Municipal Institute of Science and Technology Information, Beijing 100037

Received 10 April 2008 received in revised form 25 July 2008 accepted 26 December 2008

**Abstract** GIS data was combined with environment model SWAT2000 and landscape ecology in order to determine the relationship between land uses and non-point source pollution (NPS) in the Heihe River basin. Considering land use deterioration and improvement, the discharge, sediment and nutrient load parameters of the model were verified and calibrated. The model was tested by applying it in the Heihe river basin. Through quantitative analysis of the non-point source pollution (NPS) load of different land use scenarios, the influence of land use and land cover changes in the water environment of the Heihe River Basin was studied. The results showed that with the increase of forest area of the watershed, gradual decrease of depth of runoff of watershed and the gradual decrease of the amount of soil and water loss, sediment yields of the watershed also decreased. The NPS nitric unit-load of forest land was  $0.67 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , the NPS phosphorus unit-load of forest land was  $0.11 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . The NPS nitric unit-load of cultivated land was  $8.85 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  and the NPS phosphorus unit-load of cultivated land was  $4.2 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . The total nitrogen and total phosphorus loads were  $99.001 \text{ t}$  and  $17.145 \text{ t}$  respectively under pure forest land. The total nitrogen and total phosphorus loads were  $173.334 \text{ t}$  and  $38.653 \text{ t}$  respectively under the land use scenario in 2000. With vegetation destruction, degradation of land resources and non-point source pollution (NPS) of the watershed will increase rapidly. Conversely, with the conversion of farmland to forests and the implementation of water conservation and forest protection projects, the water environment of watershed would greatly improve.

**Keywords** Heihe river basin; SWAT model; land use and land cover; non-point source pollution (NPS)

基金项目: 国家自然科学基金项目 (No. 90610030)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 90610030)

作者简介: 秦耀民 (1976-), 男, 博士研究生; \* 通讯作者 (责任作者), E-mail: Lhuaen@mail.xaut.edu.cn

**Biography:** QIN Yaomin (1976-), male, Ph. D. candidate. \* **Corresponding author**, E-mail: Lhuaen@mail.xaut.edu.cn

## 1 引言 (Introduction)

非点源污染是造成湖泊、水库富营养化的重要原因之一,河流的水质状况也直接受到非点源污染的影响(李怀恩, 2000)。随着工业点源污染控制水平的提高,非点源污染已成为当今水环境污染的主要污染源,而人类的土地利用是非点源污染的主要影响动因。不同的土地利用活动和管理模式会导致土壤侵蚀和营养物随地表径流流失,从而形成对流域的大面积非点源污染。土地利用是人与土地相互作用下由不同的利用方式和利用强度组成的动态系统(郝芳华等, 2004),反映了人类与自然界相互影响与交互作用中最直接和最密切的关系。不适当的土地利用方式和农田管理模式会导致土壤侵蚀和过量的 N、P 随地表径流流失(张淑荣等, 2001; 陈利顶等, 2000; 王思远等, 2002)。

SWAT 模型是在总结美国众多不同土地利用类型和土壤类型的小流域降雨径流关系、水沙关系以及水质关系的基础上而产生的经验模型。由于该经验模型在降雨径流关系上考虑了土地覆被、土壤、坡度等下垫面因素,将径流、泥沙以及由此产生的污染负荷与流域的土地覆被直接联系起来,因而可以用于评估未来土地覆被变化对流域水质关系的可能影响(陈军锋等, 2004; 庞靖鹏等, 2007)。近年来,国内外利用 SWAT 模型进行非点源污染以及水文水资源的模拟研究成为热点,并取得了一定的成果(Eckhardt *et al.*, 2002; Sivertun *et al.*, 2003; Bekiaris *et al.*, 2005; Ioannis *et al.*, 2007; Debele *et al.*, 2008; Karim *et al.*, 2007; 张蕾娜等, 2004; 王中根等, 2003),而目前应用 SWAT 模型对土地利用情景与非点源的研究较少。本研究中运用 SWAT2000模型的技术手段结合景观生态学的研究方法,探讨黑河流域不同土地利用模式与非点源污染的关系,旨在为流域土地利用的规划和非点源污染控制提供指导。

## 2 研究方法 (Methods)

### 2.1 研究区概况

陕西黑河为渭河的较大支流,位于东经  $107^{\circ}43' \sim 108^{\circ}24'$ 、北纬  $33^{\circ}42' \sim 34^{\circ}13'$ 之间,属黄河二级支流,发源于秦岭太白山北麓之茫谷,由西南流向东北,至周至县马召镇附近的武家庄出峪后由东北的石马村入渭河。研究区域位于秦岭北麓,属暖

