文章编号: 1672 - 3317 (2021) 04 - 0097 - 10

海河流域农田氮磷面源污染的空间

分布特征及关键源区识别

张巧玲^{1,2}, 胡海棠^{2,3*}, 王道芸^{2,3}, 邱春霞¹, 李存军^{2,3}, 白 翠^{1,2}, 靖亭亭^{1,2} (1.西安科技大学 测绘科学与技术学院, 西安 710054; 2.北京农业信息技术研究中心, 北京 100097; 3.国家农业信息化工程技术研究中心, 北京 100097)

摘 要:【目的】分析海河流域农田氮磷面源污染及对水质影响的空间分布特征,并识别关键源区,以期为该流域面源污染治理提供参考依据。【方法】基于 InVEST 营养物传输率模型和产水量模型,估算了海河流域农田氮磷入河负荷、河流断面氮磷入河通量和潜在氮磷径流质量浓度,结合 GIS 空间热点分析、水文网络分析识别面源污染关键源 区。【结果】海河流域 2015 年氮磷入河负荷分别为 2.41 kg/hm²和 0.56 kg/hm²,入河总量达 3.493 4 万 t 和 0.807 7 万 t, 潜在氮、磷径流质量浓度分别为 5.97、1.47 mg/L,约 55%的河段超过地表 V 类水质 TN、TP 标准。农田氮磷污染呈 明显的沿西北部山区向中南部平原方向上升的分布特征;农田氮磷入河负荷和潜在氮磷径流质量浓度的空间分布差 异明显,前者高值分布在徒骇马颊河水系、漳卫河水系、子牙河水系,后者高值分布在徒骇马颊河全线、黑龙港运 东河中下游、大清河支流和子牙河上游部分河段;流域水系上游或支流的潜在氮磷径流质量浓度普遍高于干流。热 点区面积分别占 14.45%、16.02%,贡献入河总量的 23.39%、27.71%。【结论】海河流域农田氮磷面源污染较严重, 西北部山区地区的污染程度低于中南部平原地区,以流域中南部、石家庄和秦皇岛的周边地区为关键源区。 关键词:水文;模型;农田面源污染;氮磷负荷;关键源区

中图分类号:X52 ______ 文献标志码:A

doi:10.13522/j.cnki.ggps.2020411

OSID

张巧玲, 胡海棠, 王道芸, 等. 海河流域农田氮磷面源污染的空间分布特征及关键源区识别[J]. 灌溉排水学报, 2021, 40(4): 97-106.

ZHANG Qiaoling, HU Haitang, WANG Daoyun, et al. Spatial Distribution of Nitrogen and Phosphorus in Haihe Basin and Their Determinants[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2021, 40(4): 97-106.

0 引 言

【研究意义】海河流域是我国水环境污染最严重的流域之一,其中农业面源污染是海河流域水质污染的重要来源^[1]。2015年《中国环境状况公报》显示,海河流域为重度污染,地表水中V类及劣V类占60%。海河流域总面积为3.18×10⁵ km²,占全国总面积的3.3%,水资源仅占全国1.3%,却承载全国8%的耕地和10%的人口,贡献了全国粮食总产量的9.4%^[2]。作为我国北方粮食主产区之一,海河流域化肥施用量一直居高不下,导致主要河流水质恶化,为该区域的面源污染治理带来了挑战^[3]。鉴于此,研究海河流域农田氮磷面源污染的空间分布特征和识别关键源区,对海河流域农业面源污染防控具有重要意义。

【研究进展】面源污染负荷空间分布研究目前多 采用风险评价或模型模拟的方法^[4]。相比以氮磷指数 法为代表的风险评价方法,模型模拟方法能够更为准 确地进行面源污染负荷定量化评估。国内外研究主要 采用 SWAT 模型^[5-6]、输出系数模型(ECM)^[7-9]、 AnnAGNPS^[10]和平均浓度法^[11]等模型方法。其中 SWAT 模型、AnnAGNPS等机理模型由于对数据要求 高,计算复杂,不适合大区域模拟^[1]。InVEST 是国 际上应用最广泛的生态系统服务评估集成平台,其中 的营养物传输率模型(NDR)所需参数比较简单,机 理清晰,适宜用于大尺度面源污染模拟研究^[12]。

关键源区识别是面源污染管理的重要组成部分^[13]。 研究表明,少数区域的输出污染物往往贡献整个流域 污染负荷的大部分,对水体的环境质量起着决定性作 用^[14],这些区域被称为关键源区。目前关键源区识别 方法主要是基于面源污染负荷的空间分布异质性特 征^[15-16]。面源污染负荷产生和输移具有不同的空间分 布特征^[17-18]。李文超等^[19]提出应依据入河负荷的空间 分布识别关键源区。关键源区识别在很大程度上受污

收稿日期: 2020-07-23

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFD0800906)

作者简介:张巧玲(1994-),女。硕士研究生,主要从事地理信息科学和农业面源研究。E-mail:zqltxx@163.com

通信作者: 胡海棠(1977-), 女。高级工程师, 主要从事农学及生态学 研究。E-mail: huht@nercita.org.cn

染源影响,但与水质等因素也是高度相关的^[20]。一方 面,农田入河负荷高的地方,水质污染不一定严重, 后者受景观结构和水资源状况的共同影响。另一方面, 水质污染严重的地区,不一定是因为农田污染源,需 要将农田对水质的影响剥离出来。【切入点】目前农 田面源污染负荷对河流水质的潜在影响和空间分布 特征还缺乏研究。依据《中国环境状况公报》,海河 流域水质状况存在显著的空间异质性,部分支流河段 水质重度污染,而所属干流呈现轻度污染^[21]。农田面 源污染对水质的影响是否也具有相似的分布规律,还 有待进一步研究。在防控资源有限的条件下,为了进 一步提高农田面源污染优先防控区域选择的精准程 度,需要研究农田面源污染负荷对河流水质影响程度 的评估方法。结合面源污染负荷的空间分布特征,选 择水质潜在影响严重的河段并追溯污染物贡献率大 的源区进行关键源区识别。

