

大兴区农用地畜禽粪便氮负荷估算及污染风险评价

阎波杰^{1,2,5}, 赵春江^{1*}, 潘瑜春¹, 闫静杰³, 郭欣⁴

(1. 国家农业信息化工程技术研究中心,北京 100097; 2. 北京师范大学地理学与遥感科学学院,遥感科学国家重点实验室,北京 100875; 3. 中国矿业大学信息与电气工程学院,徐州 221008; 4. 煤炭科学研究总院西安研究院,西安 710054; 5. 闽江学院地理科学系,福州 350108)

摘要 :利用畜禽养殖的统计数据计算了畜禽粪便养分含量,利用畜禽粪便养分空间化方法实现了畜禽粪便养分从统计数据到农用地养分的转换,在此基础上,结合农用地面积计算出农用地畜禽粪便氮负荷量,并以北京市大兴区为例实现了以地块为单元的畜禽粪便氮负荷估算及污染风险评价,最后以农用地土壤耕层和亚耕层中水解氮含量及变化进一步说明了畜禽粪便对土壤环境污染风险。结果表明,2005 年大兴区农用地氮负荷平均值为 214.02 kg/hm²,最小值仅为 10.64 kg/hm²,最大值达到 5 996.26 kg/hm²,有近一半的农用地受到了不同程度的畜禽粪便氮污染威胁,占大兴区总农用地个数的 42.14%,这些受污染威胁农用地地块面积小、养分需求少且主要分布在居民地和规模养殖场附近。耕层及亚耕层的水解氮变异系数分别为 64.3% 和 53.65%,耕层及亚耕层的水解氮平均值分别为 65.93 μg/g 和 45.25 μg/g,富集系数(耕层/亚耕层)为 1.46,变异系数和富集系数进一步说明了畜禽粪便对土壤环境存在的污染风险及对环境的影响程度。

关键词 :畜禽粪便;空间化;氮负荷;污染风险

中图分类号 :X713;X820.4 文献标识码 :A 文章编号 :0250-3301(2010)02-0437-07

Estimation of Livestock Manure Nitrogen Load and Pollution Risk Evaluation of Farmland in Daxing District

YAN Bo-jie^{1,2,5}, ZHAO Chun-jiang¹, PAN Yu-chun¹, YAN Jing-jie³, GUO Xin⁴

(1. National Engineering Research Center for Information Technology in Agriculture, Beijing 100097, China; 2. Research Center for Remote Sensing and GIS, School of Geography, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 3. School of Information and Electrical Engineering, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221008, China; 4. Xi'an Branch of China Coal Research Institute, Xi'an 710054, China; 5. Department of Geography, Minjiang University, Fuzhou 350108, China)

Abstract :Based on the livestock statistical data, the nutrient content of livestock manure was calculated and the nutrient transformation from livestock manure to farmland was realized by using the method of spatializing livestock manure nutrient. On this basis, this paper calculated nitrogen load of livestock manure combining with the area of farmland and realized the estimation of nitrogen load of livestock manure and potential pollution evaluation in landmass for unit taking Daxing District in Beijing as an example. The result showed that the average, minimum and maximum nitrogen loads of farmland were 214.02 kg/hm², 10.64 kg/hm² and 5 996.26 kg/hm² respectively and near half of farmland was threaten by nitrogen load of livestock manure, accounting for 42.14% of the total farmland. These farmland threaten to polluted had the characters of small area and few nutrient demand and mainly located nearby the inhabitant and the scale raising. The coefficients of variation and average of available nitrogen in topsoil and subsoil were 64.3%, 53.65% and 65.93 μg/g, 45.25 μg/g respectively and the enrichment coefficient was 1.46, which explained the existing pollution risk and the influence degree of livestock manure to soil environment pollution.

Key words :livestock manure; spatiality; nitrogen load; pollution risk

伴随着畜禽养殖业的快速发展,产生了大量的畜禽粪便,目前全国畜禽粪便年排放量超过 40 亿 t,是工业有机污染物的 4.1 倍,且大多未经处理直接排放,对农业环境带来极大威胁。研究表明畜禽粪便的运输距离是有限的,畜禽粪便基本施用养殖场附近,局部区域施用的畜禽粪便量如果超出农田消纳容量,将会造成水体和土壤的污染,引发严重的环境问题^[1]。近几年许多国内外学者针对不同地区的畜禽粪便污染问题开展了大量的相关研究,Basnet 等^[2]以澳大利亚 Queensland 东南部的 Murray-

Darling 盆地中的 Westbrook 子流域为研究区,对畜禽粪便处理的土地适宜性级别进行了分析,其实际目标是确定区域内土地对畜禽粪便的承载力。Provolo 等^[3]以单位面积的氮元素负荷作为指标,即每 hm² 土地的氮施用量/作物需氮量,并与 GIS 结合