温带半干旱、半湿润大陆性季风气候区,四季分明、冬夏温差大,多年平均气温  $13.2^{\circ}\text{C}$ 。受地形地貌、大气环流、太阳辐射等综合因素制约,本区降水、蒸发等气象因素在时、空分布上有差异。从秦岭往北,降雨量递减,而水面蒸发量则递增。各河流峪口以上流域多年平均降雨量约  $810\text{mm}$ ,南部深山区可达  $900\text{mm}$ 以上;水面蒸发量则与此相反,秦岭北麓深山区多在  $800\text{mm}$ 以下,其余中浅山区在  $1000\text{mm}$ 左右。降雨量在时间分布上差异也较大,夏季常出现暴雨,7~10月降雨量约占全年的 60%以上,多年平均径流量为  $9.35 \times 10^8 \text{m}^3$ 左右。全流域面积为  $2258\text{km}^2$ ,研究区面积为  $1481\text{km}^2$ ,包括 8 个行政乡和 4 个行政村,是黑河引水工程的主要水源地。陕西黑河引水工程是西安市的主要供水水源,日平均向西安供水  $1.10 \times 10^6 \text{m}^3$ ,其水质与水量直接关系到西安市  $3 \times 10^6$  市民的身体健康与西安市社会经济的可持续发展。因此,进行黑河水源区不同土地利用格局下的非点源污染研究,提出控制流域非点源污染的土地利用优化管理模式及措施,对保护黑河水源具有现实意义。

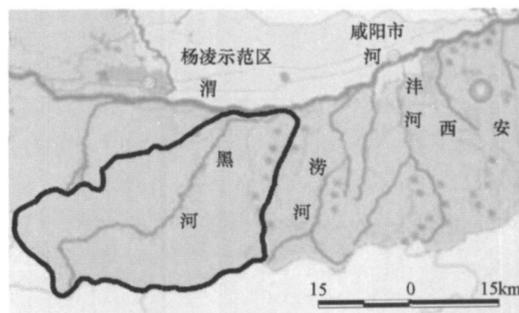


图 1 黑河流域位置示意图

Fig. 1 Location of the Hehe river basin

### 2.2 基础信息数据库的建立

2.2.1 数字高程模型 (DEM) 的建立和处理 数字高程模型 DEM (Digital Elevation Model) 建立的具体方法和过程为: ①矢量化 1:50000 黑河流域地形图,建立空间拓扑关系; ②设置地图投影坐标系统,由于在 SWAT 模型中涉及到面积量算以及地理要素经纬度的转换,采用 Transverse\_Mercator 投影,坐标系为 gcs\_krasovsky\_1940 单位为 m; ③采用三角化不规则网 (TN: Triangulated Irregular Network) 方法,将矢量线图转化成 TN 数据结构,并进行空间插值; ④将 TN 数据结构转换成格网结构 (LATTICE); ⑤对格网数据进行重采样,形成  $30\text{m} \times 30\text{m}$  的栅格

DEM. 本研究中建立的黑河流域数字高程模型 (DEM)如图 2所示.

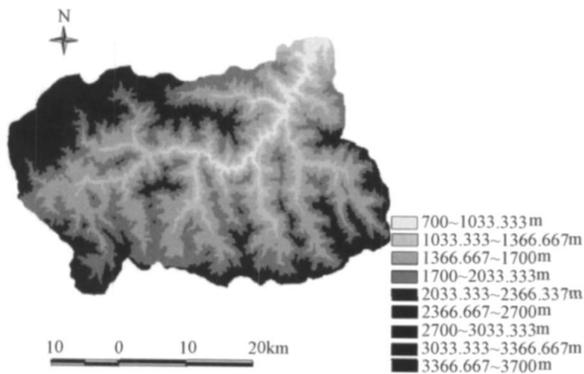


图 2 黑河流域数字高程模型 (DEM)

Fig 2 Digital Elevation Model (DEM) of the Heihe watershed

2.2.2 土地利用现状图 本研究中土地利用图利用遥感图像处理软件 ERDAS MAGNE 8.5对 2000年 5月和 1976年 11月 2期的 Landsat TM /ETM 影像图进行解译获得. 由于受不同传感器空间分辨率的影响, 1976年遥感解译精度分辨率为 30m, 黑河流域 1976年土地利用类型图见图 3a 2000年遥感解译精度是将全彩色的 8个波段进行 15m与 30m的分辨率融合而成, 黑河流域 2000年土地利用类型图见图 3b

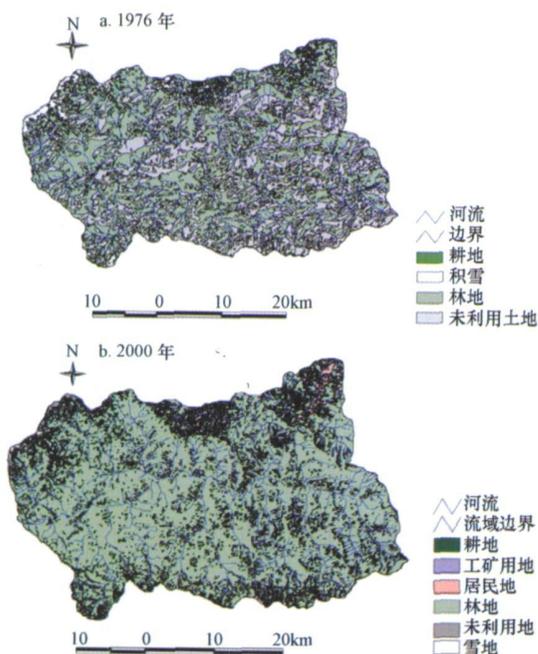


图 3 黑河流域 1976-2000年土地利用类型图

Fig 3 The land use situation of the Heihe watershed in 1976-2000

2.2.3 土壤类型图 在矢量化软件 R2V下对黑河流域 1:2000的土壤类型图进行矢量化, 然后在 ARCGIS软件下进行研究区域的裁剪和图形校准、定义投影和投影转化以及属性表的建立, 获得本研究所需要的土壤类型图, 见图 4