【拟解决的关键问题】综上,本研究以海河流域 为研究区,利用 InVEST 营养物传输率 NDR 模型和 产水量模型,对海河流域农田氮磷入河负荷和产水量 进行空间估算,并基于水文网络拓扑关系估算和分析 河流断面氮磷入河通量和潜在氮磷径流质量浓度的 空间分布特征,结合 GIS 的空间热点分析方法和水文 网络方法识别关键源区,以期为海河流域农田面源污 染精准防控提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

海河流域地处我国华北地区(112°—120°E、 30°—43°N),包括北京、天津、河南北部、山西东部、 山东北部、内蒙古和辽宁小部分和河北的绝大部分。 流域总的地势是"西北高、东南低",包括滦河及冀 东沿海、北三河、永定河、大清河、子牙河、黑龙港 运东河、漳卫南运河、徒骇马颊河八大水系^[22](图1)。 整个流域的水系从南到北呈扇形分布,水系分散、支 流较多。海河流域属温带大陆性季风气候,属半湿润 半干旱地带,年均降水量为540 mm^[23]。土地利用类 型以耕地为主,耕地面积占流域面积的48.9%。海河 流域北部及西部山区为一熟农区,中部和南部平原地 区以冬小麦-玉米二熟种植为主,是中国三大粮食生 产基地之一。

1.2 数据来源与预处理

本研究海河流域农田氮磷入河负荷和潜在氮磷 径流质量浓度采用InVEST的NDR模型和产水量模型 估算。NDR模型运行所需数据包括海河流域月降水量、 土地利用、数字高程模型(DEM)、坡度、农区分布、 坡度分布、子流域分布图、地表氮磷负荷等。产水量 模型运行所需数据包括土地利用、月降水量、潜在蒸 散量、土壤有效含水率等。具体数据如下:

1) 气象数据。在中国气象数据中心下载海河流

域相关气象站点2001—2015年降水量、气温、风速、 日照时间等数据。利用python计算海河流域所有气象 站点多年平均降水量,并利用克里格插值方法得到流 域多年平均降水量空间分布图。由Penman-Monteith 公式计算潜在蒸散量,利用反距离加权空间插值方法 得到多年平均潜在蒸散发空间分布图。



图1 海河流域水系概化

Fig.1 The river system of Haihe River Basin

2) DEM和2015年土地利用数据来源于中国科学 院地理科学与资源研究所,空间分辨率均为30 m。基 于DEM数据,利用ArcGIS水文分析模块提取研究区 的子流域及水文网络空间分布。整个海河流域被划分 为263个子流域,子流域出口设置河流断面,共273 个断面,259个河段。

3)中国1:100万土壤数据库。来自中国西部环 境与生态科学数据中心。土壤有效含水率在SPAW软 件中基于土壤质地及粒径组成数据,利用土壤有效含 水率经验公式计算。

4) 农区数据。海河流域农区分布数据来源于《中国农作制》^[24],在ArcGIS中矢量化得到海河流域农区的空间分布图。

5)统计数据。统计数据包括农作物播种面积、 氮磷肥施用量、耕地面积等,来源于相关各省和县市 统计年鉴。

按照《全国农田面源污染排放系数手册》,遵循 "农区-坡度-种植模式"原则,根据农区分布图和各 县农作物播种面积数据,将海河流域农田划分为 13 种面源污染模式(表 1),并进行空间匹配(详见文 章^[25]),得到海河流域面源污染模式分布图。

表 1	海河流域农田面源污染模式	
-----	--------------	--

models in the Haihe River Basin					
模式 编号	名称				
2	北方高原山地区一陡坡地一非梯田—顺坡—早地一大田一熟				
3	北方高原山地区—缓坡地一非梯田—顺坡—旱地—大田一熟				
7	北方高原山地区一缓坡地一非梯田—顺坡一旱地一园地				
10	北方高原山地区一陡坡地一非梯田—顺坡一旱地一园地				
14	北方高原山地区一缓坡地一非梯田—顺坡一旱地一大田二熟				
17	东北半湿润平原区一平地一旱地一春玉米				
18	东北半湿润平原区一平地一旱地一大田一熟				
19	东北半湿润平原区一平地一旱地一露地蔬菜				
21	黄淮海半湿润平原区一平地一旱地一露地蔬菜				
22	黄淮海半湿润平原区一平地一水田一单季稻				
23	黄淮海半湿润平原区一平地一旱地一大田一熟				
24	黄淮海半湿润平原区一平地一旱地一园地				
25	黄淮海半湿润平原区一平地一旱地一大田二熟及以上				

1.3 研究方法

1.3.1 农田氮磷入河负荷估算模型

农田面源污染氮磷入河负荷的估算分2步进行, 首先基于农田面源污染模式及借鉴输出系数模型,估 算农田氮磷流失负荷;然后基于InVEST 3.8.7的NDR 模型,计算氮磷输移率和氮磷入河负荷。

1) 氮磷流失负荷模型

借鉴输出系数模型,农田化肥施用氮磷流失负荷 估算在栅格单元上进行,计算式为:

$$Load_{i,j} = E_j \cdot Q_{i,j},$$
 (1)

