

# 规模化猪场废水灌溉农田土壤 Pb, Cd 和 As 空间变异 及影响因子分析

黄治平<sup>1</sup>, 徐斌<sup>2\*</sup>, 涂德浴<sup>3</sup>, 张克强<sup>1</sup>

(1. 农业部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081;  
3. 安徽工业大学机械工程学院, 马鞍山 243000)

**摘要:** 为了了解长期灌溉猪场废水对农田土壤Pb、Cd和As(简称重金属)的影响, 采集了河北省京安猪场周边农田的清洁区和灌溉8年猪场废水的污灌区耕层(0~20 cm)共52个土壤样品, 并测定了样品中重金属的全量和有效态含量, 应用GIS结合地统计学方法对重金属进行了空间结构和分布特征分析, 探讨规模化猪场周边农田土壤重金属积累的影响因子及其贡献。结果表明, 重金属全量和有效态含量的变异函数均很好地符合球状模型, 其中全铅、有效铅、全砷、全镉和有效砷受随机性因素和结构性因素共同影响, 有效镉主要受结构性因素影响。根据背景调查、重金属与pH值和土壤养分的相关性分析以及重金属变异函数分析, 土壤中Cd和As污染源为猪场废水和化肥, Pb的污染来源为化肥。富集因子分析表明, 污灌猪场废水对土壤Cd和As富集效应很小, 施用化肥对Pb富集有较大贡献。灌溉猪场废水会降低土壤pH值而增加重金属有效态含量, 因此, 需注意施用猪场废水带来重金属污染风险。

**关键词:** 规模化猪场; 废水灌溉; 土壤; 重金属; 污染; 空间变异

**中图分类号:** X53

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1002-6819(2008)-2-0077-07

黄治平, 徐斌, 涂德浴, 等. 规模化猪场废水灌溉农田土壤 Pb, Cd 和 As 空间变异及影响因子分析[J]. 农业工程学报, 2008, 24(2): 77-83.

Huang Zhiping, Xu Bin, Tu Deyu, et al. Spatial variability and affecting factors of Pb, Cd and As in farmland soils irrigated by swine wastewater[J]. Transactions of the CSAE, 2008, 24(2): 77-83. (in Chinese with English abstract)

## 0 引言

地统计学方法可以通过描述和模拟重金属的空间分布特征及估算未采样点处的取值, 揭示重金属在空间上的分布迁移趋势, 结合污染背景资料, 可以识别重金属可能的污染源<sup>[1,2]</sup>。对于长期耕作的农田土壤来说, 在较少受到外来影响的情况下, 其重金属中小尺度空间差异较小, 但外源重金属的增加可使土壤重金属空间分布特征发生一系列变化。研究土壤重金属积累及其空间分布状况对于诊断污染源、保护土壤健康和食品安全都有重要意义。

由于添加一些重金属元素可改善猪的生长性能, 如猪饲料中 Cd 含量一般为 0.28~0.72 mg/kg, As 含量一般为 1.27~6.56 mg/kg, 但大部分重金属会直接通过动物体

排出, 导致动物粪污中有较高的重金属含量<sup>[3-10]</sup>, 而 Pb、Cd 和 As 为生物体非必需元素, 对动植物均有危害作用。有关城镇污水灌溉农田的土壤重金属地统计学研究已有比较详细的报道<sup>[11,12]</sup>, 而猪场废水灌溉农田的土壤重金属空间分布研究相对较少。本文通过背景调查和采样分析, 运用地统计学并结合地理信息系统(GIS), 对河北省安平县京安猪场周边区域农田土壤的 Pb、Cd 和 As(本文简称重金属)全量和有效态含量的空间分布特征进行分析, 并对重金属与 pH 值和土壤养分进行相关分析, 以及应用富集因子分析土壤重金属的积累程度, 探讨规模化猪场周边农田土壤重金属积累的影响因子及其贡献, 为预防因灌溉猪场废水引起重金属污染提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

京安猪场建于 1998 年, 位于河北省安平县城东 5 km 处的京安种猪园区, 年产瘦肉型商品猪 10 万头, 种猪 3 万头, 占地面积约 4 hm<sup>2</sup>, 排放粪污量约 2000 m<sup>3</sup>/d。京安猪场清粪方式为水冲粪, 粪污直接冲至污水沟, 湿粪从污水沟清出送入肥料加工厂, 剩余污水排入污水塘, 浇灌周边约 100 hm<sup>2</sup> 农田土壤。

收稿日期: 2007-01-28; 修订日期: 2007-10-15

基金项目: 土壤有机质提升试点补贴项目经费资助(1251610721336-0706); 国家高技术研究发展专项“863”经费资助(2006AA10Z242)