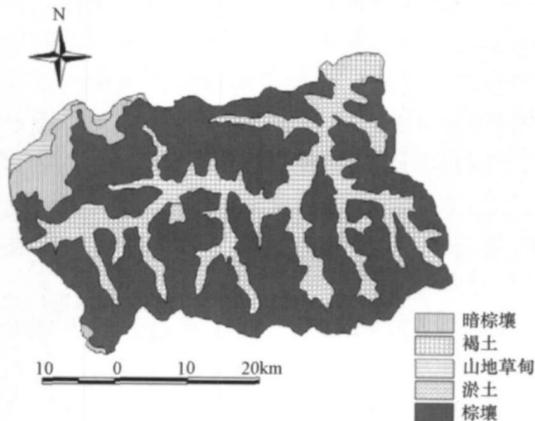


图 4 黑河流域土壤类型图

Fig 4 Agropyem map of the Heihe river watershed

2.2.4 水文气象数据 SWAT 模型需要的气象数据包括日平均的降雨量、最高和最低大气温度、太阳辐射、风速和相对湿度. 在本研究中使用了 1991~1998年黑河流域的日平均数据. 其中降雨量采用了至今保存较好的 8个雨量站的监测数据; 由于黑河流域无气象站点, 可能获得的离流域最近的气象监测站现只有周至县气象站点, 因而研究中气温资料采用了流域相邻区域周至县的气温资料, 风速和相对湿度是采用西安地区的实测数据, 太阳辐射数据是通过经验公式计算而得. 雨量站与气象站点分布图如图 5所示.



图 5 水文气象站点分布图

Fig 5 The distribution of hydrology and weather stations

上述获得的所有图件在 ARCGIS 下进行投影定义和转换以及属性表的建立,在统一为 Transverse\_Mercator 投影的基础上,利用 GIS 与分布式水文模型 (SWAT 模型) 集成进行流域非点源污染的定量计算。

### 2.3 SWAT2000模型的率定和验证

2.3.1 水量模拟 选取流域控制断面黑峪口水文站 1991~1996年实测的月平均流量资料进行水文参数的率定,1997~1998年实测的月平均流量资料进行参数检验。经过调参,当  $CN = 84$ ,  $SOL\_AWC = 0.06$ ,  $ESCO = 0.96$ ,  $EPCO = 0.03$ ,  $CANMX = 1mm$ ,  $REVPMN = 0.02$  以及基流系数  $\alpha = 0.57$  时,1991~1996年率定期效率系数  $E_{ns}$  为 0.68,  $R^2$  为 0.75 率定期流量模拟与实测对比见图 6a 1997~1998年检验期效率系数  $E_{ns}$  为 0.81,  $R^2$  为 0.86 检验期流量模拟与实测对比见图 6b, 水量模拟结果较为理想。

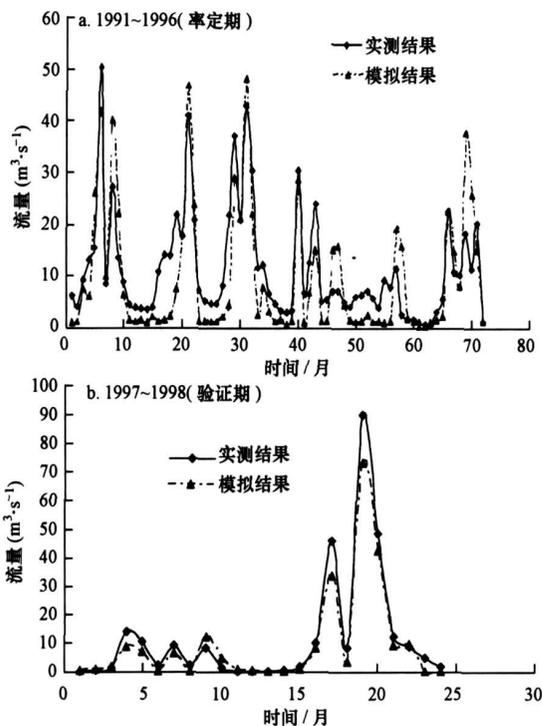


图 6 1991~1998年流量模拟与实测对比

Fig 6 The comparison of simulated discharge and measured discharge in 1991~1998

2.3.2 泥沙模拟 选取流域控制断面黑峪口水文站 1991~1996年实测泥沙资料进行模型参数的率定,1997~1998年实测泥沙资料进行模型的验证。经过对 CUSLE(耕地为 0.1,林地 0.003,未利用荒草地 0.043), PUSLE(耕地为 0.35,林地 0.08,未利

用荒草地 0.2,居民及工矿用地 1.0)、SPCON (为 0.001)、SPEXP(1.1)、KCH (0.01)、CCH (0.01) 进行调参后,1991~1996年率定期效率系数  $E_{ns}$  为 0.79,  $R^2$  为 0.8 率定期模拟与实测的月平均泥沙负荷对比见图 7a 1997~1998年检验期效率系数  $E_{ns}$  为 0.81,  $R^2$  为 0.86, 验证期模拟与实测的月平均泥沙负荷对比见图 7b, 泥沙模拟结果较好。