式中: *Load*_{i,j}为化肥施用氮磷流失负荷(kg); *i*代表第 *i*个县市,*j*代表第*j*类面源污染模式; *E*_j为栅格单元对应 的面源污染模式*j*的肥料氮或磷流失系数(%),在《全 国农田面源污染排放系数手册》中查找面源污染模式*j* 对应的农田氮磷流失系数; *Q*_{i,j}为栅格单元对应的县市 *i*的面源污染模式*j*对应的氮磷肥施用折纯量(kg/hm²), 根据调研各种植模式的氮磷肥常规用量和各县市农作 物播种面积、氮磷肥总量等进行区域化修正。

2) 氮磷入河负荷模型

NDR模型是基于质量守恒方法模拟氮、磷营养物 在空间上的迁移过程,估算氮磷输移率和氮磷入河负 荷。该模型可以模拟流域营养物的来源和输移过程, 计算农田氮磷养分通过地表径流和壤中流迁移进入 河流的传输率(即入河系数),从而估算海河流域农 田氮磷入河负荷。本文对模型进行修正,将流失负荷 模型和NDR模型结合起来。模型基本原理如下:

首先,对农田氮磷流失负荷按照一定比例进行地 表和次表层分配。

 $\begin{cases} load_{surf,i} = (1 - proportion_{subsurface}) \cdot load_x_i \\ load_{sub,i} = proportion_{subsurface} \cdot load_x_i \end{cases}, (2)$

式中: *load_x_i* 为农田氮磷流失负荷; *prportion_{subsurface}* 为次表层营养物占比参数; *load_{surf,i}* 为地表营养物负荷。 荷; *load_{subsurf,i}* 为次表层营养物负荷。 再次, 计算地表营养物传输率:

$$NDR_{\text{surf},i} = NDR_{0,i} \left\{ 1 + \exp\left(\frac{IC_j - IC_0}{k}\right) \right\}^{-1}, \quad (3)$$

式中: NDR_{0,i}被下游像素保留的营养物传输率, IC_j 为地形指数, IC₀和k是校准参数。

计算次表层营养物传输率:

$$NDR_{\mathrm{subs},i} = 1 - eff_{\mathrm{sub}} \left(1 - e^{\frac{-5i}{\mathrm{subs}}} \right),$$
 (4)

式中: NDR_{subs,i}为地下营养物传输率; eff_{subs}是能够达 到次表层径流的营养物最大截留效率; l_{subs}是次表层 的截留长度,即假设土壤保持营养物的最大距离, l是 从像素到流的距离。

氮磷入河负荷计算式为:

$$X_{\exp,i} = load_{\sup f,i} \cdot NDR_{\sup f,i} + load_{\sup s,i} \cdot NDR_{\sup s,i}, \qquad (5)$$
$$x_{\exp_{tot}} = \sum_{i} x_{\exp,i}$$

式中: x_{exp,i}为各栅格单元i的入河负荷; load_{surf,i}为地表 营养物负荷; NDR_{surf,i}为地表营养物传输率; load_{sub,i} 为次表层营养物负荷; NDR_{sub,i}为次表层营养物传输 率; x_{exp_{tot}为子流域营养物入河总负荷。}

其中模型参数取值参考了InVEST用户手册^[26]。 NDR模型重要参数取值及依据如下:①次表层营养 物来源占比,根据相关文献中海河流域地表和次表 层径流分配状况,取值为0.5;②氮磷营养物最大截 留效率由土地利用类型决定,本文林地、草地、耕 地、水域、建设用地、未利用地的氮最大截留效率 分别为0.8、0.75、0.5、0.05、0.05、0.01,磷最大截 留效率分别为0.7、0.6、0.48、0.05、0.05、0.01,具 体取值参考InVEST用户手册;③次表层的截留长度 按照InVEST模型用户手册建议设定为1个栅格单元 大小,即30 m;④被下游像素保留的营养物传输率 和校准参数*IC*₀具体计算参见InVEST用户手册,校准 参数*k*默认值为2。

1.3.2 水文网络拓扑关系构建和氮磷入河通量

流域水文网络构建以河段为纽带,是流域汇流关 系建立的基础。利用 ArcGIS 的水文分析对流域的河段、 径流节点和子流域等要素提取。参考蒋好忱^[27]的方法, 借助 Matlab 编程构建整个流域的河网拓扑关系。滦河 水系中上游区域水文网络拓扑关系的过程见图 2。

基于氮磷入河负荷栅格数据,采用 ArcGIS 的分 区统计功能,得到每个子流域的氮磷入河总负荷,并 基于水文网络拓扑关系,利用 Matlab 查询每个河流 断面处汇入的子流域清单,得到断面处的氮磷入河 通量。



图 2 水文网络(左)及子流域汇流拓扑关系(右)

Fig.2 Hydrological network (left) and topological relationship between sub-basin (right)

1.3.3 潜在氮磷径流质量浓度估算

本研究通过构建潜在氮磷径流质量浓度指标来 表征农田氮磷流失对河流断面处水质的影响程度。因 缺乏海河流域各河流断面的径流量数据,故采用 InVEST的产水量模型估算产水量,相当于潜在的最 大径流量。潜在氮磷径流质量浓度定义为河流断面处 氮磷入河通量与断面上游产水量的比值。

产水量模型基于水量平衡原理,是基于Budyko 假设和年平均降水量的模型。将每个栅格单元的产水 量定义为该栅格的降水量减去蒸散发量(包括地表蒸 发和植物蒸腾)^[28]。模型主要算法为:

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) \cdot P_x \quad , \tag{6}$$