作者简介: 黄治平(1972-), 男, 江西人, 博士, 研究方向为农业资源生态。天津 农业部环境保护科研监测所, 300191。Email: bjhuangzp@126.com  
\*通讯作者: 徐斌(1957-), 男, 研究员, 博士, 博士生导师, 主要从事生态学方面的研究。北京 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 100081。Email: xubin@mail.caas.net.cn

安平县地处河北中部平原,地势自西向东缓缓倾斜,海拔19 m~31 m,属暖温带大陆性季风气候。年平均气温12.4℃,年平均降水量540 mm,土壤属褐土化潮土,部分为砂质和壤质褐土化潮土,土层较厚,耕性较好,但肥力较低,有机质含量不足,粮食作物有小麦、玉米、高粱、谷子、红薯等,经济作物以棉花为主。种植制度以冬小麦-夏玉米一年两熟制为主,土壤一般翻耕20 cm。

## 1.2 样品采集和背景调查

2006年6月在研究区利用GPS定位选取52个采样点(东经115°32'46"~115°35'02",北纬38°13'22"~38°13'42"),根据灌溉水性质,将研究区分为清洁区和污灌区。清洁区包括林地和苜蓿地、机井地(浇灌地下水小麦地);污灌区包括污灌地(灌溉猪场废水小麦地)和果园地。其中机井地7个样点,苜蓿地和林地5个样点,污灌地37个样点,果园地3个样点,采样点均远离公路300 m,见图1。每一采样点均取1 m<sup>2</sup>内3个点的土壤混匀,四分法采集约1.0 kg土壤样品,采样深度均为20 cm。

不同采样区的农药、肥料使用和猪场粪污施用情况调查见表1,由表1可知,果园、污灌地和机井地每年农药与化学肥料使用量相差不大,果园地施用了8 a粪污浑浊液,污灌地主要灌溉了8 a猪场废水澄清液,机井地、林地和苜蓿地没有灌溉猪场废水。

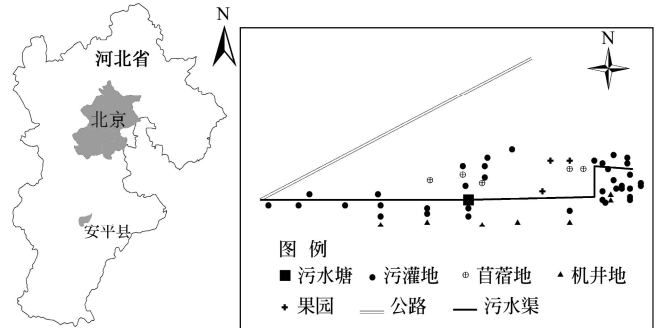


图1 采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling plots

表1 采样点基础数据  
Table 1 Initial data of sampling plots

采样区	农药		化学肥料/kg·(hm <sup>2</sup> ·a) <sup>-1</sup>		猪场废水		
	多菌灵 /kg·(hm <sup>2</sup> ·a) <sup>-1</sup>	乐果和甲胺磷(1:1) /L·(hm <sup>2</sup> ·a) <sup>-1</sup>	尿素	复合肥、过磷酸钙、 钾肥	施用量 /m <sup>3</sup> ·(hm <sup>2</sup> ·a) <sup>-1</sup>	连续施用 时间/a	施用 方式
果园地	16	—	—	1500, 穴施	2250~2700 (浑浊液)	8	漫灌
污灌地	—	4.5~7.5	375~600	300~750	2400~3600 (澄清液)	8	漫灌
机井地	—	4.5~7.5	225~600	225~750	—	—	—
林地和苜蓿地	—	—	—	—	—	—	—

注:“—”表示空值,下同。

研究区机井水和猪场废水样本数分别为3个,重金属含量见表2。研究表明,颗粒表面基团对Cd的吸附-解吸受pH值影响,pH值大时,对Cd的吸附能力增大,解吸量减少<sup>[13]</sup>,由于猪场废水澄清液pH值为7.12,大于浑浊液的pH值,因此澄清液Cd吸附量大于浑浊液,澄清液Cd含量大于浑浊液。可能研究区Cd的环境背景值较高,相应地下水Cd含量高,而猪场冲粪水为地下水,饲料中Cd含量又相对较低,因此猪场废水澄清液Cd含量只稍高于机井水。机井水和猪场废水未检测出Pb。

表2 机井水和猪场废水重金属含量

Table 2 Heavy metals contents in under-ground water from pumping well and swine waste water /mg·L<sup>-1</sup>

水质	机井水	猪场废水澄清液	猪场废水浑浊液 <sup>a</sup>	农田灌溉水质标准 <sup>[17]</sup>
pH值	7.05±0.01	7.12±0.01	6.49±0.01	—
Pb	0	0	0	≤0.1
Cd	1.73±0.35	1.86±0.46	1.00±0.13	≤0.005
As	0.01±0.00	0.31±0.12	1.12±0.34	≤0.1