收稿日期 2008-12-01;修订日期 2009-01-14
基金项目 北京市自然科学基金重点项目(4061002);农业部 948 项目(2006-G63);北京市农林科学院青年科研基金项目
作者简介 阎波杰(1981~),男,博士研究生,主要研究方向为地理信息技术与生态环境,E-mail: bzszy1234@sohu.com
* 通讯联系人,E-mail: zhaocj@nercita.org.cn

实现粪肥管理实施进行评价分析,但其不足以进行农场尺度的污染风险评估. Jordan 等^[4]将土壤类型水文学分类与地形坡度、砾石度、洪灾和土壤湿度不足分类等结合构成风险矩阵,制作 50m 格网的动物液态粪便承载图,流失风险程度分布图包括作物生长季和非生长季. 国内学者针对畜禽粪便污染也进行了相关的研究,王晓燕等^[5]对北京市密云县的畜禽粪便负荷量作了估算,并进行了风险评价;张绪美等^[6]对中国畜禽养殖结构及其粪便氮污染负荷特征进行了研究;汪方浩等^[7]对中国畜禽粪便产生量估算及环境效应进行了研究.

目前的研究主要集中在畜禽粪便统计数据总量按农田面积的简单分配,并且是以行政区为单元进行污染风险研究的. 虽然农田是畜禽粪便的主要负载场,但不同耕地对养分负荷承载力是不同的,卢善玲等^[9]研究表明,在施用 225 kg 纯氮基础上,水稻田的猪粪适宜施用量是 15 ~ 30 t/hm²,临界量为 45 t/hm²,蔬菜地的鸡粪适宜施用量是 45 t/hm². 其次,不同种植面积及不同作物类别对养分的需求也不同. 沈根祥等^[10]根据上海地区规模畜禽场粪便的产生量及其氮磷含量和各类农作物氮磷需求量,分析了畜禽粪便还田利用所需的三大作物种植面积. 随着养殖业对环境的影响范围越来越大,影响程度越来越深,使得人们已经开始重新评估现有的养殖业发展方式,特别是对城郊养殖场布局的评估及新养殖场的建设选址等问题提出了更高的要求,因此以畜禽粪便统计数据总量按农田面积简单分配计算获得的畜禽粪便负荷量及风险评估值,而不考虑农用地地块具体的空间分布及实际承受养分量,会使结果与实际产生很大区位误差,往往难以保证畜禽粪便污染评估的准确性,也难以满足区域性养殖场布局规划等研究的精度需求,因此,实现以地块或更精细单元(规则格网单元)上的畜禽粪便污染风险已经刻不容缓.

为此,本研究以畜禽养殖的统计数据计算区域畜禽粪便的养分含量,利用空间分析和地统计学技术并结合建立的畜禽粪便养分空间化模型实现畜禽粪便养分从统计数据到农用地养分的转换,结合农用地面积计算出农用地畜禽粪便氮负荷量,并以北京市大兴区农用地为例进行了以地块为单元的畜禽粪便氮负荷估算及污染风险评价,以期对畜禽粪便对环境污染影响相关研究及养殖业的管理决策提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 基础数据及预处理

为满足大兴区农用地畜禽粪便氮负荷估算及污染风险评价研究的需要,收集了 2005 年大兴区行政区划图、水系图、高分辨率遥感影像、土壤质地等背景数据、土地利用图、农用地相关信息(面积、作物分布情况及播种面积等)、养殖状况数据(规模养殖和散养)、规模养殖场的精确空间位置(GPS 数据)等原始数据;对以上各种数据进行分析、分类汇总、匹配,并调查农户的种植习惯.

在大兴六环路以南的农用地设计采样,耕地采样密度为每 km² 3 个点,其它农用地采样密度为每 km² 1 个点,共有 1 240 个样点. 采样时间均为 2005 年 11 月. 每一采样点采集土壤耕层(0 ~ 20 cm)和亚耕层(20 ~ 40 cm)样品,每个样品测定项目包括全氮、有机质、水解氮、全磷、有效磷、pH 值等土壤特性因子,测定方法按农业化学常规分析方法. 以上数据均由大兴区农委提供.

以该区高分辨率遥感/航空影像图以及土地利用现状图为底图,应用 ArcGIS 软件,通过屏幕数字化完成地图数字化录入、编辑和拼接,绘制成包括以大兴区为单位的行政区划、水系、农用地等分布图,利用地统计学技术对获取的土壤质地等背景数据进行空间插值,并将空间插值结果与农用地地块进行叠加分析,获得各农用地地块的相关土壤质地等背景数据,综合上述空间信息以及分析汇总获取的相关的数据,建立相关的空间和属性数据库以备进一步的相关计算使用.