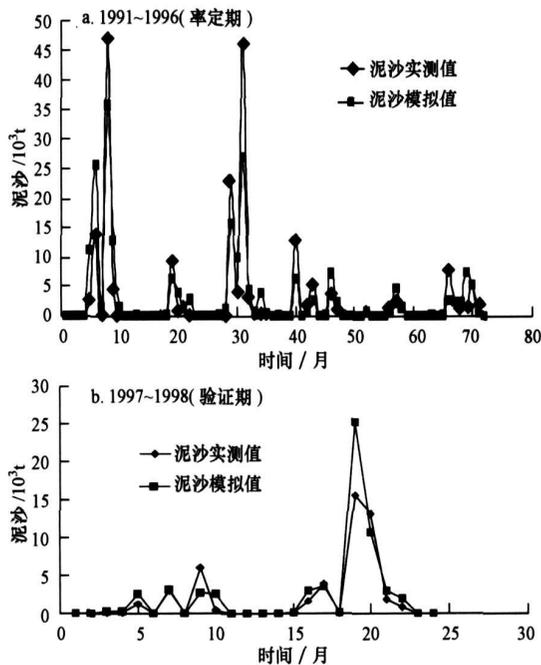


图 7 1991~1998月平均泥沙负荷模拟与实测的对比

Fig 7 Comparison of the average monthly loads of simulated sediment and measured sediment in 1991~1998

2.3.3 营养负荷模拟 在 SWAT 模型中考虑的营养物质包括硝酸盐、有机氮、可溶性磷及有机磷等。本研究中,根据获得的观测资料对  $NO_3^- - N$ 、 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 、TP 作为指标进行参数率定。各种形态的 N 和 P 之间是相互转化的,在 SWAT 模型中这些都有考虑。营养负荷部分的参数率定分为 2 部分:地表产流过程营养负荷的参数率定及河道中各营养物之间转化的参数率定。其中,地表产流过程营养负荷的输入参数污染负荷浓度来源分别为:①溶解态氮磷浓度根据实地采样获得,由土壤样品制备滤液,再分析土壤样品中的溶解态氮和磷,氮用  $K_2S_2O_8$  氧化-紫外分光光度法测定,磷用钼锑钒光度法测定;②根据《陕西省第二次土壤普查数据集》查出西安市不同土壤类型表耕层的全磷和全氮含量,减去溶解态氮磷含量即为有机态氮磷含量。

选取 1991~1996年流域控制断面黑峪口水文

站实测水质资料对模型参数进行率定, 1997~1998年实测水质资料进行参数验证, 效率系数  $E_{ns}$  与  $R^2$  统计结果见表 1。经调参, 当  $CMN = 0.001$ ,  $NPERCO = 0.002$ ,  $PPERCO = 17.5$ ,  $PHOSKD = 200$ ,  $PSP = 0.7$ ,  $BC1 = 0.55$ ,  $BC2 = 2$ ,  $BC3 = 0.2$ ,  $BC4 = 0.01$  时, 1991~1996 年率定期三氮的效率系数  $E_{ns}$  为 0.7,  $R^2$  为 0.77。率定期三氮模拟过程与实测过程对比见图 8a。总磷的效率系数  $E_{ns}$  为 0.65,  $R^2$  为 0.7。1997~1998 年检验期三氮的效率系数  $E_{ns}$  为 0.76,  $R^2$  为 0.78。验证期三氮模拟过程与实测过程对比见图 8b。总磷的效率系数  $E_{ns}$  为 0.78,  $R^2$  为 0.9。营养负荷模拟结果较为理想。

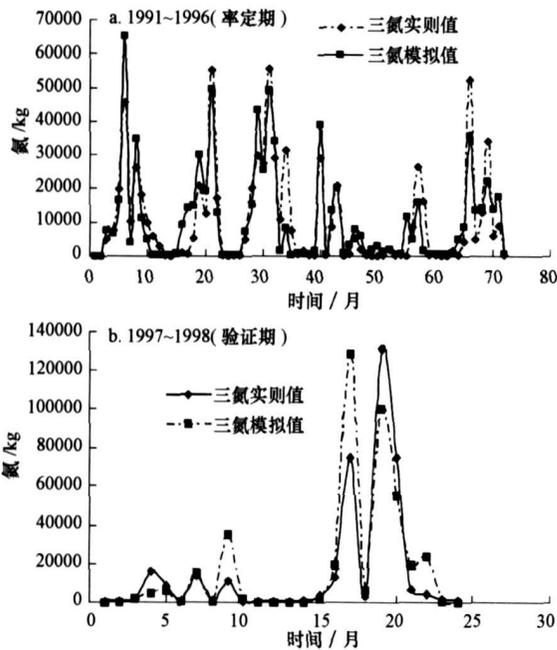


图 8 1991~1998 年三氮模拟过程与实测过程对比

Fig 8 Comparison of simulated and measured processes of three nitrogen forms in 1991~1998

表 1 率定期、验证期各营养负荷指标的  $E_{ns}$  与  $R^2$  值

Table 1 The  $E_{ns}$  and  $R^2$  of each nutrient load index in the calibration and test periods