注:猪场废水浑浊液主要为猪场粪污;n=3。

化肥对土壤重金属积累也有一定贡献,有些化肥重金属含量较高,如磷肥的As含量为55 mg·kg<sup>-1</sup>,氯化钾Pb和Cd分别为88 mg·kg<sup>-1</sup>和14 mg·kg<sup>-1</sup><sup>[14-16]</sup>,但大量灌溉猪场废水会在一定程度上掩盖化肥、农药等带来的重金属污染。

## 1.3 样品分析

重金属全量测定为称取过100目尼龙筛风干土样2.0000 g,经过盐酸-硝酸-高氯酸消解,消解液过滤后应用原子吸收分光光度计测定<sup>[18]</sup>,其中As应用原子荧光光谱仪测定。机井水和猪场废水重金属全量参照《水和废水监测分析方法》(第四版)测定<sup>[19]</sup>。

Pb和Cd有效态含量测定为称取过2 mm尼龙筛风干土样10.00 g放入100 mL离心管中,加入0.005 mol/L DTPA浸提剂20.0 mL,25℃下水平振荡机振荡提取2 h,离心过滤,滤液应用原子吸收分光光度计测定<sup>[18,20]</sup>。As有效态测定为称取过2 mm尼龙筛风干土样2.50 g放入100 mL离心管中,加入0.5 mol/L、pH=8.31 NaHCO<sub>3</sub>溶液浸提液25.0 mL,25℃下水平振荡机振荡提取1 h,离心过滤,滤液应用原子荧光光谱仪测定<sup>[21]</sup>。

土壤 pH 值（水：土=2.5：1）采用 pH 计测定，

有机质采用高温外热 K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 氧化-容量法测定；全氮采用凯氏定氮法；速效氮为碱解扩散法；全磷采用 NaOH 熔融法，有效磷采用 NaHCO<sub>3</sub> 法<sup>[18]</sup>。

1.4 数据分析

变异函数的计算要求数据符合正态分布，否则可能存在比例效应<sup>[1,2,11,12]</sup>，本文应用 SPSS11.5 的 Kolmogorov-Smirnov 模块检验数据是否符合正态分布，应用 ArcGIS9.0 计算变异函数和进行普通 Kriging 插值，变异

函数理论模型图由 variowin2.21 生成。

2 结果与分析

2.1 重金属统计学分析

样本平均值如平均值、标准差、变异系数、最小值、最大值、中值及定义概率分布等广泛应用于数据分析中，是反映数据整体结构的分布特征和数据分析的第一步，也是对数据更进一步分析的基础<sup>[22]</sup>，表3为采样点土壤重金属全量和有效态含量的统计学分析。

表3 土壤重金属统计学分析  
Table 3 Statistical analysis of heavy metal in soil (n=52)

项目	平均值 /mg · kg <sup>-1</sup>	中数/mg · kg <sup>-1</sup>	标准差 /mg · kg <sup>-1</sup>	变异系数 /%	最大值 /mg · kg <sup>-1</sup>	最小值 /mg · kg <sup>-1</sup>	K-S 正态分布检验	
							Z 值	双边验证
全铅	6.83	7.00	5.57	81.62	33.35	0.00	1.54	0.02
有效铅	1.08	0.97	0.59	54.68	2.11	0.00	0.82	0.51
全镉	3.61	3.65	0.46	12.88	4.59	2.68	0.61	0.85
有效镉	0.17	0.18	0.05	26.73	0.26	0.07	1.01	0.26
全砷	9.80	9.77	1.22	12.47	12.89	6.59	0.34	1.00
有效砷	0.31	0.30	0.14	44.15	0.82	0.07	0.90	0.40

由表 3 可知，全铅的变异系数较高，为 81.62%，说明样本值变异程度较大。由 Kolmogorov-Smirnov 法检验，有效铅、全镉、有效镉、全砷和有效砷符合正态分布，全铅不符合正态分布，计算变异函数前需 Cox-Box 变换，全铅经 Cox-Box 变换后 K-SZ 值和双边验证值分别为 1.06 和 0.21，符合正态分布。由表 3 还可知，全镉含量超过土壤环境二级标准（Cd<0.3 mg/kg）<sup>[23]</sup>。

2.2 重金属与土壤 pH 值和养分相关分析

研究区土壤 pH 值为 6.96~8.10，全氮和有效氮分别为 0~0.12% 和 19.64~101.91 mg/kg，有机质为 0.02%~0.92%，全磷和有效磷分别为 0.02%~0.37% 和 0~357.65 mg/kg。土壤 Pb、Cd、As 与 pH 值和土壤养分相关关系见