1.2 畜禽粪便养分计算

畜禽养殖主要包括散养和集约化规模养殖两部分,两者的饲养期和单头日产粪量都有较大差异,因此必须分别进行计算. 在估算各种畜禽平均饲养期时,存栏头数的饲养期按全年计算;出栏头数的饲养期参考国内外资料和调查情况,确定不同种类的存栏畜禽饲养期^[11,12]. 畜禽粪便的日排泄量与品种、体重、生理状态、饲料组成和饲喂方式等均相关^[13]. 针对我国目前尚没有相应的畜禽粪便排泄系数国家标准,本研究参考国内外相关文献^[14-16],并调查大兴区的各类畜禽养殖场和散养农户,确定各类畜禽日产粪尿量.

畜禽粪便养分量计算公式为:

$$W = \sum_{i=1}^n (N_i \times t_i \times R_i \times Q_i)$$

式中, W 为畜禽的粪便养分总量(kg); N_i 为某畜禽种类的饲养量; λ_i 为某畜禽种类的饲养期(d); R_i 为某畜禽种类的日排泄系数(%); Q_i 为某种畜禽粪便养分含量系数(%); n 为畜禽种类数目。

1.3 农用地畜禽粪便氮负荷量计算

畜禽粪便氮负荷量是指单位种植面积畜禽粪便的承载量, 由于畜禽粪便基本上是还田使用, 因此以区域内农用地为畜禽粪便的负载面积计算。其计算公式为:

$$n = W \times P/S$$

式中, n 为畜禽粪便氮负荷量[kg/(hm² · a)]; W 为各类畜禽粪便氮总量(t/a); S 为有效农用地面积(hm²); P 畜禽粪便中各种方式的养分的损失率(%), 粪便氮的损失率估计从蛋鸡的 32% 到猪的 75%^[17,18]。

1.4 畜禽粪便养分空间化模型

畜禽粪便养分空间化是将整个目标区域内根据畜禽养殖的统计数据获取的畜禽粪便养分按一定的原则和方法施用到各农用地地块上, 从而实现将畜禽养殖粪便养分向农用地养分的转换。由于现有的空间插值方法只考虑某一些方面的影响因素, 不能充分考虑其空间插值源的具体特征, 因此不能满足畜禽粪便养分空间化的要求, 无法合理地畜禽粪便养分向农用地养分转化, 更不能为畜禽粪便对环境的污染研究提供准确的数据, 为此本研究根据畜禽粪便的具体特征建立了畜禽粪便养分空间化模型。

畜禽粪便养分空间化模型的建立必须考虑以下 6 个因素^[19-23]: ① 畜禽粪便运输距离的有限性; ② 运输距离大小与畜禽粪便种类密切相关; ③ 不同类型的农用地养分需求不同; ④ 不同面积的农用地养分需求不同; ⑤ 畜禽粪便养分施用至其周围农用地的总量是固定的; ⑥ 畜禽粪便中的养分磷和养分氮含量不同, 尤其是禽类粪便中有较高的磷: 氮比例, 而作物对养分氮的需求量一般是养分磷的 3~5 倍, 因此在施用畜禽粪便时如果以养分氮为指标就会导致磷的累积与流失, 形成很严重的环境污染问题, 为确保畜禽粪便养分的安全施用, 在施用养分氮时应以磷为指标, 即根据农用地中磷的含量来确定氮养分施用, 将农用地土壤中磷含量分成低、较低、一般、较高、高 5 个等级, 不同的等级分配的养分氮不同, 磷含量等级越高, 分配的氮养分就越少。根据以上对畜禽粪便养分空间化的影响因素分析, 构建畜禽粪便养分空间化模型。

$$Z = \sum_{i=1}^m \left[\left(\frac{\lambda_1 d_i}{\sum_{i=1}^n d_i} + \frac{\lambda_2 s_i}{\sum_{i=1}^n s_i} + \lambda_3 p_j + \lambda_4 q_k \right) \times N \right]$$

$$\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3 + \lambda_4 = 1$$

式中, Z 为某农用地得到的养分总量; N 为某畜禽养殖粪便养分源总养分; d_i 为某畜禽养殖粪便养分源与其有效距离内某农用地之间的距离; s_i 为某农用地面积; p_j 为某农用地类型对应的权重值; q_k 为某农用地磷含量指标; λ_1 为距离对畜禽养殖粪便养分施用的影响权重; λ_2 为农用地面积对畜禽养殖粪便养分施用的影响权重; λ_3 为农用地类型对畜禽养殖粪便养分施用的影响权重; λ_4 为某农用地中磷含量对畜禽养殖养分施用的影响权重; n 为某畜禽养殖粪便养分源有效距离内农用地数目; m 为某农用地获得养分的畜禽养殖粪便养分源个数。