参数	硝酸盐氮	氨氮	亚硝酸盐氮	三氮	总磷
率定期 $E_{ns}$	0.64	0.72	0.63	0.70	0.65
$R^2$	0.74	0.73	0.62	0.77	0.70
检验期 $E_{ns}$	0.71	0.68	0.84	0.76	0.78
$R^2$	0.77	0.84	0.86	0.78	0.90

通过以上对 SWAT 模型进行水量、泥沙和营养负荷部分的参数率定和验证, 率定结果显示, 水量部分的模拟误差基本在 15% 以内, 泥沙部分的误差大部分在 20% 以内, 各主要非点源营养负荷的误差

在 25% 以内; 表明率定后的模型精度较高, 可用于黑河流域土地利用 覆被变化对非点源污染过程的影响分析。

#### 2.4 土地利用 覆被情景设定

情景建立的依据是理论和实际。表 2 为 2000 年黑河流域土地利用分布特征。由表 2 可以看出, 黑河流域主要的土地利用类型为耕地、林地、未利用地、居民及工矿用地。由于黑河是整个引水工程的主要水源, 而且黑河水库存在着潜在富营养化危险。因此, 为了了解土地覆被对流域污染的影响, 首先从理论上假设流域全部为森林覆被的情景。其次, 从实际情况出发, 根据目前当地的政策发展 (全面禁伐、水源涵养林保护工程等的实施), 假设土地利用逐渐改善, 25° 以上的坡地全部还林, 以及未来几年内达到的最佳土地覆被状况时的情景。最佳土地覆被情景应该是, 流域范围内除了少数居民点、水域以外, 允许 15° 坡度以下有少量的适宜农耕的耕地, 其余适合森林生长的土地都是森林植被, 不存在未利用地。最后, 考虑到未来土地管理不善, 假设土地利用可能会恶化的情况。要模拟的 5 种情景如下。

表 2 2000 年黑河流域土地利用分布特征

Table 2 The distribution of Heihe watershed land uses in 2000

土壤类型	面积 / km <sup>2</sup>	占总面积的百分比
耕地	24.92	1.68%
林地	1293.41	87.33%
未利用地	60.73	4.10%
积雪	32.51	2.20%
工业用地	43.46	2.93%
居民地	25.96	1.75%

注: 由于流域处于秦岭深山区, 未被利用的土地很快会有天然杂草生长, 故根据遥感波谱解译结果, 未利用地包括疏林 (无林区)、草地和荒地。

情景 1 黑河流域位于秦岭山区, 山高坡陡, 水源区耕地面积 3484.9 hm<sup>2</sup>, 占该区土地总面积的 2.24%, 其中大于 15° 的坡耕地高达 87.71%。假设未来的国家水源保护政策, 将山区人口搬离, 全部退耕还林, 流域土地利用只有林地。

情景 2 土地覆被为最佳状态, 即在 2000 年土地利用现状的基础上, ≥15° 的坡地全部还林, 15° 以下的坡地中未利用地和工矿用地全部还林, 15° 以下的耕地不变。

情景 3 响应国家退耕还林政策以及水源保护政策, 在 2000 年土地利用现状的基础上, 逐渐将 >25° 的坡地全部还林, 25° 以下的坡地不变。

情景 4 为了与其它情景进行对比,将情景 4 设置为 2000 年土地覆被状况。

情景 5 黑河流域环境现状调查表明,其相邻流域红草河的土地利用情况比黑河流域差。考虑到与黑河流域的自然地理情况相似,当地的生产方式和生活习惯基本相同,如黑河流域得不到有效保护,那么黑河流域将有可能变成红草河的情况,因此,情景 5 假设黑河流域土地利用情况恶化为红草河的状况,情景 5 的土地利用情况见表 3

表 3 情景 5 的土地利用状况

Table 3 The land-use situation in scenario 5

土地利用类型	面积比例
林地	71.01%
耕地	11.10%
未利用地	17.12%
居民及工矿用地	0.75%

## 2.5 分析方法

在黑河流域 2000 年现状土地利用下,分别将流域设置为 5 种土地利用情景,应用 SWAT 模型分别对每个情景下 1991~2000 年流域的非点源污染负荷进行估算,并进行对比分析,从而确定流域各类土地利用情景对非点源污染的影响。

## 3 研究结果 (Results)

### 3.1 径流模拟结果

根据 2.4 节中介绍的 5 个情景,分别模拟了黑河流域 1991~2000 年共 10 年的降雨径流关系,全年径流总量的模拟结果见表 4 从表 4 可以看出,地表径流的大小排序为情景 5>情景 4>情景 3>情景 2>情景 1,且情景 3、情景 4 和情景 5 的径流量

表 4 五种情景下地表径流的模拟结果

Table 4 The simulation results of surface runoff of 5 scenarios mm

年份	情景 1	情景 2	情景 3	情景 4	情景 5
1991	42.15	44.60	61.58	111.63	156.18
1992	26.56	28.13	39.61	70.98	107.46
1993	60.14	62.76	80.14	126.06	172.54
1994	32.05	33.38	42.39	73.05	92.93
1995	22.92	23.77	29.36	28.05	61.33
1996	60.22	62.71	79.21	111.55	167.01
1997	24.50	25.43	31.85	34.92	67.16
1998	67.62	69.68	83.37	186.76	202.34
1999	71.01	73.55	90.64	125.21	170.05
2000	67.81	70.54	88.46	133.89	173.69
多年平均	47.50	49.46	62.66	100.21	137.07