式中: Y_{xj} 为年产水量(mm); P_x 为年均降水量(mm); AET_{xj} 为土地利用类型j上栅格单元x的年平均实际蒸散量(mm)。

水量平衡的蒸散部分 $\frac{AET_{xj}}{P_x}$,用 Budyko 假设计算;

$$\frac{AET_{xj}}{P_x} = \frac{1 + \omega_x R_{xj}}{1 + \omega_x R_{xj} + \frac{1}{R_{xj}}}$$

$$R_{xj} = \frac{k_{xj} \times ET_0}{P_x} \qquad k = \min(1, \frac{LAI}{3}), \quad (7)$$

$$\bigcup_{x = Z} \frac{AWC_x}{P_x}$$

式中: *R_{xj}为* Bydydo 干燥指数,无量纲; *k_{xj}为植被蒸* 散系数; *ET*₀为潜在蒸散发,由 Penman-Monteith 公式计算^[29]。*Z* 为季节因子,根据研究区的降水分布情况确定,降水分布均匀和夏季降水为主的地区,*Z* 取 值接近 1,若冬季降水为主,则*Z* 值接近 10^[30]。根据 海河流域降水量分布情况 *Z* 取值为 2。*AWC_x*为栅格 单元 *x* 的植被可利用水量,由根系深度、土层厚度和 土壤有效含水率共同决定。

为了反映海河流域产水量多年平均水平,减少年际间气候差异,尤其是降水量差异对模型不确定性的

影响,降水量和潜在蒸散量采用 2001—2015 年的多 年均值数据。

1.3.4 氮磷关键源区识别

本文农田面源污染关键源区识别是在氮磷入河 负荷和潜在氮磷径流质量浓度的热点分析基础上结 合管理单元贡献率确定关键源区。

氮磷入河负荷的热点分析是利用 ArcGIS 中热点 分析 (hot spots) 工具,首先以子流域或县域等为单元 进行分区统计得到总负荷或单位面积平均负荷,然后 基于 Getis-Ord Gi*指数进行冷点和热点类型分区^[25], Getis-Ord Gi*是一种识别高值或低值要素在空间上 发生聚类的位置的空间统计方法,原理见式(8)。其 中 Gi*指数值为 3 代表热点区、2 代表次热点区、1 代表不显著、-2~0 代表次冷点区、-3 代表冷点区, 本文将热点区视为关键源区。

$$G_{i}^{*} = \frac{\sum_{j=1}^{n} W_{ij}X_{j} \cdot \bar{X} \sum_{j=1}^{n} W_{ij}}{\sqrt{\frac{n \sum_{j=1}^{n} W_{ij} \cdot (\sum_{j=1}^{n} W_{ij})^{2}}{n \cdot 1}},$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^{n} X_{j}^{2}}{n \cdot 1} \cdot \bar{X}},$$

$$\left(\overline{X} = \frac{\sum_{j=1}^{n} X_{j}}{n} \right)$$
(8)

式中: X_j 为斑块j的值; \bar{X} 为所有斑块的均值; W_{ij} 为 斑块i和j的空间权重;n为斑块总数。

河段氮磷潜在径流质量浓度的热点分析,采用 GIS 的 Jenks 自然断点分级法划分不同潜在氮磷径流 质量浓度等级。此外,采用贡献率方法定量评估各个 子流域区对河流断面水质的贡献。贡献率方法是计算 管理单元的污染贡献率,即针对某个河流断面,首先 通过水文网络分析方法回溯其上游子流域或行政单 元清单,计算断面上游污染物总负荷、各管理单元的 总贡献率或单位面积贡献率,然后依据贡献率大小进 行关键源区识别。

2 结果与分析

2.1 海河流域农田氮磷入河负荷空间分布格局

海河流域农田氮磷入河负荷见图 3,农田氮、磷 入河负荷均值分别为 2.41 kg/hm²和 0.56 kg/hm²,总 负荷分别为 3.493 4 万、0.807 7 万 t。

在空间分布上,氮入河负荷整体呈现出"西北低, 东南高"的特征,流域的中部和南部地区的氮磷入河 负荷明显高于西北部山区;磷入河负荷空间分布无明



(a) 农田氮入河负荷

显规律性,高值分布在海河流域南部和东北部的秦皇 岛和唐山。西北部山区的氮、磷入河负荷均值分别为 1.58、0.58 kg/hm²,中部和南部平原地区的氮、磷入 河负荷均值分别为2.75、0.54 kg/hm²,即平原地区氮 入河负荷显著高于山区,而磷入河负荷稍低于山区。 山区种植模式以一年一熟为主,磷肥施用量远低于一 年二熟为主的平原地区,但因山区土壤侵蚀强度高, 磷流失系数和迁移系数较高,导致其磷输出仍然偏高。



(b) 农田磷入河负荷

图 3 农田氮磷入河负荷







Fig.4 Spatial distribution of export of nitrogen and phosphorus flux

以子流域为单元统计农田氮磷入河负荷,并基于 水文网络拓扑关系,汇总每个河流断面的上游所有子 流域入河总负荷,即得到各河流断面的氮磷入河通量 (图 4)。氮磷入河通量随河流方向自西向东累积, 位于流域中东部的黑龙港运东河和子牙河下游河段的入河通量较高。

表 2 八大水系氮磷入河负荷及通量

Table 2 The export of nitrogen and phosphorus and

flux of eight major water systems							
水系名称	氮入河负荷/	氮入河	磷入河负荷/	磷入河			
	(kg hm ⁻²)	通量/t	$(kg hm^{-2})$	通量/t			
滦河水系	1.24	1 290	0.58	603			
北三河水系	2.58	1 672	0.51	331			
永定河水系	1.35	6 704	0.40	1 986			
大清河水系	2.53	2 323	0.48	441			
子牙河水系	2.48	7 693	0.58	1 799			
黑龙港	2.87	6 674	0.43	1 000			
运东河水系							
漳卫河水系	2.85	5 655	1.07	2 123			
徒骇马颊河	2.92	2 923	1.43	1 449			