1.5 地统计学方法

地统计分析是基于区域化变量理论基础的一种空间分析方法, 半方差函数表示了一定范围内的变量属性的空间依赖性, 其半方差函数可表示为^[24]:

$$\gamma(h) = 1/2N(h) \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2$$

式中, $\gamma(h)$ 为半方差函数, 反映出变量的空间分异性; h 为分隔两样点的矢量, 称为步长; $N(h)$ 为相距为 h 的样点对数目; $Z(X_i)$ 和 $Z(X_i + h)$ 分别为区域化变量 $Z(X)$ 在位置 X_i 和 $X_i + h$ 处的实测值。当存在空间自相关时, 随着距离 h 的增大, 半方差函数值 $\gamma(h)$ 也增大, 当 h 超过某一距离 H (称之为变程) 后 $\gamma(h)$ 往往不再增大, 并稳定在一个极限值附近, 该值称为“基台值”。在此范围内 2 个点 $Z(X_i)$ 和 $Z(X_i + h)$ 间存在某种程度的相关关系, 而当 $h > H$ 时, 它们就不再相关, 因此, 变程 H 可以看作区域化变量的影响范围。

2 结果与讨论

2.1 大兴区畜禽粪便养分产生量

按照畜禽粪便养分计算公式, 结合畜禽养殖统计数据和不同畜禽粪便的氮损失率, 获得大兴区 2005 年畜禽粪便养分产生量和大兴区各行政村的畜禽粪便氮产生量。畜禽粪便氮总产生量为 9 191 639 kg, 猪粪 1 957 126 kg, 猪尿 1 522 210 kg, 羊粪 1 831 893 kg, 鸭粪 99 779 kg, 乌鸡粪 5 540 kg, 肉牛(役用)粪 104 726 kg, 肉牛(役用)尿 174 544 kg, 蛋鸡粪 1 578 220 kg, 鹅粪 30 042 kg, 奶牛粪 622 572 kg, 奶牛尿 1 037 621 kg, 肉鸡粪 38 585 kg, 肉牛粪

70 735 kg, 肉牛尿118 039 kg. 从畜禽粪便养分产生量结构分析(如图1), 产生畜禽粪便养分较多的主要为猪、羊、蛋鸡和奶牛, 占总畜禽粪便氮产生量的93.02%, 这主要原因是大兴区猪、奶牛和羊养殖量非常大, 且饲养期长、单头日排放量也相对较大, 故畜禽粪便氮养分较大, 蛋鸡虽日排泄量较小, 但其饲养量大, 因此蛋鸡畜禽粪便氮养分也较大.

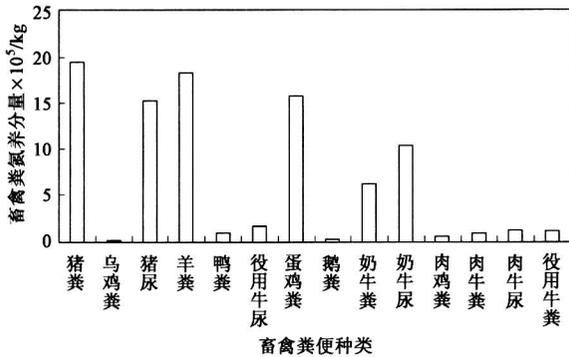


图1 大兴区畜禽粪便氮养分产生量结构示意

Fig.1 Structure diagram of livestock manure nitrogen nutrient in Daxing District

2.2 大兴区农用地畜禽粪便氮负荷量状况

以行政区为单元的统计数据是用于描述区域畜禽养殖状况的基本数据, 是计算畜禽养殖粪便氮负荷的基础, 但畜禽养殖统计数据包含散养和集约化规模养殖两部分, 在空间上属于多质心的统计数据, 不能简单地以行政区单元的质心进行计算使用. 本研究以居民点为散养畜禽粪便氮养分源, 并结合规模养殖点状数据构成畜禽养殖氮养分空间离散点, 这些空间离散点按畜禽养殖粪便养分空间化模型, 并利用 ArcEngine 和 VB 自行编写程序实现畜禽粪便养分空间化, 其实质是考虑多种影响因素的空间插值过程, 从而实现区域内由畜禽养殖的统计数据获取的畜禽粪便养分向农用地养分的转换.

目前, 大兴区畜禽粪便处理的主要出路是作为有机肥料直接还田, 因此, 计算大兴区农用地畜禽粪便氮负荷量应以农用地有效面积作为实际的负载面积. 考虑到大兴区农用地本身的肥力水平是逐步上升的, 其土地种植后的土地肥力一直是盈余的, 将畜禽粪便量除以当地实际农用地面积, 得到每单位农用地面积上畜禽粪便氮负荷量, 这一量化指标可以间接衡量当地畜禽养殖导致的污染状况^[6]. 根据上一步获得的农用地畜禽粪便养分依据畜禽粪便氮负荷量计算公式可计算出大兴区农用地的畜禽粪便氮负荷量, 如图2所示.