变化幅度较大。由此表明:①随着流域林地面积的增加(即环境得到极大地改善),流域径流深逐渐减少;②由于流域地形坡度较大,因此,通过采取对 15°以上的坡地的还林措施(即有效治理),会极大地削减地表径流深的产生。

### 3.2 泥沙模拟结果

通过对 5 种情景 1991~2000 年 10 年泥沙的模型模拟,其结果见表 5 从表 5 可以看出,产沙量的大小排序为情景 5>情景 4>情景 3>情景 2>情景 1。由此表明:与地表径流深的特征相似,随着森林植被面积的增加,水土流失量逐渐减少,从而使得流域产沙量也相应减少,即森林具有极大的减沙效应。

表 5 五种情景下泥沙的模拟结果

Table 5 The simulation results of sediment in 5 scenarios  $10^3 t$

年份	情景 1	情景 2	情景 3	情景 4	情景 5
1991	24.75	26.66	43.05	86.02	96.80
1992	7.06	7.37	10.16	15.04	22.12
1993	21.59	22.43	28.63	64.37	69.04
1994	13.08	13.56	16.71	20.33	28.61
1995	5.69	5.87	7.32	7.94	12.26
1996	13.09	13.54	16.78	21.52	28.49
1997	6.82	7.01	8.66	11.16	15.48
1998	21.63	22.06	27.96	37.28	41.67
1999	19.12	20.76	25.35	30.24	40.94
2000	15.88	16.50	19.97	28.53	34.63
多年平均	14.87	15.57	20.46	32.24	39.00

### 3.3 非点源氮、磷负荷模拟结果

通过对 5 种情景 1991~2000 年 10 年非点源氮、磷负荷模拟,其结果见表 6 和图 9 分析表 6 和图 8、9 可以得出:

1) 当流域全部为林地时,总氮的多年平均负荷

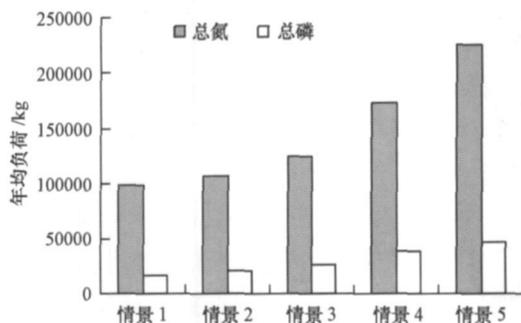


图 9 不同土地利用情景非点源氮、磷负荷的影响

Fig 9 The influence of different land use situation on non-point source pollution load

量为 99 001t 单位负荷为  $0.67 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 总磷的负荷量为 17 145t 单位负荷为  $0.11 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 与郝芳华 (2004) 的计算结果在同一数量级上, 且相差不大. Sogzini 等 (焦锋等, 2003) 对美国各类型土地的氮磷输出给定了一个范围, 美国的林地总磷输出为  $0.02 \sim 0.67 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 而本模型模拟值为  $0.11 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 美国林地总氮输出为  $1 \sim 6.3$

$\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 本模型输出为  $0.67 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; 由于国情不一致, 我国的数据和美国的情况有所差异, 但可以用他们的数据做一个参照 (马立珊等, 1997). 考虑到该小流域山高坡陡, 土壤贫瘠、降雨量不大等特殊状况, 所以用上述数据对比, 基本可推断模型模拟值有效, 从而再一次验证了模型在该流域的适用性.

表 6 五种情景下非点源氮、磷负荷模拟结果

Table 6 The simulation results of non-point source pollution load of five land use scenarios

 $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ 

年份	情景 1				情景 2				情景 3			
	溶解态氮	有机氮	溶解态磷	有机磷	溶解态氮	有机氮	溶解态磷	有机磷	溶解态氮	有机氮	溶解态磷	有机磷
1991	86964	13149	1677	33870	92275	15198	1775	51328	103222	23730	2451	70810
1992	62790	8218	1057	11269	75320	8874	1120	16776	83815	12033	1577	22749
1993	122104	10970	2394	19804	146552	11540	2498	28130	156059	16090	3190	35050
1994	48681	8544	1276	15540	52996	9052	1328	17260	61902	11680	1687	19300
1995	45717	3195	912	6002	49673	3364	946	6092	54530	4611	1169	7676
1996	87882	6155	2397	16260	90689	6866	2496	19470	109289	8597	3153	14880
1997	54310	4125	975	6470	59106	4293	1012	6826	61503	5670	1268	8463
1998	150460	6648	2692	13150	154435	6937	2774	13790	180847	9313	3319	16880
1999	159647	10690	2827	17980	164642	11110	2928	18730	198251	14610	3608	23510
2000	93088	6670	2699	12200	99151	6906	2808	12810	119259	9395	3522	16420
合计	99001		17145		106898		21090		124441		26068	
年份	情景 4				情景 5							
	溶解态氮	有机氮	溶解态磷	有机磷	溶解态氮	有机氮	溶解态磷	有机磷				
1991	150863	25904	3225	90816	211070	33441	6217	110120				
1992	114355	15421	2271	29153	173127	16360	4278	41966				
1993	214021	30292	4520	68723	215900	32520	6869	74720				
1994	72209	18268	2472	30985	91860	18800	3699	34320				
1995	64517	6639	1492	10596	141063	7139	2442	13800				
1996	125744	12950	3388	20809	188260	14200	6649	32000				
1997	67431	8278	1066	11890	129687	9120	2674	15500				
1998	360320	15430	8591	29309	390379	16540	8055	27720				
1999	246236	19779	6371	29818	334418	20990	6770	38120				
2000	150235	14452	5955	25082	194894	14640	6914	29840				
合计	173334		38653		225441		47267					

