秋妍飞,王 雷,张 冰,等.基于 SWAT 模型对抗生素点源污染分布特征的研究—以淮河中上游为例 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4608-4619.
Qiu Y F, Wang L, Zhang B, et al. Research on the distribution characteristics of antibiotic point source pollution based on SWAT model: A case study of the upper and middle reaches of the Huaihe River [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4608-4619.

基于 SWAT 模型对抗生素点源污染分布特征的研究
——以淮河中上游为例

秋妍飞[1],王 雷[1*],张 冰[2*],王 蕾[2] (1.南京工业大学环境科学与工程学院,江苏 南京 210000；2.生态环境部南京环境科学研究所,江苏 南京 210000)

摘要：针对抗生素的来源复杂且排放分散的特点建立了一种抗生素排放量估算的方法,基于流域内人口和畜禽数量,结合不同生物的消耗系数、污水处理率等获得不同区域的抗生素排放量.将排放量作为输入数据,采用半分布式水文模型—SWAT 模型,以淮河中上游流域中环丙沙星(CFX)和磺胺二甲嘧啶(SMZ)作为研究对象进行模拟.结果表明,畜牧业的养殖数量、区域人口数量、污水处理能力和畜禽规模化养殖是各市区抗生素排放量的主要影响因素;模型验证结果显示,CFX、SMZ 浓度模拟结果与监测值模拟值基本在同一量级,模拟值较好.夏季淮河主河道 CFX 浓度大部分处于 7.26ng/L 以下,在冬季河道 CFX 浓度大部分处于 190.3ng/L 以下;夏季淮河主河道 SMZ 浓度大部分处于 8.7ng/L 以下,而在冬季河道 SMZ 浓度大部分处于 38.11ng/L 以下.

关键词：环丙沙星；磺胺二甲嘧啶；排放量；SWAT 模型；淮河流域
中图分类号：X52 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4608-12

Research on the distribution characteristics of antibiotic point source pollution based on SWAT model: A case study of the upper and middle reaches of the Huaihe River. QIU Yan-fei[1], WANG Lei[1*], ZHANG Bing[2*], WANG Lei[2] (1.School of Environmental Science and Engineering, Nanjing Tech University, Nanjing 210000, China；2.Nanjing Institute of Environmental Sciences, Nanjing 210000, China). *China Environmental Science*, 2025,45(8)：4608~4619

Abstract：Aiming at the characteristics of complex sources and scattered emissions of antibiotics, a method for estimating antibiotic emissions was established. Based on the population and the number of livestock and poultry in the basin, the antibiotic emissions in different regions were obtained by combining the consumption coefficients of different organisms and the sewage treatment rate. Using the emission loads as the input data, the semi-distributed hydrological model-SWAT model was established to simulate the ciprofloxacin (CFX) and sulfamethazine (SMZ) in the middle and upper reaches of the Huaihe River. The results showed that the livestock breeding scale, regional population, sewage treatment capacity and large-scale management measures are the main influencing factors of antibiotic emissions in each city. The results of model validation showed that the simulated concentrations of CFX and SMZ are basically in the same order of magnitude as the monitoring values, with the good accuracy. In summer, the concentrations of CFX in the main channels of Huaihe River were almost all lower than 7.26ng/L. And in winter, the concentrations of CFX in the main channels of Huaihe River almost all were lower than 190.3ng/L. In summer, the concentrations of SMZ in the main channels of Huaihe River almost all were lower than 8.7ng/L, while in winter, the concentrations of SMZ in the main channels of Huaihe River almost all were lower than 38.11ng/L.

Key words：Ciprofloxacin；Sulfamethazine；Emissions；SWAT model；Huai River Basin

监测手段常用于表征环境介质中污染物的分布特征,但其结果具有瞬时性,且监测范围具有时空尺度的局限性.模型能够对较大范围污染物的时空分分布特征进行充分表征,但常受限于源排放数据的缺乏,多数研究基于污染物的排放场景及排放特征构建排放量估算方法以获取源排放数据.已有的化学品的排放量估算方法包括化学品生命周期法[1]、化学品总销售量法[2-3]和市场调研法[4-5].我国虽是抗生素生产和使用大国,却由于药品登记制度尚未完善,导致各种抗生素使用量数据缺乏官方的报道文件,亦缺乏文献资料的参考;另一方面,已有估算方法有关养殖废物处置过程对抗生素消减作用的考虑较少.

收稿日期：2024-12-20
基金项目：江苏省重点研发计划(BE2020115);江苏省自然科学基金(BK20240278)
* 责任作者, 教授, wlei@ njtech.edu.cn

淮河流域是中国传统农业区,中国地表七大河流表层水体中典型抗生素的分布调查中,很多研究区域处于淮河下游江苏省部分和山东省部分[6-7],而关于淮河流域中上游河南省和安徽省中抗生素的污染水平的研究仍然较少,目前仅有王大祥[8]对淮河流域狮河区水环境中大环内酯类抗生素和四环素的污染分布进行研究,刘瀚阳[9]对淮河流域安徽段水环境中抗生素含量进行研究,WU[10]等对河南省 4 个饮用水水源地的有机污染物进行分析. SWAT (Soil and Water Assessment Tool)模型基于地理信息(GIS)技术,输入参数简单,能够对流域进行长期模拟,适用于复杂多变的土壤类型和土地利用方式,目前广泛应用于水文过程模拟、水质模拟、覆被变化影响评估、气候变化影响研究和最佳管理措施评估等领域[11].本研究拟基于各物质的平均使用量结合各区域污水处理率、排泄率、规模化养殖比率等因素计算流域抗生素使用量,同时对养殖废物处置过程进行充分考虑,建立适合流域尺度抗生素排放量的估算方法,以此作为 SWAT 模型输入数据.通过构建淮河上中游流域 SWAT 模型,分析淮河中上游流域的常用药物 CFX 和 SMZ 的点源污染空间分布特征进行模拟,分析污染物的污染特征,为淮河流域的抗生素污染控制提供参考.

1　研究方法

1.1　研究区概况

淮河西起桐柏山、自西向东流经史灌河、东淝河、洪河、沙颍河、西淝河以及涡河等主要河流.淮河中上游流域主要包括河南东部与安徽北部,流域以洪河口为上中游分界线,中游范围至洪泽湖出口.上游与中游流域面积分别为 30600km^2, 158000km^2.流域北部属于暖温带半湿润季风气候区,南部属于亚热带湿润季风气候区,季风气候显著、四季分明.流域降水量年际变化大,年内分布极不均匀,多年平均降水量为 878mm,北部沿黄地区为 600~700mm,南部山区可达 1400~1500mm,汛期(6~9 月)降水量约占年降水量的 50%~75%[12].

1.2　抗生素排放量估算方法构建

抗生素使用主要分为人用和兽用两种,人用抗生素分为农村与城市人口使用量,我国畜牧业生猪和家禽养殖总量巨大,又将兽用抗生素分为猪和家禽使用量.人用抗生素和兽用抗生素通过多种途径进入到环境中(图 1),人用抗生素经使用和排泄后,部分通过污水处理厂进入水环境;兽用抗生素的排放途径因动物种类而异,例如家禽排泄物主要进入土壤,而生猪排泄物中 20%的粪便(通过水冲粪)和尿液经污水处理后进入水体[13-14].未经处理的人畜排泄物则直接进入土壤环境.

基于以上抗生素暴露途径,通过文献收集人和动物对不同抗生素的消耗系数,从 2018 年河南省、安徽省统计年鉴[15]及中国畜牧兽医年鉴[16]获得淮河中上游流域各市人口数量和生猪、家禽数量,根据人口和畜禽养殖数量获得各抗生素总使用量,再结合河南省、安徽省城镇化比率和养殖行业的具体情况、污水处理现状、抗生素排泄率(表 1),以市为尺度对抗生素排放量进行估算.选取 CFX 和 SMZ 两种常用的抗生素作为研究对象,抗生素 K_{OC} 通过 EPIWEB4.1 软件获得,物质其他基本信息及收集的排放参数见表 2.考虑到在土壤环境中,CFX 的吸附能力较强、SMZ 半衰期为 5~30d,降解速率较高[17],同时降雨冲刷常导致土壤抗生素向更深的土壤层或地下水的迁移[18-19],排入土壤或地下水的抗生素通过冲刷或补给作用进入地表水的占比较小[20],因此本文只考虑水环境中贡献的污染物的环境归趋.