表4。由表4可知，有效镉、有效铅和有效砷分别与全镉、全铅和全砷正相关，相关系数分别为 0.374、0.524 和 0.303，p<0.05。有效镉、有效铅和有效砷均与 pH 值负相关，相关系数分别为 -0.374、-0.484、-0.328，p<0.05。相关分析表明，全铅与全磷、有机质相关，说明 Pb 与全磷和有机质来源有关，全镉与全氮和有机质相关，说明 Cd 与全氮和有机质来源有关，全砷与有效氮、有机质和全铅相关，说明 As 与有效氮、有机质和全铅来源有关。由于有机质与全氮和全磷相关，而灌溉猪场废水和施用化肥均能增加土壤全氮和全磷，猪场废水未检测出 Pb，因此 Pb 污染源主要为化肥，而外源 Cd 和 As 与猪场废水和化肥有关。

表4 土壤重金属与 pH 值和养分含量相关性分析  
Table 4 Correlation analysis of heavy metal and pH values and soil nutrients in soil

项目	PH	全氮	有效氮	有机质	全磷	有效磷	全镉	有效镉	全铅	有效铅	全砷	有效砷
pH	1											
全氮	-0.693**	1										
有效氮	-0.333*	0.505**	1									
有机质	-0.138	0.391**	0.609**	1								
全磷	-0.423**	0.265	0.572**	0.417**	1							
有效磷	-0.521**	0.380**	0.477**	0.179	0.564**	1						
全镉	-0.048	0.607**	0.2	0.320*	0.202	0.172	1					
有效镉	-0.374**	-0.104	0.452**	0.082	0.384**	0.201	0.374**	1				
全铅	-0.071	0.132	0.419**	0.396**	0.322*	0.142	0.097	-0.308*	1			
有效铅	-0.484**	0.712**	0.411**	0.381**	0.248	0.2	0.154	0.036	0.524**	1		
全砷	0.207	-0.08	0.556**	0.274*	0.258	0.212	-0.066	0.475**	0.277*	-0.187	1	
有效砷	-0.328*	0.426**	0.450**	0.275*	0.320*	0.361**	0.22	0.086	0.126	0.339*	0.303*	1

注：表中数据为决定系数 R<sup>2</sup>，其中\*\*表示 p<0.01，差异极显著，\*表示 p<0.05，差异显著。n=52

### 2.3 重金属空间变异特征分析

根据地统计学的空间变异分析通常是从研究区域化变量的先验变异函数开始, 由有限实测样品获得的变异函数称为先验变异函数, 记为  $\gamma^*(h)$ ,

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2, \text{ 其中, } \gamma^*(h) \text{ 为理论变异函数}$$

数值的估计值,  $Z(x)$  为系统某属性值在空间  $x$  处的区域化随机变量值,  $h$  为两样本点空间分隔距离,  $Z(x_i)$  和  $Z(x_i + h)$  分别是区域化变量  $Z(x)$  在空间位置  $x_i$  和  $x_i + h$  处的实测值 [ $i=1, 2, \dots, N(h)$ ]. 变异函数用一定滞后距  $h$  的变异函数  $\gamma^*(h)$  与该  $h$  的对应图的先验变异函数曲线表示, 从变异函数曲线可以直接得到基台值、变程、块金值 3 个参数。

图 2 为一个理想化的变异函数曲线图, 其中  $C_0$  称为块金效应, 表示  $h$  很小时两点间区域化变量值的变化;  $a$  称为变程, 当  $h \leq a$  时, 任意两点间的观察值都有相关性, 这种相关性随  $h$  的增大而减小, 当  $h > a$  时就不再具有这种相关性, 表示区域化变量空间相关性消失,  $a$  的大小反映了研究对象中区域化变量的变化程度;  $C$  称为总基台值, 它反映所研究的区域化变量在研究邻域内变异的强度, 为最大滞后距的可迁性变异函数的极限值, 当  $h \rightarrow \infty$  时, 变异函数值近似于先验方差  $C_1$  (又称拱高), 当无块金效应  $C_0$  时,  $C = C_1$ ; 当有块金效应时,  $C = C_0 + C_1$ 。

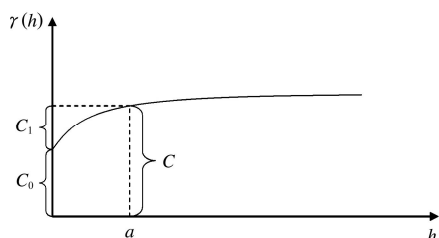


图 2 变异函数曲线及有关参数  
Fig.2 Variograms and correlative parameters

应用 ArcGIS9.0 计算变异函数时, 对变异函数拟合模型精度评价可参考交叉验证预测误差的几个指标, 符合

以下标准为最优, 标准平均值最接近为 0, 均方根预测误差最小, 平均标准误差最接近于均方根预测误差, 标准均方根预测误差最接近于 1<sup>[2]</sup>。