注: 合计——为 1991~2000 年多年平均总氮或总磷负荷.

2) 随着水源保护政策实施力度的不断加大, 植被覆盖度率增大, 极大地降低了流域的产水、产沙量, 从而使得溶解态氮磷、有机态氮磷均有减少. 对于溶解态氮磷以及有机态氮磷而言, 水质负荷的排序为情景 5 > 情景 4 > 情景 3 > 情景 2 > 情景 1.

3) 从 1991~2000 年 10 年平均总氮、总磷负荷来看, 现状土地利用下 (即情景 4) 总氮与总磷的负荷量分别为 173 334t 和 38 653t 与现状土地利用相比, 土地利用变化所导致的非点源污染的变化见表 7. 可看出: 从氮、磷污染的控制效益来看, 情景 1

> 情景 2 > 情景 3 而情景 5 则对水环境具有恶化的作用. 由此表明, 随着对植被的破坏, 即土地恶化, 会导致流域非点源污染的急剧增加; 反之, 随着全面禁伐、水源涵养林保护工程等的实施, 流域水环境会得到极大的改善, 特别是对  $15^\circ$  以上坡耕地的有效治理后, 其效果更为明显.

4) 就情景 2 而言, 由于  $> 15^\circ$  的坡地退耕还林, 耕地只存在于  $15^\circ$  以下的坡地内, 同一流域内空间变化不大, 因此, 可简单认为情景 2 中耕地和林地均存在于均一空间单元内. 结合情景 1 林地的单位负

荷(氮的单位负荷为  $0.67 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 磷的单位负荷  $0.11 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )可算出  $< 15^\circ$ 耕地的单位负荷, 氮为  $8.85 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 磷为  $4.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . 马立珊于 1987年、1988年在太湖流域测定的旱地总氮输出数据为  $13.27 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 旱地总磷的输出数据为  $0.2 \sim 4.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; 由于本研究流域位于西北地区秦岭深山区, 土壤贫瘠, 因此, 与焦锋 (2003)和李秀彬 (1996)计算的旱地值对比可认为计算结果有效, 为土地利用优化模型提供了计算参数值。

表 7 土地利用变化导致的非点源污染的变化

Table 7 The change of non-point pollution caused by land use change

情景	总氮 /kg	总磷 /kg
从情景 1变为情景 4	- 74333	- 21508
从情景 2变为情景 4	- 66436	- 17563
从情景 3变为情景 4	- 48893	- 12585
从情景 5变为情景 4	52107	8614

## 5 结论 (Conclusions)

1) 林地具有较强的减水、减沙效应, 从而极大地削减了流域非点源污染的产生. 通过对几种情景的模拟分析发现, 随着林地面积的增加, 耕地及未利用地的减少, 流域非点源污染的产生量减少. 也就是说林地在非点源污染控制过程中发挥了极大的作用。

2) 流域现状土地利用下总氮、总磷的负荷量分别为  $173.334 \text{ t}$ 和  $38.653 \text{ t}$ 流域水环境存在着潜在的威胁, 未来水环境的保护关键在于土地的合理利用及有效管理. 当黑河流域土地利用恶化为红草河流域时, 流域水质会遭到极大地恶化. 反之, 随着退耕还林政策以及水源涵养林保护工程等的实施, 林地面积逐渐增加, 流域环境也会逐渐得到改善。

3) 从非点源污染控制的角度考虑, 未来宜林地 (包括原已规划的林业用地, 现有的荒草地、沙地以及大于  $25^\circ$ 不宜农耕的坡耕地)应一律植树造林、封山育林。

4) 理论联系实际, 为了有效改善流域水环境, 控制非点源污染, 未来几年土地利用将要达到情景 2所表述的最佳土地覆被状况: 响应国家水源保护政策, 流域人口逐渐搬离,  $15^\circ$ 以上的坡地全部还林, 在满足饮用水水质标准情况下, 允许  $15^\circ$ 以下坡度中有少量适宜农耕的耕地, 无未利用地, 且植被覆盖较好. 情景 2下, 林地氮的非点源单位负荷为  $0.67$

$\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 磷的单位负荷为  $0.11 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; 耕地的氮单位负荷为  $8.85 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 磷为  $4.2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ .

责任作者简介: 李怀恩 (1960—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事生态水文与水资源保护方面的研究。

## 参考文献 (References):

- Bekiaris Y, Panagopoulos Y, Minkou M. 2005 Application of the SWAT model in the Rijnne catchment of Sweden [A]. Proc 9th Intern Conf on Environ Sci and Techn (9th CEST) [C]. Greece 58—64
- 陈军锋, 李秀彬. 2004. 土地覆被变化的水文响应模拟研究 [J]. 应用生态学报, 15(5): 833—836
- Chen JF, Li X B. 2004 Simulation of hydrological response to land-cover changes [J]. Applied Ecology, 15(5): 833—836 (in Chinese)
- 陈利顶, 傅伯杰. 2000 农田生态系统管理与非点源污染控制 [J]. 环境科学, 21(2): 98—100
- Chen L D, Fu B J. 2000 Farm Ecosystem Management and Control of Nonpoint Source Pollution [J]. Environmental Science 21(2): 98—100 (in Chinese)
- Debele B, Srinivasan R, Parlange JY. 2008. Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins [J]. Environmental Modeling and Assessment 13(1): 135—153
- Eckhardt K, Haverkamp S, Fohrer N, et al. 2002 SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments [J]. Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C, 27: 641—644
- 郝芳华, 陈利群, 刘昌明, 等. 2004 土地利用变化对产流和产沙的影响分析 [J]. 水土保持学报, 18(3): 6—8
- Hao F F, Chen L Q, Liu C M, et al. 2004 Impact of land use change on runoff and sediment yield [J]. Journal of Soil Water Conservation 18(3): 6—8 (in Chinese)
- Ioannis P, Maria M, Maria K. 2007 Estimation of nitrogen and phosphorus losses to surface water and groundwater through the implementation of the SWAT model for Norwegian soils [J]. Journal of Soils and Sediments 7(4): 223—231
- 焦锋, 秦伯强, 黄文钰. 2003. 小流域水环境管理—以宜兴湖滏镇为例 [J]. 中国环境科学, 23(2): 220—224
- Jiao F, Qin B Q, Huang W Y. 2003 Management of water environment in small watershed with Hufu town of Yixing city as example [J]. China Environmental Science, 23(2): 220—224 (in Chinese)
- Karin C, Abbaspour, Jing Y, et al. 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT [J]. Journal of Hydrology, 333 413—430
- 李怀恩. 2000 估算非点源污染负荷的平均浓度法及其应用 [J]. 环境科学学报, 20(4): 397—400
- Li H F. 2000 Mean concentration method for estimation of nonpoint

- source load and its application [ J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 20( 4): 397—400 ( in Chinese)
- 李秀彬. 1996 全球环境变化研究的核心领域—土地利用/土地覆被变化的国际研究动向 [ J]. *地理学报*, 51(6): 553—557
- Li X B. 1996 A review of the international researches on Land Use/Land Cover change [ J]. *Acta Geographica Sinica* 51( 6): 553—557 ( in Chinese)
- 马立珊, 汪祖强, 张水铭, 等. 1997. 苏南太湖水系农业面源污染及其控制对策研究 [ J]. *环境科学学报*, 17( 1): 39—47
- Ma L S, Wang Z Q, Zhang SM, *et al* 1997 Pollution from agricultural non point sources and its control in river system of Taihu lake, Jiangsu [ J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 17( 1): 39—47 ( in Chinese)
- 庞靖鹏, 徐宗学, 刘昌明. 2007 SWAT 模型研究应用进展 [ J]. *水土保持研究*, 14(3): 31—35
- Pang J P, Xu Z X, Liu C M. 2007. SWAT model application State-of-the-art review [ J]. *Research of Soil and Water Conservation* 14 ( 3): 31—35 ( in Chinese)
- Sivertun A, Prange L. 2003. Non-point source critical area analysis in the Gisselb Watershed using GIS [ J]. *Environmental Modeling & Software* 18: 887—898
- 王思远, 张增祥, 周全斌, 等. 2002 近 10 年中国土地利用格局及其演变 [ J]. *地理学报*, 57(5): 523—530
- Wang SY, Zhang Z X, Zhou Q B *et al* 2002. Spatial pattern change of land use in China in recent 10 years [ J]. *Acta Geographica Sinica* 57(5): 523—530 ( in Chinese)
- 王中根, 刘昌明, 黄友波. 2003. SWAT 模型的原理结构及应用研究 [ J]. *地理科学进展*, 22(1): 79—87
- Wang Z G, Liu C M, Huang Y B. 2003. The theory of SWAT model and its application in Hehe basin [ J]. *Progress in Geography* 22(1): 79—87 ( in Chinese)
- 张蕾娜, 李秀彬, 王兆锋, 等. 2004 一种可用于表征土地利用变化水文效应的水文模型探讨——SWAT 模型在云州水库流域的应用研究 [ J]. *水文*, 24(3): 4—8
- Zhang LN, Li X B, Wang Z F, *et al* 2004. Study and application of SWAT model in the yunzhou reservoir basin [ J]. *Hydrology* 24 ( 3): 4—8 ( in Chinese)
- 张淑荣, 陈利顶, 傅伯杰. 2001. 农业区非点源污染敏感性评价的一种方法 [ J]. *水土保持学报*, 15(2): 56—59
- Zhang S R, Chen L D, Fu B J 2001 Approach for agricultural non-point source pollution sensibility assessment [ J]. *Journal of Soil Water Conservation* 15(2): 56—59 ( in Chinese)