1.2.1　人用抗生素排放量估算　人用抗生素的排放包括城市和农村排放两部分.抗生素经使用通过人体排泄,一部分经过污水处理厂处理以点源排放进入水体,另一部分则直接进入自然环境.来自于人用抗生素的排放量估算由四部分组成:城市人口排泄量(经过污水处理厂)、城市人口排泄量(不经过污水处理厂)、农村人口排泄量(经过污水处理厂)、农村人口排泄量(不经过污水处理厂),抗生素排放量计算如方程(1)所示.

$$\begin{aligned} T_i=&[C_i\cdot P_{\mathrm{r}}\cdot K_1\cdot K_2\cdot(1-f)+C_i\cdot P_{\mathrm{r}}\cdot K_1\cdot(1-K_2)\\ &+C_i\cdot P_{\mathrm{u}}\cdot K_1\cdot K_2\cdot(1-f)+C_i\cdot P_{\mathrm{u}}\cdot K_1\cdot(1-K_2)] \end{aligned} \tag{1}$$

式中:T_i 表示排放进入环境的总抗生素量,t;C_i 为第 i 种抗生素的消耗系数,i=2;P_{r} 和 P_{u} 分别表示农村和城市人口数,万人;K_1 表示人体排泄率;K_2 表示当地污水处理率;f 为污水处理厂对目标抗生素的去除效率.

1.2.2　兽用抗生素排放量估算　淮河流域养殖业以生猪和禽类为主,兽用抗生素的排放主要包括生

猪的尿液和粪便、禽类的粪便 3 方面.根据生猪和家禽的当年总数、抗生素消耗系数、排泄系数、规模化养殖比率、污水处理方式对抗生素的去除率计算从使用排放到自然环境的总量.

$$T_{\mathrm{pl}}=(P_{\mathrm{p}}\cdot C_i\cdot 10^{-5}\cdot K_4\cdot 0.2+P_{\mathrm{p}}\cdot C_i\cdot 10^{-5}\cdot K_5)\cdot K_1\cdot K_2\cdot(1-K_3) \quad (2)$$

$$T_{\mathrm{p2}}=(P_{\mathrm{p}}\cdot C_i\cdot 10^{-5}\cdot K_4+P_{\mathrm{p}}\cdot C_i\cdot 10^{-5}\cdot K_5)-T_{\mathrm{pl}} \quad (3)$$

$$T_{\mathrm{c}}=P_{\mathrm{c}}\cdot C_i\cdot 10^{-5}\cdot K_4 \quad (4)$$

式中:T_{pl} 为生猪排泄物进入水环境的抗生素含量,t;T_{p2} 为猪粪进入土壤环境的抗生素量,t;T_{c} 为禽类粪便进入土壤环境的抗生素量,t;P_{p} 为当年生猪总数,万头;P_{c} 为当年禽类总数,万羽;K_1 为规模化养殖率;K_2 为粪污处理率;K_3 为好氧条件抗生素去除效率;K_4 表示生猪/禽类粪便排泄率;K_5 表示生猪尿液排泄率;C_i 为第 i 种抗生素的消耗系数,i=2;0.2 为 20%水冲粪进入水环境;10^{-5} 为单位转换系数.

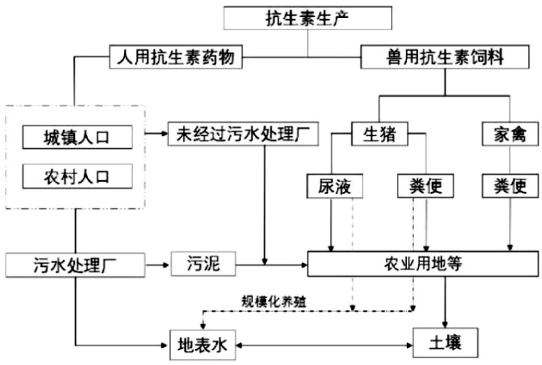


图 1 抗生素在环境中的暴露途径

Fig.1 Exposure pathways of antibiotics in the environment

表 1 污水处理现状和规模化养殖现状

Table 1 Present situation of sewage treatment and large-scale breeding

省份	安徽	河南	参考文献
城镇污水处理率(%)	92	92	[21]
农村污水处理率(%)	40	18	[22]
研究对象	安徽省和河南省生猪	安徽省和河南省家禽	-
规模化养殖率(%)	49.1	78	-
固态粪污处理率(堆肥) (%)	89.44(其中 20 变成液态粪污)	89.44	[23]
液态粪污处理率(达标排放、厌氧发酵) (%)	2.04、80.68	无尿道	[23]

表 2 物质基本信息

Table 2 Basic information of material

物质名称	抗生素类别	*K*OC (L/kg)	人体排泄率 (%)	污水处理厂去除效率 (人) (%)	抗生素消耗系数 (人,ng/L)	抗生素消耗系数 (猪,ng/L)	抗生素消耗系数 (鸡,ng/L)	生猪排泄率 (粪便、尿液) (%)	鸡排泄率 (粪便) (%)	厌氧-好氧去除效率 (牲畜) (%)	厌氧去除效率(牲畜) (%)
环丙沙星	喹诺酮类	10	53.80	59	334	2614	60.19	33.7、36.8	53	59.75	74.60
磺胺二甲嘧啶	磺胺类	35.23	25.40	62.95	731	731	21	0.9、24.5	13.90	17.61	31
参考文献	-	-	[24]	[25]	[24]	[25]	[25]	[24]	[24]	[25]	[25]

1.3 SWAT 模型构建方法

1.3.1 SWAT 模型简介 SWAT 模型是由美国农业研究局 (ARS) 在 CREAMS(Chemicals,Runoff,and Erosion from Agricultural Management Systems)和 SWRRB(Simulator for Water Resources in Rural Basins)模型基础上发展起来的分布式水文模型.模型将流域划分为多个子流域,每一个子流域又由不同的水文响应单元(HRU,Hydrologic Response Unit)组成,分别模拟各个水文响应单元的水文过程.SWAT 模型能够模拟林冠截留、入渗、蒸散发、土壤水、地表径流、地表填洼以及河道径流等[11, 26].模型包含气象、水文、泥沙输移、植被生长、营养物质、污染物和农作物管理等模块.模型采用水量平衡方程模拟水文循环过程:

$$\mathrm{SW}_t=\mathrm{SW}_0+\sum_{i=1}^{t}(R_{\mathrm{day}}-Q_{\mathrm{surf}}-E_{\mathrm{a}}-W_{\mathrm{seep}}-Q_{\mathrm{gw}}) \quad (5)$$

式中:SW_t 表示第 t 天的土壤含水量,mm;SW_0 表示第 i 天土壤初始含水量,mm;t 表示时间,d;R_{day} 表示第 i 天降水量,mm;Q_{surf} 表示第 i 天地表径流量,mm;E_{a} 表示第 i 天的蒸散发量,mm;W_{seep} 表示第 i 天从土壤剖面进入包气带的水量,mm;Q_{gw} 表示第 i 天地下水回流量,mm.

河道抗生素演算同营养物、杀虫剂一样,抗生素的总负荷可分为溶解态和吸附态.溶解态抗生素随水流运移,而吸附在泥沙上的抗生素受泥沙运移和沉积过程影响.河流中的抗生素量,通过入流,沉积层中杀虫剂的再悬浮和扩散而增加,通过出流、沉降和向下伏沉积物的扩散而减少,将上述过程与质量守恒方程结合:

$$\Delta pst_{rchwtr}=pst_{in}-(pst_{sol,o}+pst_{sorb,o})-pst_{deg,wtr}-pst_{vol,wtr}-pst_{stl,wtr}+pst_{rsp,wtr}\pm pst_{dif} \quad (6)$$

$$\Delta pst_{rchsed}=-pst_{deg,sed}+pst_{stl,wtr}-pst_{rsp,wtr}-pst_{bur}\pm pst_{dif} \quad (7)$$

式中:Δpst_{rchwtr} 表示水流层中抗生素质量的变化量,mg; Δpst_{rchsed} 表示沉积物中抗生素质量的变化, mg; pst_{in} 表示通过入流添加到河段的抗生素量,mg; $pst_{sol,o}$ 表示通过出流带走的溶解相抗生素量,mg; $pst_{sorb,o}$ 表示通过出流带走的颗粒相抗生素量,mg; $pst_{deg,wtr}$ 通过降解作用在水中去除的抗生素量,mg; $pst_{vol,wtr}$ 表示通过挥发作用从水中去除的抗生素量,mg; $pst_{stl,wtr}$ 表示通过沉降作用从水中去除的抗生素量,mg; $pst_{rsp,wtr}$ 表示通过再悬浮从沉积物运移到水流中的抗生素量,mg; pst_{dif} 表示通过扩散作用在水流和沉积层之间运移的抗生素量,mg; $pst_{deg,sed}$ 表示通过降解作用从沉积层中去除的抗生素量,mg;pst_{bur} 表示通过掩埋从沉积层中去除的抗生素量,mg.