重金属全量和有效态含量的变异函数理论模型均符合球状模型, 交叉验证结果表明模型符合精度要求, 相应模型参数、交叉验证参数和变异函数理论模型图分别见表 5 和图 3。由表 5 可知, 全铅和有效铅、全镉和有效镉、全砷和有效砷的变程分别差异不大, 分别为 2160.1 和 2370.7、1697.1 m 和 1452.7、1185.3 和 834.98 m, 这可能与重金属全量和有效态含量相关性较强有关。

土壤中元素空间分布是由结构性因素和随机性因素共同作用的结果, 结构性因素如气候、母质、地形、土壤类型等可以导致土壤元素强的空间相关性, 而随机性因素如施肥、耕作措施、种植制度、污染等各种人为活动的影响, 削弱土壤元素的空间相关性。土壤性质空间相关性可采用由随机性因素引起空间变异性程度的“块金值与基台值百分比 ( $C_0 \times 100\% / (C_0 + C_1)$ )”大小来区分, 该比值高, 说明由随机部分引起的空间变异性程度较大, 相反则由结构性因素引起的空间变异性程度较大。“块金值与基台值之比”小于 25% 认为是高度空间相关, 25%~75% 认为是中等空间相关, 大于 75% 认为是弱空间相关<sup>[11,12]</sup>。

由表 5 可知, 全铅、有效铅、全镉、全砷和有效砷的“块金值与基台值百分比”均在 25%~75% 之间, 为中等空间相关, 由随机性和结构性因素共同影响。有效镉的“块金值与基台值百分比”为 0, 高度自相关, 有研究表明, 土壤 pH 值越大, Cd 溶解性越差, 土壤吸持 Cd 也越多, Cd 在 pH 值 6 以上时就开始形成 CdS、Cd(OH)<sub>2</sub>、CdCO<sub>3</sub> 和 Cd<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> 沉淀, 当 pH 值达 7.5 以上时, 这些沉淀物就很难溶出<sup>[24]</sup>。由于研究区土壤 pH 值较高, 基本上在 7 以上, Cd 容易向非活性方向发展, 因此有效镉主要受母质和土壤类型等结构性因素影响。

表 5 理论变异函数球状模型拟合参数

Table 5 Fitted parameters of best-fitted variogram models of heavy metal in soil

项目	变程/m	拱高 $C_1$	块金值 $C_0$	交叉验证				块金值/基台值/% ( $C_0 \times 100 / (C_0 + C_1)$ )
				标准 平均值	均方根 预测误差	平均标准 误差	标准均方根 预测误差	
全铅 (Cox-Box 转换)	2160.1	1.5598	1.8187	-0.0041	1.693	1.494	1.129	53.83
有效铅	2370.7	0.15828	0.26805	0.02337	0.5215	0.5615	0.9357	62.87
全镉	1697.1	0.1618	0.11407	-0.00227	0.3782	0.3946	0.9665	41.35
有效镉	1452.7	0.002911	0	0.008018	0.03405	0.02047	1.882	0.00
全砷	1185.3	0.83119	1.4783	0.01766	0.341	0.367	0.9825	64.01
有效砷	834.98	0.01859	0.00937	0.02414	0.1507	0.1293	1.137	33.51