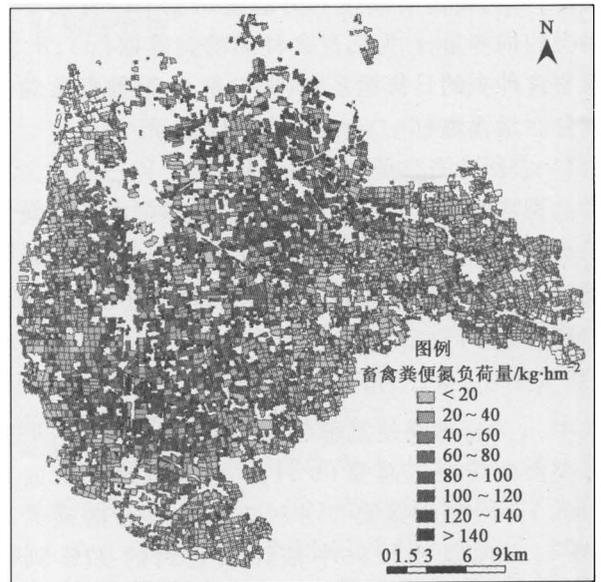


图2 大兴区农用地畜禽粪便氮负荷空间分布

Fig.2 Spatial distribution of livestock manure nitrogen load of farmland in Daxing District

从图2分析可见, 大兴区农用地畜禽粪便氮负荷量分布不均, 总体上以大兴区南北中线向东西两边逐渐减少, 缘于大兴区中间地带人口高度集中, 经济高度发达, 居民消费能力较强, 食物消费结构升级, 对肉、蛋、奶等畜禽产品的需求较高. 另外, 规模化畜禽养殖场为便于运输, 大多建在城市近郊, 造成该区域规模养殖场和居民地多, 由于其周围无足够的土地消纳大量畜禽粪便, 因此该区域农用地承受的畜禽粪便氮负荷量较大, 特别是区政府所在地黄村镇附近、北部靠近北京市市郊区域及规模养殖场相对集中的礼贤镇、青云店镇、魏善庄镇和安定镇内的农用地氮负荷量都明显高于其他乡镇. 大兴区西部紧靠永定河, 居民地和规模养殖场少, 而农用地多且面积大, 有足够的土地能消纳产生的畜禽粪便, 使得该区域畜禽粪便氮负荷量少; 东南部地区则地广人稀, 主要以大面积的农用地为主, 畜禽养殖少, 因此畜禽粪便对环境造成的影响相对较小, 畜禽粪便氮负荷量也少.

通过对统计数据的分析可知, 大兴区2005年的农用地畜禽粪便氮负荷量也不均匀, 最小的长子营镇牛方村的一块水浇地仅 10.64 kg/hm^2 , 最大的为旧宫镇南小街村的一块菜地达到了 5996.26 kg/hm^2 , 整个大兴区农用地畜禽粪便氮负荷量平均值为 214.02 kg/hm^2 , 该值已超过欧盟限量标准 170 kg/hm^2 . 王方浩等^[7]的研究中认为2003年北京耕地粪便氮养分负荷超过 230 kg/hm^2 , 王晓燕等^[5]对

北京市密云水库所在地密云县畜禽粪便耕地负荷进行了研究,在不考虑氮损失的情况下,2001年10个乡镇畜禽粪便氮的平均耕地负荷达到 210 kg/hm^2 。以这些成果为参考,本研究计算的畜禽粪便氮负荷量的结果是合理的。

随着经济的不断发展,居民消费能力增强,食物消费结构升级,对肉、蛋、奶等畜禽产品的需求会迅速增长,畜禽饲养量必然迅速增长,相应的污染物排放量会快速增加。因此,我国畜禽养殖污染在未来一段时间里会进一步加剧。2006年北京市农委、市农业局联合发文,出台了《关于进一步调整郊区养殖业产业结构和布局的意见》,提出养殖业区域布局上要加快由近郊向远郊转移,五环路以内的城近郊区的规模化畜禽养殖场要陆续退出,逐步形成禁养区;五环路以外六环路以内的区域,原则上不再新建和扩建规模畜禽养殖场,逐步形成限养区。而到2008年,北京市提出郊区养殖业的规模化经营比例由目前的60%提高到90%以上。基于这些背景,大兴区的养殖范围将会被进一步压缩,而规模化养殖将继续快速发展,因此,在不久的将来,大兴区畜禽粪便氮负荷量将进一步加大,畜牧业产生的环境污染对大兴区的威胁将愈来愈突出。