海河流域八大水系的氮磷入河负荷和入河通量 的空间统计结果详见表 2。滦河水系和永定河水系农 田氮入河负荷均值分别为1.24 kg/hm²和1.35 kg/hm², 其他六大水系均高于 2.48 kg/hm²,其中徒骇马颊河水 系高达 2.92 kg/hm²。磷入河负荷高值区分布在漳卫河 水系和徒骇马颊水系,分别为 1.07 kg/hm²和 1.43 kg/hm²。氮入河通量较高的水系包括子牙河水系、黑 龙港运东河水系、永定河水系、漳卫河水系,均超过 5 000 t; 而磷入河通量较高的区域主要分布在永定河 水系、黑龙港运东河水系、漳卫河水系、子牙河水系、 徒骇马颊河水系,均超过 1 000 t。 综上,徒骇马颊河水系、漳卫河水系、子牙河水 系是海河流域八大水系中农田氮磷入河负荷较高的 水系,漳卫河水系、子牙河水系、永定河水系、黑龙 港运东河水系是农田氮磷污染物总量较大的水系。

2.2 海河流域潜在氮磷径流质量浓度空间分布格局

海河流域潜在氮径流质量浓度(图5)范围为 0.07~23.96 mg/L,均值为5.97 mg/L,超过国家地表 水V类限值(2 mg/L)3倍;潜在磷径流质量浓度范 围为0.02~5.86 mg/L,均值为1.47 mg/L,超过国家地 表水V类限值(0.4 mg/L)3.7倍,约55%的河段超过了 国家地表水V类水质标准,其分布与2015年《中国环 境状况公报》中海河流域水质分布状况较为一致^[21]。 这表明农田面源污染是海河流域重要的污染源,即使 不考虑其他污染源的影响,农田氮磷流失仍然可能造 成近1/2的河段处于严重污染状态。

由图5可知,海河流域潜在氮磷径流质量浓度呈 沿山区向平原方向上升趋势,流域中部和南部的污染 比较严重,高值区主要分布在徒骇马颊河全线、黑龙 港运东河中下游、大清河支流和子牙河上游部分河段 等。流域水系上游或支流的潜在氮磷径流质量浓度普 遍高于干流。以国家地表水V类限值为标准,支流潜 在氮磷径流质量浓度超标河段个数分别占支流总数 的62%、71%,而干流超标数分别占干流总数的43%、 47%。这主要是因为水系上游或支流所在集水区,都 是耕地且占比高、化肥施用强度较高和耗水较多的农 耕区。



图5 潜在氮磷径流质量浓度空间分布

Fig.5 Spatial distribution of the potential runoff concentrations of nitrogen and phosphorus

2.3 海河流域农田面源污染关键源区识别

海河流域氮磷入河负荷的热点区(图6)主要分 布在流域南部、石家庄和秦皇岛的周边地区。氮、磷 热点区分别占流域总面积的14.45%、16.02%,贡献入 河总负荷的23.39%、27.71%。

强调关键源区识别重要性的典型案例是Gburek

等^[31]得出流域20%区域贡献了80%的磷流失量。本研 究关键源区的贡献率较低,主要原因是海河流域氮磷 面源污染的空间异质性不显著,尤其是作为流域农田 主体的平原地区,种植模式、施肥量、地形条件、耕 地占比都很相似。因此,基于污染源负荷识别关键源 区的方法在海河流域提高农田面源污染防控效率的



作用不是很显著。

河段潜在氮磷径流质量浓度按照自然断点法划 分为5个等级,从低到高分别为低值区、中低区、中 等区、中高区和高值区。其中潜在氮、磷径流质量浓 度高值区分别为44、35个河段(图6),分别占河段总 数的17%、14%。



(b) 磷入河负荷热点分析

图 6 氮磷入河负荷热点分析

Fig.6 The hotspots analysis of export load of nitrogen and phosphorus

徒骇马颊河是海河流域农田面源污染最严重的 水系,以其为例统计各县域对水系出口处水质的贡献 率(图7)。该水系中上游各县的贡献率较高,在3%~ 6%之间,上游比中游略高,下游各县贡献率范围为



(a) 各个县域的氮贡献率

1%~3%,说明徒骇马颊河水系上游是其主要污染源, 需要重点治理。通过贡献率可以迅速判别对流域出口 贡献程度最大的单元及贡献程度,也可作为流域生态 补偿时的参考依据。



(b) 各个县域的磷贡献率

图 7 徒骇马颊河各个县域的氮磷贡献率

Fig.7 The contribution rate of nitrogen and phosphorus in each county of Tuhaimajia River

3 讨论

3.1 模拟结果的准确性及对比

由于本研究针对的是整个海河流域农田氮磷负

荷的大尺度模拟,且 NDR 模型估算的是总氮、总磷 指标,而我国生态环境部数据中心可公开获取的水质 数据不包括总氮、总磷指标,而且水体污染物除了农 田面源污染物,还包括点源污染物和其他面源污染物, 因此很难全面系统地评价模型模拟结果的准确度与 可信性。

已有研究中,朱梅等^[32]利用输出系数模型估算海 河流域 2007 年种植业面源污染负荷,得出地表径流 总氮、总磷分别为 5.20 万、0.80 万 t;冯爱萍等^[33] 利用 DPeRS 模型估算的 2016 年海河流域农田径流型 总氮和总磷排放量分别为 12.7 万 t 和 0.7 万 t。与已 有研究结果对比发现,本文估算的农田氮、磷入河总 负荷与上述结果在数量级上是一致的,具体估算值有 所差别,这可能与不同的模型应用的数据源,研究时 期以及模拟精度等有关。将潜在氮磷径流质量浓度的 空间分布与 2015 年《中国环境状况公报》海河流域 水环境分布图进行对比,较为一致,说明本研究采 用的面源污染估算方法具有一定的区域适用性和可 行性。