注: 变异函数拟合均为球状模型。

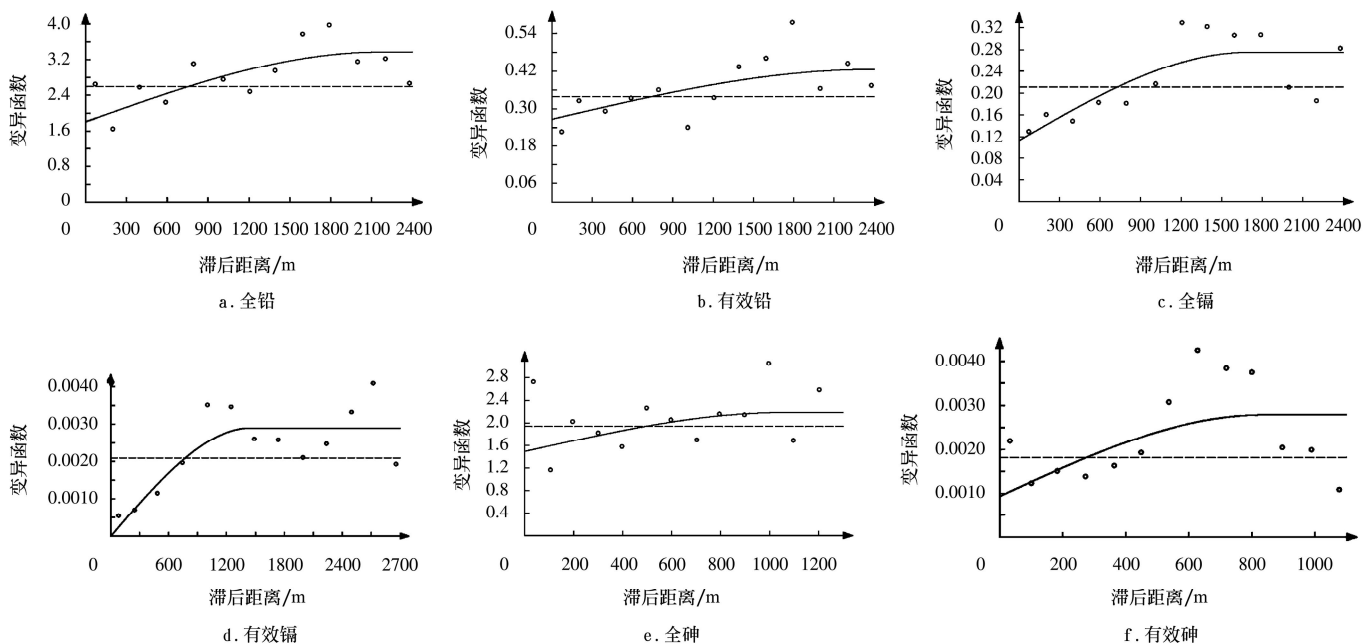


图3 土壤重金属变异函数理论模型

Fig.3 Experimental and model-fitted variograms of heavy metal in soil

### 2.4 Kriging 插值结果

根据实测点重金属数据模拟所得到的变异函数理论模型，进行普通Kriging插值，绘制采样区域内重金属全量和有效态含量的内插图（图4），以直观地反映土壤重

金属空间分布格局和变异大小。

由图4对照图2可以看到，全铅在西北施用化肥区形成一个较完整的高浓度斑块，中南部有一小斑块，可能有效铅受全铅的影响大于pH影响（相关系数分别为

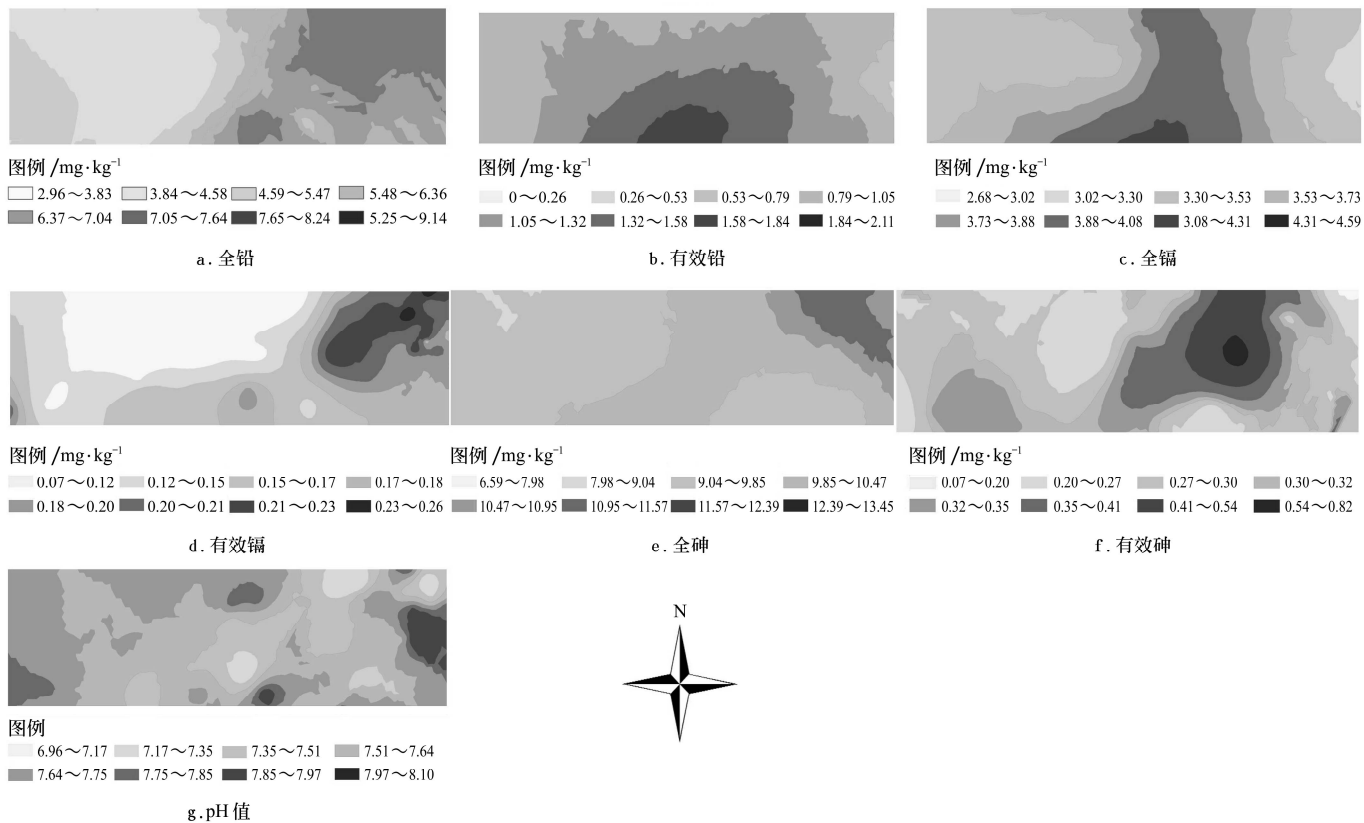


图4 土壤重金属空间分布格局

Fig 4 Spatial distribution pattern of heavy metal in soil

0.524,  $p < 0.01$ ; -0.484,  $p < 0.01$ ), 因此有效铅在中南部pH值低的区域形成一个高浓度斑块, 并随pH值的变化而异向变化。全镉为中部污水塘附近形成高浓度斑块, 污染物浓度从斑块中心向周围骤降, 这可能是污水塘附近排污口较多, 全镉可能就近富集于排污口附近, 导致局部全镉含量增高, 而有效镉与全镉和pH值相关性相当(相关系数分别为0.374,  $p < 0.01$ ; -0.374,  $p < 0.01$ ), 因此, 有效镉在西部pH值低的区域表现出一个较大高浓度斑块, 在中南部pH值低的区域也有一个小斑块。全砷在西部污灌区形成一个较大的高浓度斑块, 这主要是西部为猪场废水污灌集中区, 由于有效砷受全砷和pH值影响, 因此, 有效砷在西部有一大的高浓度斑块, 并与pH值形成互补斑块。

由Kriging插值图可进一步分析出Pb污染源主要为化肥, Cd和As部分受到灌溉猪场废水的影响, 灌溉猪场废水会降低土壤pH值, 相应提高了污灌区重金属有效态含量。