2.3 大兴区农用地畜禽粪便氮污染风险评价

为更全面、准确地反映农用地畜禽粪便对环境形成的污染潜势,对大兴区各农用地畜禽粪便氮负荷量承受程度进行了污染风险评价,由于目前国内还没有一个统一的畜禽粪便污染风险评价标准,本研究参考大多数学者采用的上海市农业科学研究院提出的畜禽粪便负荷警报值分级标准,用农用地畜禽粪便猪粪当量负荷量同该农用地以猪粪当量计的有机肥理论最大适宜施肥量的比值 r ,来间接表达各地区畜禽粪便负荷量承受程度, r 指各地区畜禽粪便农田负荷污染风险指标^[8]。当畜禽粪便负荷量为当地畜禽粪便有机肥最大可施用量0.4倍以下,即预警值 $r < 0.4$ 时,该地区畜禽粪便可完全被农田环境消纳和承受,对环境不构成污染威胁^[25]。按照该理论可将农用地畜禽粪便负荷警报值分为5级: $r \leq 0.4$,为1级,无污染; $0.4 < r \leq 0.7$,为2级,稍有污染; $0.7 < r \leq 1.0$,为3级,有污染; $1.0 < r \leq 1.5$,为4级,污染较严重; $r > 1.5$,为5级,污染严重^[25]。基于上述理论,本研究以农用地畜禽粪便氮负荷量同该农用地以理论最大适宜施氮量的比值 r 来定义农用地畜禽粪便氮负荷污染风险评价指标。农用地有机肥理论最大适宜施氮量与农用地作物养

分需求量、化肥施用量密切相关,而作物养分需求与作物类别、品种密切相关,对于特定的作物品种,它还受相应作物的目标产量影响,即作物养分需求应该特定作物品种在特定目标产量下的作物对养分的需求量。其中目标产量的确定又与农用地供肥等级、农用地类别等因子密切相关。本研究将地理信息技术和农户调查方式相结合,通过农用地供肥等级确定特定作物的目标产量,利用作物栽培学知识确定作物在特定目标产量下所需的作物养分需求,两者结合计算出每个农用地地块的作物养分需求量,化肥施用量则可根据大兴区统计数据计算获得。由农用地的作物养分需求和化肥施用量求得农用地有机肥理论最大适宜施氮量,并依据上述污染风险评价标准,获得大兴区各农用地畜禽粪便氮负荷量污染风险等级(如图3)。

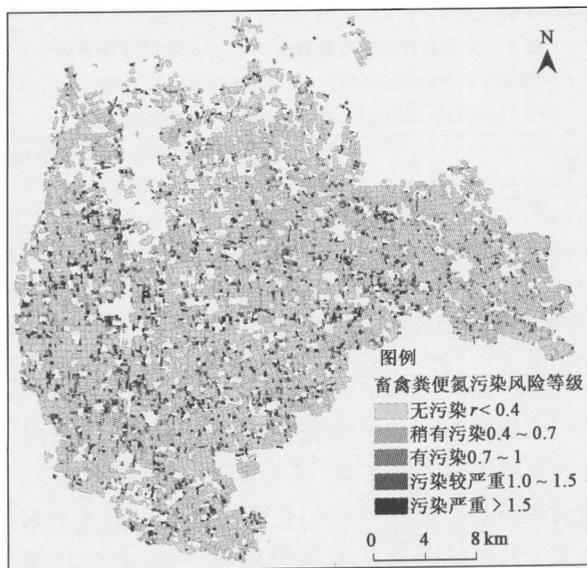


图3 大兴区农用地畜禽粪便氮污染风险等级

Fig. 3 Risk rank of livestock manure nitrogen pollution of farmland in Daxing District

从图3分析可见,大兴区部分农用地已受到畜禽粪便不同程度的污染威胁,受污染威胁比较大的区域主要集中在居民地和规模养殖场附近的农用地。由于人口增长、居民区域的扩张、对肉、蛋、奶等畜禽产品的需求的迅速增长等造成其附近农用地面积大幅度减少,畜禽废弃物迅速增加,从而使得居民地周围的农用地畜禽粪便负荷量大幅度增加,造成其附近的农用地受到畜禽粪便污染威胁。另外,规模养殖场对其周围的农用地畜禽粪便氮污染影响尤其显著,大兴区规模养殖场周围的大部分农用地都受到了畜禽粪便氮污染的威胁,尤其是养殖场过于集

中的安定镇、庞各庄镇、北藏村镇和礼贤镇,其区域内大量的农用地受到畜禽粪便氮污染严重.造成这种现象的根本原因是规模养殖场的不合理布局,产生畜禽粪便量远远超过周围农田可消纳量.

大兴区农用地畜禽粪便氮污染风险等级统计结果如表 1 所示.从农用地面积分析可知,大兴区绝大部分农用地未受畜禽粪便氮污染的危险,占大兴区总农用地面积的 85.17%.但从农用地地块个数分析,有近一半的农用地受到了不同程度的畜禽粪便氮污染威胁,占大兴区总农用地个数的 42.14%.出现这种现象的主要原因是由于未受畜禽粪便氮污染的农用地远离居民地和规模养殖场或者其能消纳施用到其上的畜禽粪便,而那些受污染的农用地基本分布在居民点或规模养殖场附近,且往往这些农用地地块面积小、养分需求少等致使其消纳畜禽粪便的能力弱,受到了畜禽粪便氮污染威胁.