1.3.2　模型参数来源及数据库构建　SWAT 模型建立需要输入数字高程模型 DEM(Digital Elevation Model)、土壤数据、土地利用数据、气象数据、水库数据、污水处理厂数据和水文站数据.DEM 描述了流域的地形特征,是进行水文分析的基础;土地利用数据反映了流域内不同土地类型分布;土壤数据提供了土壤的物理和化学特性;气象数据包括的降雨数据和气温数据是影响水文过程的重要驱动数据;点源和水库对于模拟点源污染物的排放和水库对流域水文过程的影响具有重要作用;水文站数据用于后期模型率定和验证.通过 ArcGIS10.2 软件和数学统计手段对模型所需数据进行处理,添加至模型使用,模型所需数据和来源见表 3.

结合淮河流域 DEM 与实际水系图对子流域进行划分校正,综合模拟数据量和模型精度,选取河道汇水面积阈值为 17000hm^2,共划分了 439 个子流域.根据设置的土地利用类型、土壤类型和坡度进行 HRU 的划分,阈值划分设置均为 10%,最终将流域划分为 4825 个 HRU.土壤数据库采用全球土壤数据库 HWSD(Harmonized World Soil Database)中的中国土壤数据集(2009),通过 SPAW 软件计算研究区域相关土壤参数如饱和导水率、土壤湿密度等[18],研究区域土壤类型重分类后有 9 种,主要为石灰性冲积土.土地利用数据采用中国科学院地理科学与资源研究所提供的中国多时期土地利用遥感监测数据集(CNLUCC)的 2015 年土地利用数据[27],根据 SWAT 模型内的土地利用分类标准进行重分类,划分为耕地、林地、草地、水域、居民用地和未利用土地.气象数据库使用 CMADS V1.1(2008−2018),根据淮河流域范围,筛选研究区域内及会对研究区域气象产生影响的边界站点.

根据各市区不同抗生素排放量估算结果,将各市区排放总量以月为单位平均分配添加至污水处理厂排放点,运行 SWAT 模型获得模拟值,得到的抗生素模拟浓度与实际监测浓度比较,实现模型验证,同时对抗生素在枯水期、丰水期水环境中的污染水平进行研究,并对与 SWAT 模型模拟结合的排放量估算方法进行评估.

表 3　SWAT 模型输入数据及来源

Table 3　Input data and sources of SWAT model

数据	格式	来源
数字高程模型(DEM)	Grid 90m	地理空间数据云
土地利用数据集(CNLUCC)	Grid 30m	中国科学院地理科学与资源研究所
土壤数据集(HWSD_V1.2)	Grid 30m	国家青藏高原科学数据中心
气象数据集(CMADS_V1.1)	dBase 表	国家青藏高原科学数据中心
水库数据集(CRD_V1.1)	Shape	中国水库综合地理空间数据
水文站数据	dBase 表	淮河水文统计年鉴、卫星反演
污水处理厂数据	dBase 表	HYDROWASTE
人口数据	Excel 表	中国人口和就业统计年鉴
畜牧业养殖数据	Excel 表	中国畜牧兽医年鉴

1.3.3　模型参数敏感性分析与评价　采用 SWAT-CUP 软件进行参数敏感性分析,采用不确定性适应算法(SUFI−2)中 t 检验值、p 值对参数进行率定[28-29],选取 CN2,ALPHA_BF 等 19 个与流量相关的参数参与率定验证.利用相关系数(R^2)、纳什系数(E_{NS})等评价指标评价模型适用性.E_{NS} 评价模型模拟值与实测

值之间的拟合程度,其值越接近 1,说明模拟值越接近实际值.R^2 和 E_{NS} 通过公式(8),(9)计算得到.

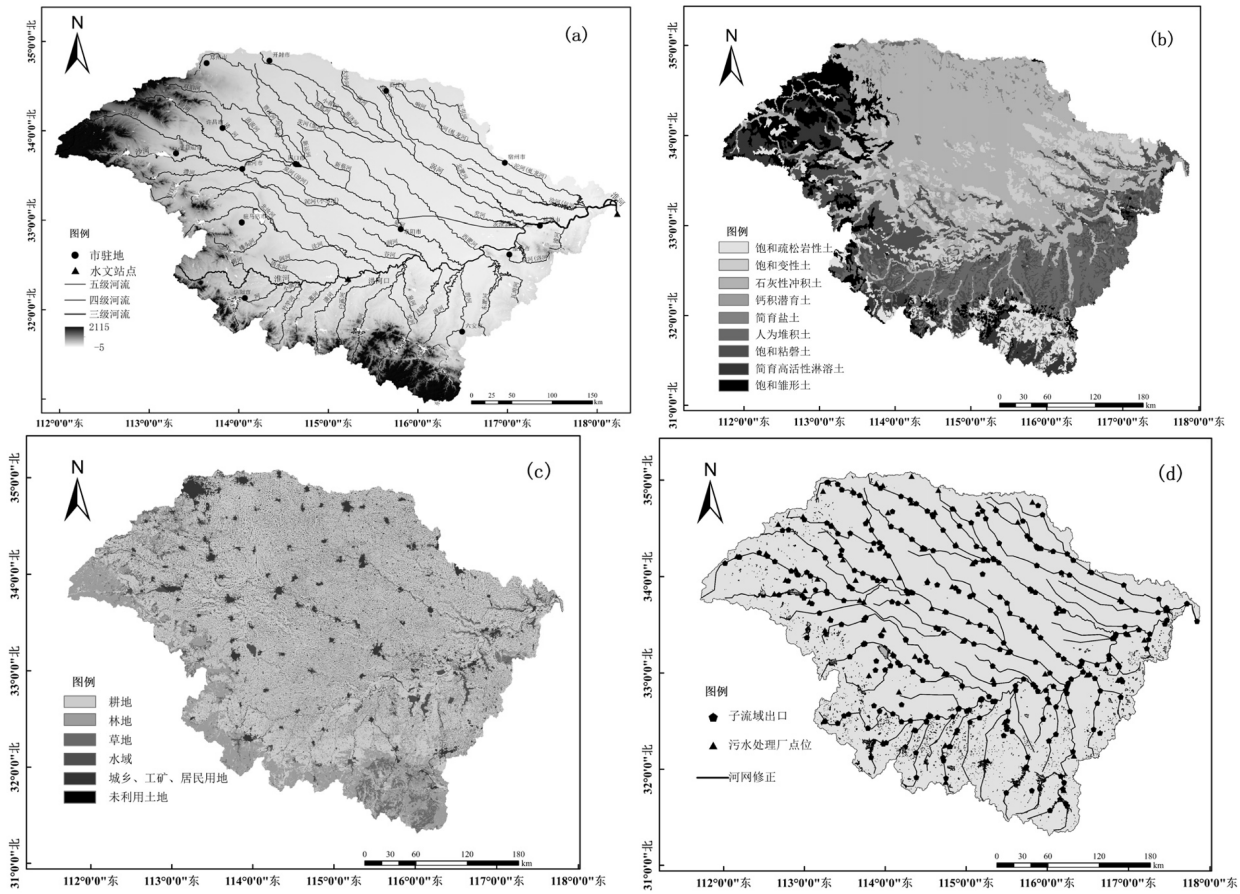


图 2 淮河中上游流域(a)、土壤类型(b)、土地利用类型(c)、污水处理厂分布(d)

Fig.2 Figures of middle and upper reaches of Huaihe River Basin(a) ,soil type(b) ,land use type(c) ,distribution of sewage treatment plants(d)

$$R^2=\frac{[\sum_{i=1}^{n}(Q_{m,i}-Q_{m,\text{avg}})(Q_{s,i}-Q_{s,\text{avg}})]^2}{\sum_{i=1}^{n}(Q_{s,i}-Q_{s,\text{avg}})^2\cdot\sum_{i=1}^{n}(Q_{s,i}-Q_{s,\text{avg}})^2} \quad (8)$$

$$E_{NS}=1-\frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_{m,i}-Q_{s,i})^2}{\sum_{i=1}^{n}(Q_{m,i}-Q_{m,\text{avg}})^2} \quad (9)$$

式中:Q_m 和 Q_s 分别为观测值和模拟值,m^3/s; $Q_{m,avg}$ 和 $Q_{s,avg}$ 为流量平均观测值和模拟值,m^3/s;i 为第 i 次的观测或模拟.