## 2.5 重金属富集因子分析

富集因子一般应用于分析重金属在土壤中的垂直分布, 其表达式为  $C_i = \frac{\text{第}i\text{类重金属实测值}}{\text{第}i\text{类重金属参比值}}$ , 参比值一般采用土壤背景值<sup>[22,25]</sup>。由于苜蓿地和林地没有灌溉猪场废水, 也基本未施用化肥, 再者采样区地势比较平坦, 土壤质地较为单一, 因此苜蓿地和林地土壤中重金属含量基本能反映出未灌溉猪场废水和施用化肥土壤重金属背景特征。由于施用化肥总量相对灌溉猪场废水总量很小, 污灌地和机井地的施用化肥量差别不大, 微域成土因素差异也不大, 因此, 通过污灌地和机井地的重金属富集基本可以判断出猪场废水对土壤重金属积累贡献的大小。本文以苜蓿地和林地的重金属全量均值作为土壤背景参比值, 借鉴富集因子对果园地、污灌地和机井地的重金属积累进行分析, 分析结果见表6。

表6 重金属富集因子分析

Table 6 Enrichment Factor analysis of heavy metals in soils

项目	林地和苜蓿地	机井地	污灌地	果园地
Pb	1.00	1.29	1.26	1.87
Cd	1.00	1.11	1.05	1.12
As	1.00	1.02	1.10	1.11

由表6可知, 污灌地和果园地的Cd和As的富集因子均很小, 因此污灌猪场废水对Cd和As在土壤中的积累贡献很小, 机井地、污灌地和果园地的Pb富集因子较高, 分别为1.29、1.26和1.87。污灌地Pb的富集因子小于机井地可能由于施用化肥不均引起的, 而果园地施用化肥量较高, 因此果园地Pb的富集因子较大。可能由于Cd容易在污灌口富集, 远离污灌口则影响力降低, 而机井水和猪场废水澄清液Cd含量差异不大, 再者机井地和

污灌地施用化肥和灌溉水量可能不均, 因此污灌地Cd的富集因子小于机井地。

## 3 结论

重金属全量和有效态含量变异函数理论模型均很好地符合球状模型, 全铅、有效铅、全镉、全砷和有效砷受结构性因素和随机性因素共同影响, 有效镉高度自相关, 主要受结构性因素影响。

根据背景调查、重金属与pH和土壤养分的相关性分析、重金属变异函数和Kriging内插图分析, Cd和As污染源主要为猪场废水和化肥, 外源Pb主要来自施用化肥。

富集因子分析表明, 灌溉猪场废水对Cd和As的富集贡献很小, 施用化肥对Pb的富集有较大的贡献。尽管灌溉猪场废水对Cd、Pb和As的富集贡献很小, 但灌溉猪场废水会降低土壤pH而增加重金属有效态含量, 而重金属对作物的影响不取决于重金属全量, 主要取决于重金属有效态含量, 因此, 需注意灌溉猪场废水带来重金属污染的风险。