3.2 农田面源污染输移引起的空间差异性

潜在氮磷径流质量浓度(图 5)与氮磷入河负荷 (图 3)呈显著的空间差异性。主要表现在:①西北 部山区中氮磷入河负荷偏高的地区,其潜在氮磷径流 质量浓度却较低,主要是因为这些地区耕地占比偏低, 大量林地和草地对农田流失的氮磷污染物有拦截和 稀释作用。②海河流域中部和南部平原地带的大清河、 黑龙港运东河、徒骇马颊河的河段,潜在氮磷径流质 量浓度较高,主要是因为这些地方种植模式以一年二 熟为主,化肥施用强度大,且耗水严重导致径流量偏 低,两者综合作用下加重了水质污染程度。潜在氮磷 径流质量浓度是本地污染源和上游输入源污染物汇 集与径流过程共同作用的结果。潜在氮磷径流质量浓 度比氮磷入河负荷指标更能准确反映农田氮磷面源 污染对水环境影响的程度。

3.3 关键源区识别

关键源区识别一般针对面源污染负荷进行^[4,15-16,34]。 本研究构建了潜在氮磷径流质量浓度指标,反映面源 污染对水质的影响。潜在氮磷径流质量浓度高值区 (图6黑色圆圈内)与入河负荷热点区的空间分布格 局不一致。因此,面源污染防控的关键源区识别应将 入河负荷和潜在氮磷径流质量浓度的空间分布结合 进行分析。对于潜在氮磷径流质量浓度高的河段,即 使其集水区即源区位于入河负荷的非热点区,其治理 优先序靠前。例如大清河水系东段支流的氮径流质量 浓度很高,其源区以入河负荷次热点和不显著区为主, 但面源污染防控时仍应重点治理。在选择优先防控区 域时,应着重考虑对内源污染为主的潜在氮磷径流质 量浓度高的区域进行源头控制,而对外源污染为主的 潜在氮磷径流质量浓度高的区域可以采用过程拦截和 末端治理的方式,并追溯其上游的关键源区。

4 结 论

1) 2015年海河流域农田氮、磷入河负荷分别为

2.41、0.56 kg/hm²,总负荷分别为3.493 4万、0.807 7 万t,潜在氮、磷径流质量浓度分别为5.97、1.47 mg/L, 有55%的河段潜在氮磷径流质量浓度超过国家地表V 类水质TN、TP标准。

2)农田氮磷污染物呈明显的沿西北部山区向中 南部平原方向上升的分布特征。徒骇马颊河水系、漳 卫河水系、子牙河水系和黑龙港运东河水系是农田氮 磷入河负荷和总负荷较高的水系。

3)农田面源污染引起的河流断面潜在氮磷径流 质量浓度高值区主要分布在徒骇马颊河全线、黑龙港 运东河中下游、大清河支流和子牙河上游部分河段等, 流域水系上游或支流的潜在氮磷径流质量浓度普遍 高于所属水系干流。

4)农田氮磷入河负荷关键源区主要分布在流域 中部和南部、石家庄、秦皇岛等周边地区,需要重点 防控。

参考文献:

 冯爱萍, 吴传庆, 王雪蕾, 等. 海河流域氮磷面源污染空间特征遥感 解析[J]. 中国环境科学, 2019, 39(7): 2 999-3 008.
 FENG Aiping, WU Chuanqing, WANG Xuelei, et al. Spatial character analysis on nitrogen and phosphorus diffuse pollution in Haihe River Basin by remote sensing[J]. China Environmental Science, 2019, 39(7): 2 999-3 008.

[2] 王超, 单保庆, 秦晶, 等. 海河流域社会经济发展对河流水质的影响
 [J]. 环境科学学报, 2015, 35(8): 2 354-2 361.
 WANG Chao, SHAN Baoqing, QIN Jing, et al. 2015. The impact of socioeconomic development on the river water quality in the Haihe River Basin[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 35(8): 2 354-2 361.

 [3] 王道芸,胡海棠,李存军,等. 基于 GIS 的海河流域农田氮磷肥施用 环境风险评价[J]. 山西农业科学, 2019, 47(3): 405-412.
 WANG Daoyun, HU Haitang, LI Cunjun, et al. Environmental risk assessment of nitrogen and phosphorus fertilizer application in farmland of Haihe River Basin Based on GIS[J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2019, 47(3): 405-412.

[4] 耿润哲,殷培红,马茜. 基于关键源区识别的饮用水水源保护区划研究[J]. 环境科学研究, 2017, 30(3): 329-339.
 GENG Runzhe, YIN Peihong, MA Qian. Drinking water source divisions based on identification of critical source areas[J].
 Research of Environmental Sciences, 2017, 30(3): 329-339.

[5] 欧阳威,黄浩波,蔡冠清. 巢湖地区无监测资料小流域面源磷污染 输出负荷时空特征[J]. 环境科学学报, 2014, 34(4): 1 024-1 031. OU Yangwei, HUANG Haobo, CAI Guanqing. Temporal and spatial characteristics of diffuse phosphorus pollution in the watershed without monitoring data at Chaohu Lake[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(4): 1 024-1 031.