本研究同时采用上述两个指标进行模型率定和验证,当 $R^2\geqslant0.65$,$E_{NS}\geqslant0.65$ 时,模型模拟准确性良好,模拟结果可以接受[30].

1.3.4 抗生素浓度验证 通过文献检索筛选模拟时间段内淮河流域相关抗生素监测文献.2018 年 12 月刘瀚阳[9]在淮河流域流经安徽省内的主河段作为研究区域,探究表层水中磺胺类、四环素类抗生素的含量范围;WU 等[31]在淮河中游流域(安徽段)进行采样监测,对磺胺类、四环素类、喹诺酮类 3 类中国最常用的抗生素的监测结果作为验证数据,基于这些监测数据来评估 SWAT 模型对淮河流域抗生素的模拟结果.

2 结果与讨论

2.1 抗生素使用量与排放量

2.1.1 使用量水平 由表 4 可见淮河中上游流域 2018 年 CFX 总使用量为 243.1t、SMZ 总使用量为 128.9t,其中 CFX 人用量和畜禽使用量分别为 29.44t、213.70t,SMZ 人用量和畜禽使用量分别为 64.43t、64.51t.淮河中上游流域作为我国重要的农业生产基地之一,畜牧业在其中占据重要地位,由于我国养殖业抗生素使用管控起步晚,在养殖过程中还

普遍存在超剂量施用或滥用等不合理使用的现象[32],是淮河流域兽用 CFX、SMZ 使用量较高的主要原因;CFX 主要治疗呼吸道感染、泌尿系统感染和肠道感染等细菌感染,SMZ 主要治疗急性中耳炎和急性单纯性下尿路感染.二者在功效上具有相似性,但是 SMZ 长期使用会有一定的耐药性且对肝脏有一定的伤害,而 CFX 具有抗菌活性强、抗菌谱光且不易产生耐药性的特点使其在兽用临床应用更为广泛,导致了兽用CFX 含量高达213.70t;在人用方面,虽然 SMZ 存在易产生耐药性和副作用较多的缺点,但是在人用剂量上对比发现,CFX 口服 DDD 规范剂量为 0.6g,而 SMZ 口服 DDD 规范剂量为 4g[33],起效浓度低而导致使用量较大,这是导致流域内人用 SMZ 含量为 64.43t 的主要原因.

表 4　各市区抗生素使用量和排放量

Table 4　Antibiotic dosages and emissions in each city

城市	城市(万人)	农村(万人)	生猪(头)	家禽(万头)	CFX 使用量(人,t)	CFX 排放量(人,t)	CFX 使用量(牲畜,t)	CFX 排放量(牲畜,t)	SMZ 使用量(人,t)	SMZ 排放量(人,t)	SMZ 使用量(牲畜,t)	SMZ 排放量(牲畜,t)
蚌埠	194	145	2014237	10402	1.13	0.46	11.53	4.02	2.48	0.34	3.66	1.23
淮南	224	125	1180394	3495	1.17	0.45	5.19	1.95	2.55	0.34	1.60	0.49
亳州	215	309	2607471	3394	1.75	0.77	8.86	3.65	3.83	0.59	2.62	0.71
阜阳	355	465	4138197	8002	2.74	1.20	15.63	6.20	6.00	0.91	4.71	1.35
六安	187	219	2285111	4945	1.36	0.58	8.95	3.50	2.97	0.44	2.71	0.79
淮北	147	79	583385	1670	0.75	0.29	2.53	0.95	1.65	0.22	0.78	0.23
合肥	51	17	447335	1902	0.23	0.08	2.31	0.83	0.49	0.06	0.73	0.23
滁州	37	42	697253	2111	0.26	0.11	3.09	1.16	0.57	0.08	0.95	0.29
宿州	111	149	895202	1495	0.87	0.38	3.24	1.30	1.90	0.29	0.97	0.27
郑州	825	231	1282275	2950	3.53	1.32	5.13	1.99	7.72	1.00	1.56	0.46
开封	234	219	3479667	7534	1.51	0.68	13.63	5.34	3.31	0.53	4.13	1.21
洛阳	19	42	320983	639	0.20	0.10	1.22	0.48	0.45	0.08	0.37	0.10
平顶山	251	240	3436500	4708	1.64	0.74	11.82	4.85	3.59	0.58	3.50	0.95
许昌	222	214	3766300	4781	1.45	0.66	12.72	5.26	3.18	0.51	3.76	1.01
漯河	123	115	3570300	4939	0.79	0.35	12.31	5.05	1.74	0.28	3.65	1.00
商丘	350	395	4527200	15242	2.49	1.15	21.01	7.78	5.44	0.91	6.51	2.05
信阳	296	331	4132700	11849	2.09	0.97	17.94	6.79	4.58	0.76	5.51	1.69
周口	363	546	7169100	14998	3.04	1.47	27.77	10.92	6.64	1.17	8.39	2.45
驻马店	265	389	8371300	8057	2.18	1.05	26.73	11.30	4.78	0.84	7.81	2.03
南阳	35	40	602750	853	0.25	0.11	2.09	0.85	0.55	0.09	0.62	0.17

流域内河南省区域 CFX 和 SMZ 总使用量整体高于安徽省区域,且以畜禽使用为主.河南区域畜禽使用量是安徽区域的 2.5 倍;而对于 CFX 和 SMZ 人用量,河南区域高于安徽区域接近 1.5 倍.各市区之间抗生素使用量的差距较为明显,郑州作为河南省省会城市人口数量为 1056 万人,占比最大,CFX 和 SMZ 使用量达 3.53t,7.72t;在安徽区域内阜阳市人口数量为 820 万人,CFX 和 SMZ 人用量达 2.74t,6t,均为淮河中上游流域内高使用量区域.畜牧业较发达的驻马店市和周口市 CFX 畜禽使用量分别为 26.73t、27.77t,安徽省阜阳市 CFX 使用量为 15.63t.周口市、信阳市、驻马店市、阜阳市 CFX 和 SMZ 总使用量处于高位.

2.1.2　排放量水平　抗生素经过人和动物使用后以一定比例伴随尿液和粪便排泄,根据各省份污水处理现状和规模化养殖比例,对各市区抗生素排放量进行计算,结果见表 4.流域内 CFX 整体排放量最大,排放量为 97.29t,占其使用量的 40.02%;SMZ 排放量为 28.88t,排放量占其使用量的 22.31%.自河南至安徽方向,两种抗生素总排放量显递减趋势,主要是由于河南省畜牧业养殖体量较大,同时养殖粪污中常用的厌氧处理方式难以去除抗生素,尤其是 CFX,导致了河南省兽用抗生素排放较高,其中驻马店市兽用排放量高达 11.31t.此外,周口市和郑州市作为人口最多两个市区,人口数量分别为 909 万人、1056 万人;城镇化比例分别为 39.93%、78.13%;人用抗生素排放量分别为 7.97t、6.88t,郑州人口大于周口市人口,人用抗生素排放量反而小于周口市,主要原因是郑州市城镇化较高,城市污水处理能力更好,说明城镇化对粪污处理能力的影响超过了人口增加产

生的污染负荷的影响.整体而言,CFX 抗生素整体使用量较大,同时污水处理技术去除效果较差导致其排放量较高, SMZ 由于污水处理去除效果较好,排放量较低.抗生素使用量、规模化养殖率、人口和城市粪污处理能力是各市区抗生素污染情况的主要影响因素.

2.2 参数敏感性分析、率定及模型验证

2.2.1 参数敏感性分析 本研究选取了与径流有关的参数共 19 个,见表 5.敏感性分析结果表明,各参数对径流均有不同程度的影响,影响最大的参数为饱和含水率(SOL_K),该参数描述了土壤的持水能力,直接影响了地表径流量的大小.其次为初始径流曲线值(CN2),该参数反映了地表的产流能力,CN2 值越大,下垫面的不透水性能越强,径流量越大.其他参数如 GE_REVAP、GWQMN、CH_N1、TLAPS 也对地表径流的产生有一定影响.