表 1 大兴区农用地畜禽粪便 N 污染风险等级统计表

Table 1 Statistical result of livestock manure nitrogen pollution risk rank of farmland in Daxing District

等级	指数	面积 /hm ²	比例 /%	农用地数量/个	比例 /%
无污染	≤0.4	53 224.37	85.17	4 907	57.86
稍有污染	0.4~0.7	3 888.83	6.22	901	10.62
有污染	0.7~1.0	1 668.98	2.67	493	5.82
污染较严重	1.0~1.5	1 259.48	2.02	454	5.35
污染严重	≥1.5	2 450.59	3.92	1 726	20.35

水解氮包括无机态氮(铵态氮、硝态氮)及易水解的有机态氮(氨基酸、酰胺和易水解蛋白质),一般农用地盈余氮往往经硝化后会以硝氮形式淋溶损失^[26],大兴区全境基本属于旱作土壤,且农作类型亦是以小麦、玉米等旱作物为主,更易产生淋溶损失.因此研究农用地土壤中水解氮的含量及分布规律对确定畜禽粪便氮污染风险评价有积极意义.为验证大兴区农用地土壤环境畜禽粪便氮污染风险的存在,利用地统计技术对大兴区采样点的耕层及亚耕层的水解氮进行了分析,经半方差函数分析得到耕层与亚耕层的半方差图(图 4 和图 5),其中耕层及亚耕层的水解氮变异系数分别为 64.30% 和 53.65%,随机因素大于结构性因素,说明存在不可忽视的小尺度人为(非区域)因素如施肥、耕作等农业管理措施的影响而引起的土壤养分的变异过程.耕层及亚耕层的水解氮平均值分别为 65.93 μg/g、45.25 μg/g,富集系数(耕层/亚耕层)为 1.46,说明农业施肥和作物耕种对耕层土壤养分的富集起到了很大的作用,尤其是农业施肥的种类和数量是造成

这种土壤养分富集现象的主要原因.综上所述,大兴区农用地氮养分已经盈余,局部区域的畜禽粪便氮养分将对大兴区农用地土壤环境产生明显的影响,可见畜禽粪便氮污染风险是存在且在不断地增大.

综上所述,在大兴区畜禽粪便的污染风险较高,相关部门应该采取有力措施对畜禽养殖加以控制,并对区域内的养殖业布局进行重新调整.可以考虑将区域内畜禽粪便加工成有机肥运往其它缺肥区域,或对畜禽粪便进行降低养分含量处理后再施用到农用地中去.将畜禽养殖场从畜禽粪便负荷比较高的区域搬迁到畜禽粪便负荷比较低的区域及将分布在六环内的畜禽养殖场搬迁到养殖场比较少的大兴区南部区域.这些措施都有助于降低畜禽粪便负荷,促进养殖业的可持续发展.

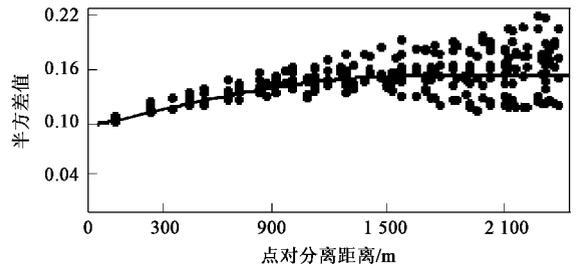


图 4 耕层水解氮采样点数据半方差图

Fig. 4 Semi-variogram of topsoil available nitrogen sampling point

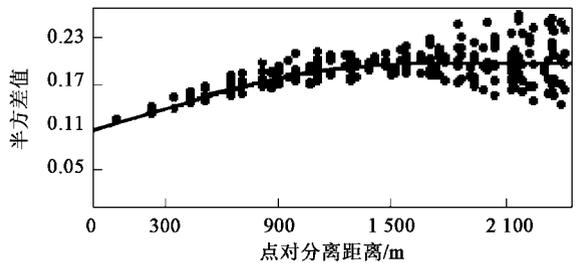


图 5 亚耕层水解氮采样点数据半方差图

Fig. 5 Semi-variogram of subsoil available nitrogen sampling point

3 结论

(1)本研究利用畜禽粪便养分空间化模型解决了畜禽粪便养分空间化问题,实现了从区域畜禽粪便养分到区域农用地畜禽粪便养分的合理转换,在此基础上,以北京市大兴区为例,进行以地块为评价单元的畜禽粪便氮负荷估算及污染风险评估,实现了因地因时评估,其结果将对京郊农业环境治理、养殖场规划布局,以及生物有机肥工程、新能源工程等

畜禽粪便资源化利用等方面的管理决策提供理论和技术支持。

(2) 2005 年大兴区农用地畜禽粪便氮负荷量平均值已达到了 214.02 kg/hm^2 , 且在未来大兴区畜禽粪便氮负荷量将进一步加大. 对大兴区各农用地畜禽粪便氮污染风险评价结果表明, 有近一半的农用地受到了不同程度的畜禽粪便氮污染威胁. 耕层及亚耕层的水解氮变异系数和富集系数进一步说明了畜禽粪便对土壤环境污染风险的存在.