 [6] 罗倩,任理,彭文启.辽宁太子河流域非点源氮磷负荷模拟分析[J]. 中国环境科学, 2014, 34(1): 178-186.
 LUO Qian, REN Li, PENG Wenqi. Simulation study and analysis of

non-point source nitrogen and phosphorus load in the Taizihe Watershed in Liaoning Province[J]. China Environmental Science, 2014, 34(1): 178-186.

[7] 邱斌,李萍萍,钟晨宇,等.海河流域农村非点源污染现状及空间特

征分析[J]. 中国环境科学, 2012, 32(3): 564-570. QIU Bin, LI Pingping, ZHONG Chenyu, et al. Characteristics and spatial distribution of the rural non-point source pollution in Haihe River Basin[J]. China Environmental Science, 2012, 32(3): 564-570.

- [8] 郝守宁, 宗永臣, 董飞. 基于 GIS 的尼洋河流域农业面源污染负荷 分布特征[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(7): 106-111.
 HAO Shouning, ZONG Yongchen, DONG Fei. Using GIS to analyze spatial distribution of contaminants emanating from nonpoint pollution source in Niyang River Basin[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2018, 37(7): 106-111.
- [9] 胡正, 敖天其, 李孟芮, 等. 改进的输出系数模型在缺资料地区面源 综合评价[J]. 灌溉排水学报, 2019, 38(2): 108-114.
 HU Zheng, AO Tianqi, LI Mengrui, et al. Analyzing Non-point pollution in areas with scarce data using modified output-coefficient model[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2019, 38(2): 108-114.
- [10] 边金云, 王飞儿,杨佳,等. 基于 AnnAGNPS 模型四岭水库小流域 氮磷流失特征的模拟研究[J]. 环境科学, 2012, 33(8): 2 659-2 666. BIAN Jinyun, WANG Feier, YANG Jia, et al. Simulation of nitrogen and phosphorus loss in siling reservoir watershed with AnnAGNPS[J]. Environmental Science, 2012, 33(8): 2 659-2 666.
- [11] 李家科, 李怀恩, 董雯, 等. 渭河关中段典型支流非点源污染监测与 负荷估算[J]. 环境科学学报, 2011, 31(7): 1 470-1 478
 LI Jiake, LI Huai'en, DONG Wen, et al. Monitoring and load estimation of non-point source pollution on typical tributaries in the Guanzhong reach of the Weihe River[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(7): 1 470-1 478.
- [12] 薛卓彬. 基于 InVEST 模型的延河流域生态系统服务功能评估[D]. 西安:西北大学, 2017.
 XUE Zhuobin. The assessment of ecosystem service functions in Yanhe River based on the InVEST model[D]. Xi'an: Northwest University, 2017.
- [13] 袁远,石蒙蒙,李会平,等. 基于 SWAT 模型的北汝河流域非点源污染及其关键区域识别[J]. 灌溉排水学报,2020,39(1):115-122. YUAN Yuan, SHI Mengmeng, LI Huiping, et al. Using SWAT model to analyze non-point pollution in beiru river basin[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(1): 115-122.
- [14] 周慧平,高超,朱晓东. 关键源区识别:农业非点源污染控制方法[J]. 生态学报, 2005(12): 3 368-3 374.
 ZHOU Huiping, GAO Chao, ZHU Xiaodong. Identification of critical source areas: an efficient way for agricultural nonpoint source pollution control[J].Acta Ecologica Sinica, 2005(12): 3 368-3 374.
- [15] OUYANG W, HAO F H, WANG X L. Regional Non point Source Organic Pollution Modeling and Critical Area Identification for Watershed Best Environmental Management[J]. Water Air Soil Pollut, 2008, 187: 1-4.
- [16] WINCHELL M F, FOLLE S, MEALS D, et al. Using SWAT for sub-field identification of phosphorus critical source areas in a saturation excess runoff region[J]. International Association of Entific Hydrology Bulletin, 2015, 60(5/6): 844-862.
- [17] WITHERS P J A, JARVIE H P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review[J]. Science of the Total Environment, 2008, 400(1): 379-395.
- [18] MAROIS D E, MITSCH W J, SONG K, et al. Estimating the importance of aquatic primary productivity for phosphorus retention in Florida Everglades mesocosms[J]. Wetlands, 2015, 35(2): 357-368.
- [19] 李文超, 翟丽梅, 刘宏斌, 等. 流域磷素面源污染产生与输移空间分

异特征[J]. 中国环境科学, 2017, 37(2): 711-719.

LI Wenchao, ZHAI Limei, LIU Hongbin, et al. Contrasting spatial distribution of the emission and export of phosphorus loss from a typical watershed in Yunnan Plateau Lakes Area[J]. China Environmental Science, 2017, 37(2): 711-719.

- [20] LIU R, XU F, ZHANG P, et al. Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT[J]. Journal of Hydrology, 2016, 533: 379-388.
- [21] 国家环境保护部. 中国环境状况公报[R]. 2015.
- [22] 傅家仪, 臧传富, 吴铭婉. 1990—2015 年海河流域土地利用时空变 化特征及驱动机制研究[J]. 中国农业资源与区划, 2020, 41(5): 131-139.

FU Jiayi, ZANG Chuanfu, WU Mingwan. Spatial and Temporal variability characteristics and driving mechanism of land V use in Haihe River Basin from 1990 to 2015[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2020, 41(5): 131-139.

- [23] 赵安周,张安兵,冯莉莉,等.海河流域生态水分利用效率时空变化 及其与气候因子的相关性分析[J]. 生态学报, 2019, 39(4): 1 452-1 462. ZHAO Anzhou, ZHANG Anbing, FENG Lili, et al. Spatio-temporal characteristics of water-use efficiency and its relationship with climatic factors in the Haihe River basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(4): 1 452-1 462.
- [24] 刘巽浩. 中国农作制[M]. 北京: 中国农业出版社, 2005.
 LIU Xunhao. Chinese farming system[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2005.
- [25] 王道芸. 基于 InVEST 模型的海河流域农业面源污染负荷估算[D]. 南昌: 东华理工大学, 2019.