2.2.2 径流率定与验证 收集位于研究区上游的周口水文站、踅孜集水文站和下游的花园嘴水文站 2008~2018 年的径流数据用于径流率定验证(图 3).

选择 2008 年为模型预热期,2009~2015 年为率定期,2016~2018 年为验证期,模拟步长为月尺度,径流模拟效果评估选取确定性系数 R^2 和 E_{NS} 系数.由图 3 和表 6 可见,整体而言,率定期月径流模拟值与实测值过程总体拟合程度较好,率定期各水文站 R^2 均在 0.72 以上,E_{NS} 均在 0.68 以上.验证期花园嘴站点和踅孜集站点 R^2、E_{NS} 均有所增加,且花园嘴站点作为流域出口站点,R^2 和 E_{NS} 均在 0.8 以上.

综合国内外相关 SWAT 模型水文模拟结果,王闯[34]在研究 CMADS 对黄河源区水文模拟的适用性中,率定期 R^2 和 E_{NS} 分别为 0.81、0.6,验证期 R^2 和 E_{NS} 分别为 0.85、0.73.刘伟[35]基于 SWAT 模型,以 CMADS 为气象数据对釜溪河流域非点源污染负荷进行研究,多年月均径流拟合效果较好,率定期 R^2 和 E_{NS} 分别为 0.77、0.71,验证期 R^2 和 E_{NS} 分别为 0.73、0.69.Shivhare[36]通过建立 SWAT 模型有效应用于印度恒河流域,SUFI-2 校准性能最好,R^2 和 E_{NS} 分别为 0.78、0.76.上述模拟结果对比本研究模拟结果表明,CMADS 气象数据集在淮河中上游流域适用性较好,水文模拟结果良好.

上游周口站点验证期 R^2 相对较低,可能是受站点上游白龟山水库调控的影响和地下水补给的影响共同导致.通过 SWAT 模型对渭河流域进行月径流模拟也出现上游模拟结果较差,下游模拟值好的结果[37].整个研究区域模拟结果呈现下游拟合程度优于上游.

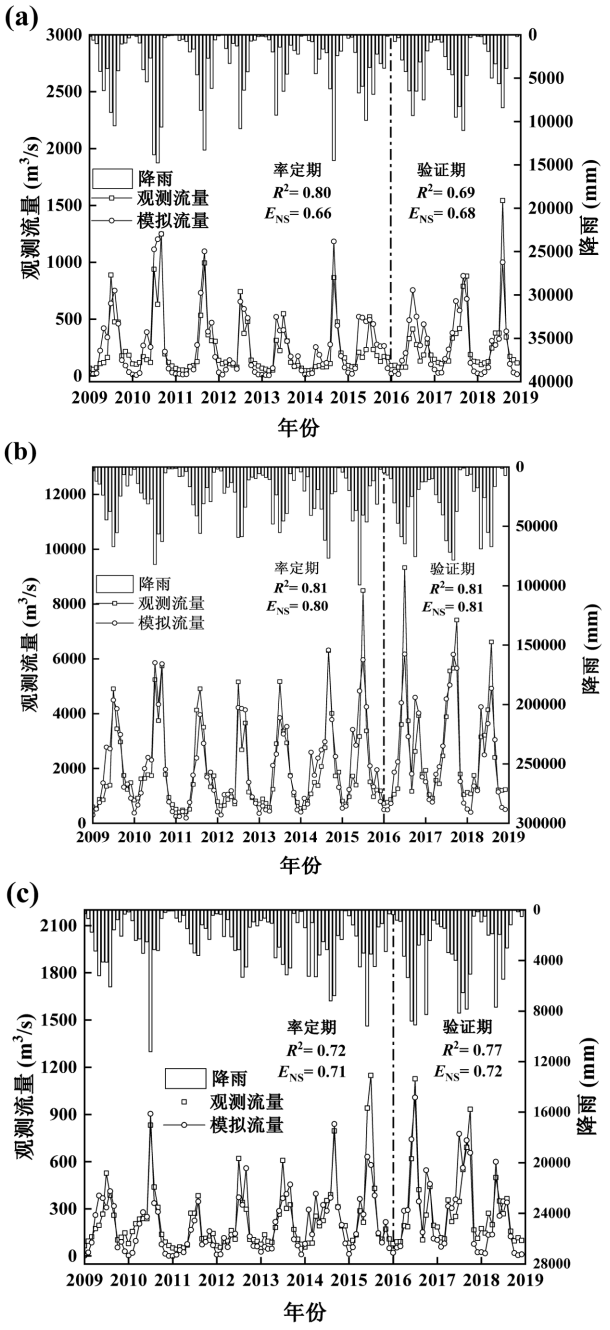


图 3 周口站(a)、花园嘴站(b)、踅孜集站(c)径流模拟结果

Fig.3 Hydrology simulation results of Zhoukou station(a), Huayuanzui station(b) and Xueziji station(c)

2.2.3 抗生素模拟验证 该流域该流域已有的监测数据表明[9,31],目标物质 CFX 和 SMZ 监测值分别为 ND~16ng/L、ND~11ng/L.根据 SWAT 模拟结果中

CFX 和 SMZ 的负荷和河道流量,计算获得了研究区域不同子流域出口的抗生素浓度.CFX 和 SMZ 模拟值范围分别为 nd~19ng/L、nd~4.0ng/L.对比 30 个监测点位发现水环境中 CFX 和 SMZ 浓度模拟结果与监测值的数量级差值大多数点位保持在 1 个数量级以内(图 4),流域出口点位 CFX 模拟值为 0.31ng/L,监测值为 0.14ng/L;SMZ 模拟值为 0.19ng/L,监测值为 0.032ng/L.291、326 等子流域 CFX 模拟结果分别高于实际监测值 1 和 2 个量级.由于本文将全年的抗生素使用量进行每月平均分配,而实际水样监测时间处于冬季,是 CFX 全年高频率使用的时间段[38, 39],是导致模拟值低于实测值的一个重要原因;256、257、296 和 326 等子流域 SMZ 模拟结果分别高于实际监测值 1 个量级,上述子流域均处于淮河主干道,受上游支流 SMZ 浓度的影响较大,上游周口市、驻马店市和阜阳市 SMZ 排放量较大,且不同区域污水处理厂效率存在一定的差异,可能是影响抗生素浓度的重要因素;277、283 等子流域 CFX、SMZ 模拟结果低于实际监测值 1 个量级,本研究实际监测时间处于冬季,污水处理厂抗生素处理率受到季节影响,冬季温度较低,导致污水厂对抗生素处理率较低[40],而在抗生素排放量估算过程中,污水处理率代入值高于实际值,使得 CFX 和 SMZ 部分点位模拟值偏小,同时模拟过程未考虑到直接排入土壤环境的抗生素经过雨水冲刷、地表径流等途径对水环境中抗生素赋存含量,也是模拟值偏小的重要影响因素.

表 5　参数敏感性分析结果及最终值

Table 5　Parameter sensitivity analysis results and final values

敏感性参数排序	参数	参数定义	调参方式	类型	*t*	*p*	最终取值
1	SOL_K()	饱和含水率	r	sol	5.80	0.01	−0.97
2	CN2	初始径流曲线值	r	mgt	0.78	0.45	0.63
3	GE_REVAP	地下水 revap 系数	r	gw	0.75	0.47	0.07
4	GWQMN	回归流产生时需要浅层蓄水中的初始水深	v	gw	0.63	0.52	3140.75
5	CH_N1	支流河道曼宁值	r	sub	0.52	0.61	29.49
6	TLAPS	气温垂直递减率	r	sub	0.48	0.63	34.17
7	CH_N2	主河道曼宁值	r	rte	0.40	0.71	0.21
8	CH_K2	主河道淤泥有效导水率	r	rte	0.18	0.87	27.49
9	SOL_AWC(1)	土壤有效含水率	r	sol	0.13	0.89	0.54
10	SMFMN	12 月的融雪因子	r	bsn	−0.01	0.99	19.45
11	SMFMX	6 月的融雪因子	r	bsn	−0.09	0.96	9.99
12	CANMX	最大冠层截留量	r	hru	−0.28	0.83	63.47
13	GW_DELAY	地下水迟滞时间	v	gw	−0.41	0.68	218.76
14	OV_N	曼宁坡面漫流 n 值	r	hru	−0.49	0.60	26.32
15	ALPHA_BF	基流衰退常数	v	gw	−0.58	0.58	0.68
16	SURLAG	地表径流滞后系数	r	bsn	−0.72	0.48	19.30
17	ESCO	土壤蒸发补偿因子	r	hru	−0.80	0.44	1.28
18	REVAPMN	过滤到深层蓄水层发生时的初始浅层畜水层水深	r	gw	−0.90	0.39	320.30
19	SOL_BD(1)	土壤饱和容重	r	sol	−1.00	0.3	1.04

注:v表示参数由给定值或绝对值变化替代;r表示参数值乘以(1+给定值);*t*值表示参数的敏感性,*t*值越大,参数越敏感;*p*值表示*t*值的显著性,*p*值越小,参数被偶然指定为敏感参数的机会值越小.