参考文献:

- [1] 王新谋. 家畜粪便学[M]. 上海: 上海交通大学出版社, 1997. 110-113.
- [2] Basnet B B, Armando A. Geographic information system based manure application plan [J]. *Journal of Environmental Management*, 2002, **64**(2): 99-113.
- [3] Provolò G. Manure management practices in Lombardy (Italy) [J]. *Bioresource Technology*, 2005, **96**(2): 145-152.
- [4] Jordan C, Higgins A, Wright P. Slurry acceptance mapping of Northern Ireland for run-off risk assessment[J]. *Soil Use and Management*, 2007, **23**(3): 245-253.
- [5] 王晓燕, 汪清平. 北京市密云县耕地畜禽粪便负荷估算及风险评价[J]. *农村生态环境*, 2005, **21**(1): 30-34.
- [6] 张绪美, 董元华, 王辉, 等. 中国畜禽养殖结构及其粪便 N 污染负荷特征分析[J]. *环境科学*, 2007, **28**(6): 1311-1318.
- [7] 王方浩, 马文奇, 袁争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. *中国环境科学*, 2006, **26**(5): 614-617.
- [8] 张绪美, 董元华, 王辉, 等. 江苏省畜禽粪便污染现状及其风险评价[J]. *中国土壤和肥料*, 2007 (4): 12-15.
- [9] 卢善玲, 沈根祥, 汪雅谷. 粮区和菜区的畜禽粪便适宜施用量[J]. *上海农业学报*, 1994, **10**(增刊): 51-56.
- [10] 沈根祥, 钱晓雍, 梁丹涛, 等. 基于氮磷养分管理的畜禽场粪便匹配农田面积[J]. *农业工程学报*, 2006, **22**(增刊): 268-271.
- [11] 马林, 王方浩, 马文奇, 等. 中国东北地区中长期畜禽粪尿资源与污染潜势估算[J]. *农业工程学报*, 2006, **22**(1): 170-174.
- [12] Oenema O, Oudendag D A, Velthof G L. Nutrient losses from manure management in the European Union [J]. *Livestock Science* 2007, **112**(3): 261-272.
- [13] 彭里, 王定勇. 重庆市畜禽粪便年排放量的估算研究[J]. *农业工程学报*, 2004, **20**(8): 288-292.
- [14] Cantrell K B, Ducey T, Ro K S, *et al.* Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities[J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**(17): 7941-7953.
- [15] Bassanino M, Grignani C, Sacco D, *et al.* Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2007, **122**(3): 282-294.
- [16] 张克强, 高怀有. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004. 22-23.
- [17] 李帷, 李艳霞, 张丰松, 等. 东北三省畜禽养殖时空分布特征及粪便养分环境影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, **26**(6): 2350-2357.
- [18] Centner T J, Wetzstein M E, Mullen J D. Small livestock producers with diffuse water pollutants: adopting a disincentive for unacceptable manure application practices[J]. *Desalination*, 2008, **226**(1-3): 66-71.
- [19] Teira-Esmatges M R, Flotats X. A method for livestock waste management planning in NE Spain[J]. *Waste Management*, 2003, **23**(10): 917-932.
- [20] Schroder J J, Neeteson J J. Nutrient management regulations in The Netherlands[J]. *Geoderma*, 2008, **144**(3-4): 418-425.
- [21] Fräsera I, Stevens C. Nitrogen deposition and loss of biological diversity: Agricultural land retirement as a policy response[J]. *Land Use Policy*, 2008, **25**(4): 455-463.
- [22] Bascetin A. A decision support system using analytical hierarchy process (AHP) for the optimal environmental reclamation of an open-pit mine[J]. *Environmental Geology*, 2006, **52**(4): 663-672.
- [23] Kim J M, Lee J Y, Yi M J, *et al.* Allocating local groundwater monitoring stations for South Korea using an analytic hierarchy process[J]. *Hydrogeology Journal*, 2007, **15**(3): 615-632.
- [24] Merdun H, Meral R, Demirkiran A R. Effect of the Initial Soil Moisture Content on the Spatial Distribution of the Water Retention [J]. *Eurasian Soil Science*, 2008, **41**(10): 1098-1106.
- [25] 张玉珍, 洪华生, 曾悦, 等. 九龙江流域畜禽养殖业的生态环境问题及防治对策探讨[J]. *重庆环境科学*, 2003, **25**(7): 30-34.
- [26] Egorov V I. The Nitrogen Regime and Biological Fixation of Nitrogen in Moss Communities(the Khibiny Mountains)[J]. *Eurasian Soil Science*, 2007, **40**(4): 463-467.