WANG Daoyun. Estimation of Agricultural Non-point Source Pollution Load in Haihe River Basin Based on InVEST Model[D]. Nanchang: East China University, 2019

- [26] SHARP R, TALLIS H T, RICKETTS T, et al. InVEST 3.4.4 user's guide[M]. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund, 2016.
- [27] 蒋好忱. 流域土壤侵蚀评价中的河流拓扑分析[D]. 西安: 西北大学, 2014.

JIANG Haozhen. Analysis of Stream/Watershed Topology in Catchment for Soil Erosion Assessment[D]. Xi'an: Northwest University, 2014.

- [28] 吴瑞,刘桂环,文一惠. 基于 InVEST 模型的官厅水库流域产水和水 质净化服务时空变化[J]. 环境科学研究, 2017, 30(3): 406-414. WU Rui, LIU Guihuan, WEN Yihui. Spatiotemporal variations of water yield and water quality purification service functions in Guanting Reservoir Basin based on InVEST model[J]. Research of Environmental Sciences, 2017, 30(3): 406-414.
- [29] 苗正伟, 徐利岗, 张薇. 京津冀地区参考作物蒸散量变化特征与成因分析[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(5): 39-50. MIAO Zhengwei, XU Ligang, ZHANG Wei. Spatiotemporal variation of the reference crop evapotranspiration and the factors affecting it in Beijing-Tianjin-Hebei Region[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2018, 37(5): 39-50.
- [30] 吕乐婷,任甜甜,李赛赛,等. 基于 InVEST 模型的大连市产水量时 空变化分析[J].水土保持通报, 2019, 39(4): 144-150, 157.
 LYU Leting, REN Tiantian, LI Saisai, et al. Analysison spatio-temporal variation of water supply in Dalian city based on InVEST model[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation. 2019, 39(4): 144-150, 157.
- [31] GBUREK W J, SHARPLEY A N. Hydrologic controls on phosphorus

loss from upland agricultural watersheds[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27(2): 267-277.

- [32] 朱梅, 吴敬学, 张希三. 海河流域种植业非点源污染负荷量估算[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(10): 1 907-1 915.
 ZHU Mei, WU Jingxue, ZHANG Xisan. Estimation on non-point source pollution loads of crop farming in Haihe Basin[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(10): 1 907-1 915.
- [33] 冯爱萍, 王雪蕾, 徐逸, 等. 基于 DPeRS 模型的海河流域面源污染

潜在风险评估[J]. 环境科学, 2020, 41(10): 4 555-4 563.

FENG Aiping, WANG Xuelei, XU Yi, et al. Assessment of potential risk of diffuse pollution in Haihe River basin based on DPeRS model[J]. Environmental Science, 2020, 41(10): 4 555-4 563.

[34] HUANG J J, LIN X, WANG J, et al. The precipitation driven correlation based mapping method (PCM) for identifying the critical source areas of non-point source pollution [J]. Journal of Hydrology, 2015, 524: 100-110.

Spatial Distribution of Nitrogen and Phosphorus in Haihe Basin and Their Determinants

ZHANG Qiaoling^{1,2}, HU Haitang^{2,3*}, WANG Daoyun^{2,3}, QIU Chunxia¹, LI Cunjun^{2,3}, BAI Cui^{1,2}, JING Tingting^{1,2}

(1.Xi'an University of Science and Technology, Xi'an 710054, China;

2.Beijing Research Center for Information Technology in Agriculture, Beijing 100097, China;

3. National Engineering Research Center for Information Technology in Agriculture, Beijing 100097, China)

Abstract: [Background and objective] Haihe basin is one of the most polluted regions in northern China with most of its pollutants originating from agricultural production. The purpose of this paper is to analyze spatial distribution of nitrogen (N) and phosphorus (P) in the basin, as well as their effect on water quality and origins. [Method] Using the InVEST model, we analyzed N and P load from farmlands, as well as their discharges to the river, from which we estimated their concentration in the runoff. The sources of N and P were analyzed using GIS based on hydrological network in the basin. [Result] ①The N and P released from farmland to the river was 2.41 kg/hm², 0.56 kg/hm² respectively in 2015, with total N and P discharged to the river being 3.493 4 million tons and 0.807 7 million tons respectively. Average N and P concentration in runoff in the river was 5.97 mg/L and 1.47 mg/L respectively, with N and P concentrations in 55% of the river exceeded the Surface Water Class V Standard. (2)N and P released from farmlands in the mountain areas was lower than that from the middle plain regions. N and P concentration and N and P discharged to the river vary spatially, with the latter concentrated in Tuhaimajia, Zhangwei and Ziya sub-basins, while the former located in Tuhaimajia river, middle and low reaches of Heilonggang river, the tributaries of Daqing river and the upstream of Ziya river. N and P concentrations in the upstream and the tributaries of the basin were higher than that in the mainstream. (3) The hotspot areas of N and P account for 14.45% and 16.02% of the total areas, which contributed 23.39% and 27.71% of N and P discharged to the river. [Conclusion] N and P pollution from farmland in Haihe basin is severe, with the mountainous areas in the northwest more polluted than the central and southern plains. N and P pollution in the central and southern basin, as well as the areas in the proximity of Shijiazhuang and Qinhuangdao are most concerning.

Key words: Hydrological network; non-point source pollution; farmland; N and P load; critical source areas

责任编辑:韩洋