表 6　淮河中上游流域水文站月径流模拟结果

Table 6　Monthly runoff simulation results of hydrological stations in the middle and upper reaches of Huaihe River Basin

水文站	R^2		E_{NS}	
	率定期	验证期	率定期	验证期
周口	0.800524052	0.694793702	0.660344404	0.68730623
花园嘴	0.813802522	0.814044296	0.804683459	0.80847241
蒯孜集	0.724267194	0.771969488	0.705560876	0.716250585

对淮河流域全年河道中的 CFX 和 SMZ 赋存情况进行研究,CFX 浓度范围为 nd~9751.5ng/L,SMZ 浓度范围为 nd~9909.91ng/L.水环境中的 CFX 和 SMZ 含量主要来自人用排泄物通过污水处理厂点源排放,使得流域内抗生素浓度较高区域在污水处理厂排放点位附近,随着河水的流动,抗生素的浓度逐渐降低.淮河中上游流域 SMZ 人用量约为 CFX 的

2.2 倍,但是 SMZ(25.4%)人体排泄率低于 CFX(53.8%),SMZ(62.95%)污水处理率高于 CFX(59%),使得浓度模拟结果范围较为接近.

对全流域 7 月份丰水期和 12 月份枯水期模拟发现,河道中 CFX 和 SMZ 随着季节交替变化比较明显,夏季淮河河道 CFX 浓度大部分处于 7.26ng/L 以下,夏季 CFX 最高浓度为 709.27ng/L;在冬季河道中大部分处于 190.3ng/L 以下,冬季最高浓度为 9751.5ng/L.CFX 含量夏季较高的子流域多数处于河南省,郑州市、平顶山市、许昌市整体浓度最高,而冬季上游整体含量较高,郑州市、许昌市、平顶山市、驻马店市、周口市是含量较高的市区.夏季淮河主河道 SMZ 含量中大部分处于 8.7ng/L 以下,夏季 SMZ 最高浓度为 3922.74ng/L,而在冬季河道中大部分含量处于 38.11ng/L 以下,冬季最高浓度为 9009.91ng/L.SMZ 在夏季和冬季浓度最高的子流域主要位于商丘市、郑州市、许昌市,与 CFX 拥有相似的分布趋势.随着季节的交替,流域内 CFX 和 SMZ 冬季均比夏季浓度高 1~2 个量级.

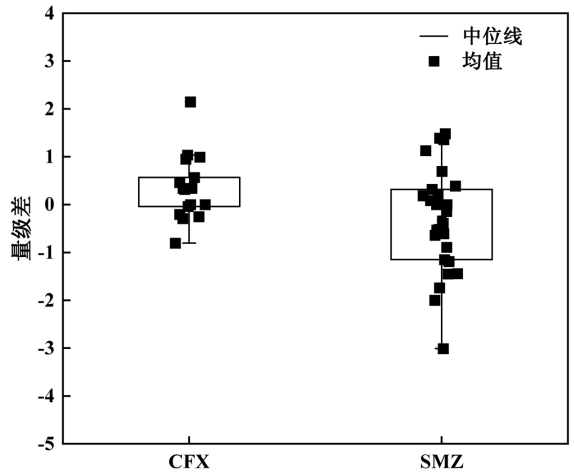


图 4 抗生素模拟值与实测值量级差值箱线图

Fig.4 The box plot of the differences between the simulated values and the measured values of antibiotics

流域内 CFX 和 SMZ 的预测浓度整体分布呈自西向东逐渐递减(同抗生素排放量递减趋势相同),沿着各二三级河流(颍河、涡河、洪河、史河等)迁移至淮河主干道的方向逐渐减少.流域内高浓度排放源头主要分布在 4、16、18 号子流域(郑州市)、80 号子流域(平顶山市)、82 号子流域(许昌市)、36、74、85 号子流域(商丘市).郑州市人口基数最大且城镇人口占比最高且处于上游位置,部分区域径流量较小和抗生素排放量较高导致其部分子流域成为 CFX 和 SMZ 的浓度水平较高;许昌市受限于收集到的污水处理厂数据,污染物的排放被概化为一个集中的排放源,与实际存在一定差异,导致许昌市部分子流域浓度较高;商丘市和平顶山市处于淮河流域上游区域,冬季地表径流量较小且未考虑淮河流域地下水补给使其部分子流域污染物浓度偏高.

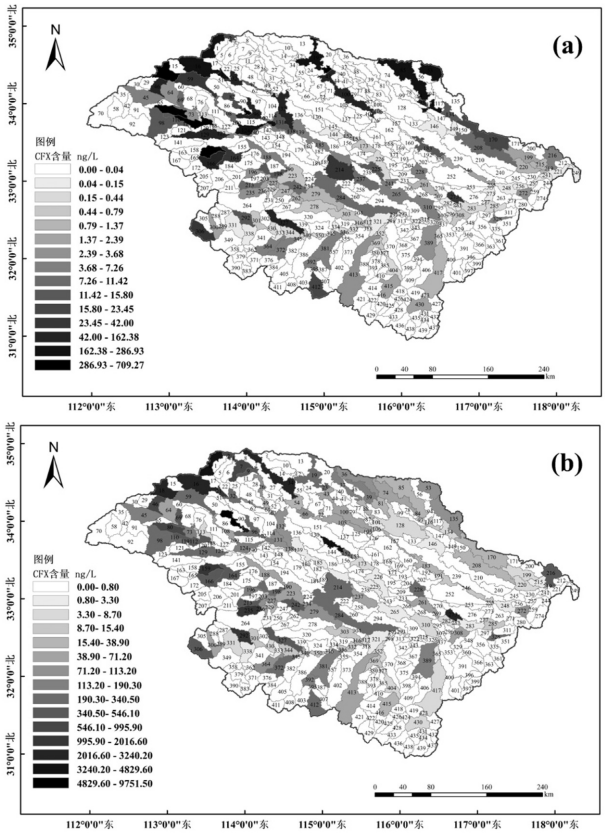


图 5 CFX 在丰水期(a)和枯水期(b)的空间分布

Fig.5 Spatial distribution of CFX in wet season (a) and dry season (b)

淮河中上游流域 CFX 和 SMZ 大部分浓度分别处于 7.26ng/L、8.7ng/L 以下.海口市北部河湖水体监测出 CFX 含量为 54.98ng/L[41];黄河中 SMZ 的含量处于 56ng/L 以下,海河中 SMZ 的浓度范围为 33.4~190ng/L[6];在国际范围内,发达国家瑞典城市污水处理厂出口 CFX 含量为(31.5±3.0) ng/L,葡萄牙地表水中 CFX 含量为 1.56~7.14ng/L[42].我国水环境中 CFX、SMZ 含量相对于发达国家处于高位,人口基数大、畜牧业较为发达且在畜牧业方面抗生素

滥用、混用、用错药现象是我国目前环境中含量含量较高的主要原因[43].而在非洲发展落后地区内,南非地表水中 CFX 浓度为 15000ng/L,肯尼亚 CFX 含量为 500ng/L[44],非洲国家抗生素的滥用且发展落后导致污水处理能力较差是水环境抗生素含量极高的主要原因.

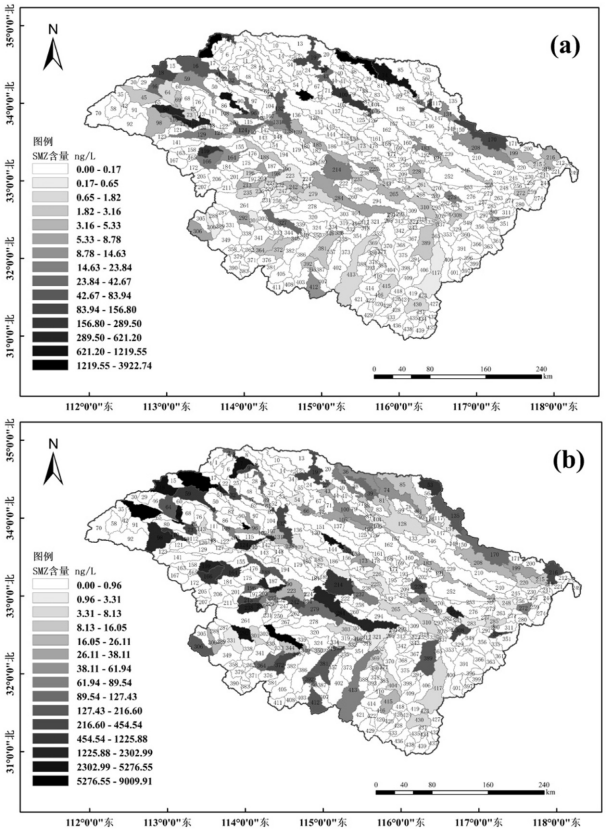


图 6　SMZ 在丰水期(a)和枯水期(b)的空间分布

Fig.6　Spatial distribution of SMZ in wet season (a) and dry season (b)

2.3　讨论

模型建立过程中,存在部分因素导致结果产生不确定性,例如:未经过污水处理场的尿液排放可能会直接排入水环境,导致抗生素浓度产生低估; CFX 和 SMZ 使用频率高发季处于春秋两季,各市区抗生素点源排放与实际情况有一定出入;SWAT 模型构建过程不同年份土地利用数据有一定差距,在模拟时间段选择居中时期的土地利用数据(2015 年),有效减少率定过程参数选择而导致模拟结果误差.整体而言,本研究已采用了与实际情况最为接近的图件及参数,极大控制了结果的不确定性,模拟结果也表明预测结果比较可靠.

3　结论

3.1　本研究建立了一种基于流域内人口和畜禽的数量分布,不同生物抗生素的消耗系数、污水处理率、生物排泄率等参数获得流域各市区抗生素使用量的方法,结果表明畜牧业的养殖数量、人口数量、规模化养殖和粪污处理能力是各市区抗生素排放量的主要影响因素.

3.2　通过构建淮河中上游流域 SWAT 模型,模拟了抗生素在水环境的赋存水平.通过与监测数据对比验证发现,CFX 和 SMZ 浓度模拟值与监测值接近,部分点位模拟值低于实际监测值,整体拟合情况较好.流域内 CFX 和 SMZ 的浓度分布自西向东逐渐递减,沿着各二三级河流(颍河、涡河、洪河、史河等)迁移至淮河主干道的方向减少.点源排放高危源头主要分布在淮河上游河南省郑州市、平顶山市、许昌市、商丘市区域.随着季节的交替,河道 CFX 和 SMZ 冬季均比夏季浓度高一至两个量级.

参考文献:

[1] Xie S, Lu Y, Wang T, et al. Estimation of PFOS emission from domestic sources in the eastern coastal region of China [J]. Environment International, 2013,59:336-343.

[2] Celle J H, Schemberg D, Mohammed N, et al. Evaluation of pharmaceuticals in surface water: Reliability of PECs compared to MECs [J]. Environment International, 2014,73:10-21.

[3] Ortiz D G S, Pinto P G, Garcia E P, et al. Consumption and occurrence of pharmaceutical and personal care products in the aquatic environment in Spain [J]. Science of The Total Environment, 2013, 444:451-465.

[4] Chen Q, Dong J, Zhang T, et al. A method to study antibiotic emission and fate for data-scarce rural catchments [J]. Environment International, 2019,127:514-521.

[5] 郭冬生,王文龙,彭小兰,等.湖南省畜禽粪便抗生素排放量估算与治理策略 [J]. 浙江农业学报, 2014,26(5):1315-1318.
Guo D S, Wang W L, Peng X L, et al. Estimation and control strategy of antibiotic emissions from livestock and poultry manure in Hunan Province [J]. Zhejiang Agricultural Journal, 2014,26(5):1315-1318.

[6] Yin Z. Distribution and ecological risk assessment of typical antibiotics in the surface waters of seven major rivers, China [J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2021,23(8):1088-1100.

[7] Li S, Shi W, Liu W, et al. A duodecennial national synthesis of antibiotics in China's major rivers and seas (2005~2016) [J]. Science of The Total Environment, 2018,615:906-917.

[8] 王大祥,王倩倩.淮河流域狮河区水环境中抗生素污染分布特征分析研究 [J]. 环境科学与管理, 2020,45(3):63-66.
Wang D X, Wang Q Q. Analysis of distribution characteristics of

antibiotic pollution in water environment of Shihe district of Huaihe River Basin [J]. Environmental Science and Management, 2020,45(3): 63-66.

[9] 刘瀚阳.典型抗生素在淮河流域(安徽段)水生生态系统中的分布特征、沉降趋势及其风险评估 [D]. 安徽师范大学, 2020.
Liu H Y. Distribution characteristics, sedimentation trend and risk assessment of typical antibiotics in aquatic ecosystems in the Huaihe River Basin (Anhui section) [D]. Anhui Normal University, 2020.

[10] Wu D, Zhou Y, Lu G, et al. The occurrence and risks of selected emerging pollutants in drinking water source areas in Henan, China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019,16(21).

[11] 刘赛艳,张永江,解阳阳,等.基于 CA-Markov 模型的淮河流域土地利用变化研究 [J]. 灌溉排水学报, 2024,43(1):52-9,96.
Liu S Y, Zhang Y J, Jie Y Y, et al. Study on land use change in Huaihe River Basin based on CA-Markov model [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2024,43(1):52-9,96.

[12] 赵美美,范德玲,古 文,等.环境持久性药物在江苏省地表水中的污染水平、分布特征及生态风险评估 [J]. 环境科学, 2021,42(9): 4222-4233.
Zhao M M, Fan D L, Gu W, et al. Pollution level, distribution characteristics and ecological risk assessment of environmental persistent drugs in surface water of Jiangsu Province [J]. Environmental Science, 2021,42(9):4222-4233.

[13] 张 涛,陈求稳,齐 笑,等.基于小流域尺度的目标抗生素排放量估算方法——以梅江流域为例 [J]. 生态毒理学报, 2017,12(3):203-213.
Zhang T, Chen Q W, Qi X, et al.. Estimation method of target antibiotic emissions based on small watershed scale-Taking Meijiang River Basin as an example [J].Ecotoxicology, 2017,12(3):203-213.

[14] 《中国人口和就业统计年鉴—2019》编委会和编辑工作人员,中国人口就业统计年鉴,中国统计年鉴出版社, 2019:4-5,年鉴.
'China Population and Employment Statistics Yearbook-2019' Editorial Committee and Editorial Staff, China Population and Employment Statistics Yearbook, China Statistical Yearbook Publishing House, 2019:4-5,Yearbook.

[15] 贠旭江,苑 荣,主编,中国畜牧兽医年鉴编辑委员会,贠旭江,苑荣主编,中国畜牧兽医年鉴,中国农业出版社, 2019,3-4,7-8,年鉴.
Yun X J, Yuan R, Editor-in-Chief, China animal husbandry and veterinary yearbook editorial committee, Yun X J, Yuan R, Editor-in-Chief, China animal husbandry and veterinary yearbook, China Agricultural Publishing House, 2019,3-4,7-8, Yearbook.

[16] Pan M, Chu L M. Fate of antibiotics in soil and their uptake by edible crops [J]. Science of The Total Environment, 2017,599-600:500-512.

[17] 魏怀斌,张占庞,杨金鹏.SWAT 模型土壤数据库建立方法 [J]. 水利水电技术, 2007,(6):15-18.
Wei H B, Zhang Z P, Yang J P. Method for establishing soil database of SWAT model [J]. Water Resources and Hydropower Technology, 2007,(6):15-18

[18] Barrios R E, Khuntia H K, Bartelt-hunt S L, et al. Fate and transport of antibiotics and antibiotic resistance genes in runoff and soil as affected by the timing of swine manure slurry application [J]. Science of The Total Environment, 2020,712.

[19] 李 扬,王丽满,田浩毅,等.淮河流域河南平原区河流与地下水的相互影响 [J]. 华北水利水电大学学报(自然科学版), 2017,38(1): 36-40.
Li Y, Wang L M, Tian H Y, et al. The mutual influence between rivers and groundwater in the Henan Plain area of the Huai River Basin [J]. Journal of North China University of Water Resources and Electric Power (Natural Science Edition), 2017,38(1):36-40.

[20] 王殿常,赵云鹏,陈亚松,等.我国城市水环境治理的现状与困境分析 [J]. 给水排水, 2023,59(11):25-31.
Wang D C, Zhao Y P, Chen Y S, et al. Analysis of the current situation and challenges of urban water environment governance in China [J]. Water Supply and Drainage, 2023,59(11):25-31.

[21] 朱益萍.农村生活污水处理现状分析及对策探讨 [J]. 水资源开发与管理, 2023,9(9):28-32,11.
Zhu Y P. Analysis of the current situation and countermeasures of rural domestic sewage treatment [J]. Water Resources Development and Management, 2023,9(9):28-32,11.

[22] 周海宾,丁京涛,孟海波,等.中国畜禽粪污资源化利用技术应用调研与发展分析 [J]. 农业工程学报, 2022,38(9):237-246.
Zhou H B, Ding J T, Meng H B, et al. Research and development analysis on the application of resource utilization technology for livestock and poultry manure in China [J]. Journal of Agricultural Engineering, 2022,38(9):237-246.

[23] 张芊芊.中国流域典型新型有机污染物排放量估算、多介质归趋模拟及生态风险评估 [D]. 中国科学院研究生院(广州地球化学研究所), 2015.
Zhang Q Q. Estimation of typical new organic pollutant emissions, multi-media fate simulation and ecological risk assessment in China 's river basins [D]. Graduate School of Chinese Academy of Sciences (Guangzhou Institute of Geochemistry), 2015.

[24] 陈小桐,安 静,杨 合,等.辽宁省畜禽养殖业抗生素排放特征及减排路径分析 [J]. 环境科学学报, 2021,41(7):2896-2904.
Chen X T, An J, Yang H, et al. Analysis of antibiotic emission characteristics and emission reduction pathways in livestock and poultry breeding industry in Liaoning Province [J]. Journal of Environmental Science, 2021,41(7):2896-2904.

[25] 周 玮.基于 SWAT 的湟水流域营养物来源分析及调控对策 [D]. 首都师范大学, 2012.
Zhou W. SWAT-based nutrient source analysis and control countermeasures in Huangshui River Basin [D]. Capital Normal University, 2012.

[26] 陈海涛,王晓燕,南 哲,等.输入数据精度与准确性对 SWAT 模型模拟的影响 [J]. 中国环境科学, 2021,41(5):2151-2160.
Chen H T, Wang X Y, Nan Z, et al. Effects of input data accuracy and precision on SWAT model simulation [J].Environmental Sciences of China, 2021,41(5):2151-2160.

[27] He S L, Li J, Wang J L, et al. Evaluation and analysis of upscaling of different land use/land cover products (FORM-GLC30, GLC_FCS30, CCI_LC, MCD12Q1and CNLUCC): a case study in China [J]. Geocarto Int, 2022,37(27):17340-17360.

[28] Jin X,Zhang L,Gu J,et al. Modelling the impacts of spatial heterogeneity in soil hydraulic properties on hydrological process in the upper reach of the Heihe River in the Qilian Mountains, Northwest

China [J]. Hydrological Processes, 2015,29(15):3318−3327.

[29] HosseiniI S H, Khaleghi M R. Application of SWAT model and SWAT−CUP software in simulation and analysis of sediment uncertainty in arid and semi−arid watersheds (case study: the Zoshk–Abardeh watershed) [J]. Modeling Earth Systems and Environment, 2020,6(4):2003−2013.

[30] 刘兆峰,王建萍,韩进军,等.基于 SWAT 模型的那棱格勒河流域径流模拟及水量平衡分析 [J]. 盐湖研究, 2024,32(1):48−56.
Liu Z F, Wang J P, Han J J, et al. Runoff simulation and water balance analysis of Nalenggele River Basin based on SWAT model [J]. Salt Lake Research, 2024,32(1):48−56.

[31] Wu X G, Yuan Z J, Wang S S. Prioritization, sources, and ecological risk of typical antibiotics in the Huai River, a Chinese major river: a warning about aquaculture [J]. Environ Sci Pollut Res, 2023,30(23): 64254−64264.

[32] 程兆康,杨金山,吕　敏,等.我国畜禽养殖业抗生素的使用特征及其环境与健康风险 [J]. 农业资源与环境学报, 2022,39(6):1253−1262.
Cheng Z K, Yang J S, Lv M, et al. The use characteristics and environmental and health risks of antibiotics in animal husbandry in China [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2022, 39(6):1253−1262.

[33] 夏培元,彭永富,刘松青,等.中国抗感染药的日剂量分析 [J]. 中国药房, 2007,(35):2735−2739.
Xia P Y, Peng Y F, Liu S Q, et al. Daily dose analysis of anti infective drugs in China [J]. Chinese Pharmacy, 2007,(35):2735−2739.

[34] 王　闯,董增川,崔　洵,等.CMADS 对黄河源区水文模拟的适用性研究 [J]. 中国农村水利水电: 1−24.
Wang C, Dong Z C, Cui X, et al. Study on the applicability of CMADS for hydrological simulation in the Yellow River source area [J]. Rural water conservancy and hydropower in China: 1−24.

[35] 刘　伟,李逢港,李沁芮,等.基于 SWAT 模型的釜溪河流域非点源污染负荷模拟研究 [J]. 环境污染与防治, 2023,45(8):1176−1182.
Liu W, Li F G, Li Q R, et al. Research on non point source pollution load simulation of Fuxi River basin based on SWAT model [J]. Environmental Pollution and Prevention, 2023,45(8):1176−1182.

[36] Shivhare N, Dikshit P K S, Dwivedi S B. A Comparison of SWAT Model Calibration Techniques for Hydrological Modeling in the Ganga River Watershed [J]. Engineering, 2018,4(5):643−652.

[37] 左德鹏,徐宗学.基于 SWAT 模型和 SUFI−2 算法的渭河流域月径流分布式模拟 [J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2012,48(5): 490−496.
Zuo D P, Xu Z X. Distributed simulation of monthly runoff in the Weihe River Basin based on SWAT model and SUFI−2algorithm [J]. Journal of Beijing Normal University (Natural Science Edition), 2012, 48(5):490−496.

[38] Cao S, Zhang P, Halsall C, et al. Occurrence and seasonal variations of antibiotic micro−pollutants in the Wei River, China [J]. Environmental Research, 2024,252.

[39] Soucy J P R, Schmidt A M, Quach C, et al. Fluoroquinolone Use and Seasonal Patterns of Ciprofloxacin Resistance in Community−Acquired Urinary Escherichia coli Infection in a Large Urban Center [J]. American Journal of Epidemiology, 2020,189(3):215−223.

[40] 李小亚,付时翔,栗勇田,等.传统污水处理系统对抗生素去除效果研究 [J]. 绿色科技, 2024,26(20):129−133.
Li X Y, Fu S X, Li Y T, et al. Research on the effectiveness of traditional sewage treatment systems in removing antibiotics [J]. Green Technology, 2024,26(20):129−133.

[41] 梅敏华.海口市北部河湖水体抗生素污染特征及生态风险评价 [D]. 海南师范大学, 2023.
Mei M H.Antibiotic pollution characteristics and ecological risk assessment of rivers and lakes in northern Haikou [D].Hainan Normal University, 2023.

[42] Szymanska U, Wiergowski M, Soltyszewski I, et al. Presence of antibiotics in the aquatic environment in Europe and their analytical monitoring: Recent trends and perspectives [J]. Microchemical Journal, 2019,147:729−740.

[43] 姬书会,邱孜博.我国畜牧业中滥用抗生素的危害和对策 [J]. 中国畜禽种业, 2022,18(12):59−62.
Ji S H, Qiu Z B. The harm and countermeasures of antibiotic abuse in animal husbandry in China [J]. China's livestock and poultry breeding industry, 2022,18(12):59−62.

[44] Faleye A C, Adegoke A A, Ramluckan K, et al. Antibiotic residue in the aquatic environment: status in Africa [J]. Open Chemistry, 2018,16(1):890−903.

作者简介：秋妍飞(2000−),男,陕西咸阳人,南京工业大学硕士研究生,主要从事污染物环境归趋模拟研究.15291043870@163.com.