## [参考文献]

- [1] Burgos P, Madejón E, Pérez-de-Mora A, et al. Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contaminated soil before and after remediation[J]. *Geoderma*, 2006, 130 (1/2): 157-175.
- [2] Johnston K, Ver Hoef J M, Krivoruchko K, et al. Using ArcGIS Geostatistical Analyst[M]. CA, USA: ESR, 2001.
- [3] Long Cang, Wang Yujun, Zhou Dongmei, et al. Heavy metals pollution in poultry and livestock feeds and manures under intensive farming in Jiangsu Province, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, 16 (3): 371-374.
- [4] 游金明, 翟明仁, 张宏福. 猪饲料中必需微量元素的盈缺对养猪生产的影响[J]. *中国饲料*, 2003, (8): 16-17.
- [5] Li Yanxia, Chen Tongbin. Concentrations of additive arsenic in Beijing pig feeds and the residues in pig manure[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2005, 45 (4): 356-367.
- [6] Moreno-Caselles J, Moral R, Perez-Murcia M D, et al. Fe, Cu, Mn, and Zn input and availability in calcareous soils amended with the solid phase of pig slurry[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2005, 36: 525-534.
- [7] Racz G J, Fitzgerald M M. Nutrient and heavy metal contents of hog manure-effect on soil quality and productivity[EB/OL]. <http://www.gov.mb.ca/agriculture/livestock/livestockopt/papers/racz.pdf>, 2007-01-05.
- [8] Bolan N, Adriano D, Mahimairaja S. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products[J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 34: 291-338.
- [9] 刘红云, 邓举. 石墨炉原子吸收法测定饲料中镉的含量[J]. *兽药与饲料添加剂*, 2004, 9 (6): 31-32.
- [10] 夏春, 胡为祖, 卢业举. 石墨炉原子吸收光谱法测定食

- 品及饲料中总砷含量[J]. 安徽化工, 2004, (1): 52-53.
- [11] 赵彦锋, 史学正, 黄标, 等. 工业型城乡交错区农业土壤 Zn 的空间分异及其影响因子探讨——以无锡市为例[J]. 土壤, 2006, 38 (1): 29-35.
- [12] 张乃明, 李保国, 胡克林. 污水灌溉耕层土壤中铅、镉的空间变异特征[J]. 土壤学报, 2003, 40 (1): 151-154.
- [13] 张会民, 徐明岗, 吕家珑, 等. pH 对土壤及其组分吸附和解吸镉的影响研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24 (增刊): 320-324.
- [14] 郑良永, 钟宁. 农产品肥料污染及其控制对策(EB/OL). [http://www.shac.gov.cn/nkrx/kjdt/lwzj/t20060508\\_150962.html](http://www.shac.gov.cn/nkrx/kjdt/lwzj/t20060508_150962.html), 2006-05-08/2007-01-18.
- [15] 陈海燕, 高雪, 韩峰. 贵州省常用化肥重金属含量分析及评价[J]. 耕作与栽培, 2006, 4: 18-19.
- [16] 肖军, 秦志伟, 赵景波. 农田土壤化肥污染及对策[J]. 环境保护科学, 2006, 31 (5): 32-34.
- [17] GB5084-1992, 农田灌溉水质标准[S].
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [19] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.
- [20] 贺建群, 许嘉琳, 杨居荣, 等. 土壤中有效态 Cd, Cu, Zn, Pb 提取剂的选择[J]. 农业环境保护, 1994, 13 (6): 246-251.
- [21] 肖玲, 赵允格. 石灰性土壤中有效砷提取剂的选择[J]. 陕西环境, 1996, 3 (3): 17-21.
- [22] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils[J]. Environmental Pollution, 2001, 114 (3): 313-324.
- [23] GB15618-1995, 土壤环境质量标准[S].
- [24] 茹淑华, 苏德纯, 王激清. 土壤镉污染特征及污染土壤的植物修复技术机理[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14 (4): 29-33.
- [25] Möller A, Müller H W, Abdullah A, et al. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta[J]. Geoderma, 2005, 124 (1/2): 63-71.

## Spatial variability and affecting factors of Pb, Cd and As in farmland soils irrigated by swine wastewater

Huang Zhiping<sup>1</sup>, Xu Bin<sup>2</sup>, Tu Deyu<sup>3</sup>, Zhang Keqiang<sup>1</sup>

(1. Institute of Agro-Environmental Protection, Ministry of Agriculture of the People's Republic of China, Tianjin 300191, China;

2. Chinese Academy Agricultural Sciences Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Beijing 100081, China;

3. School of Mechanical Engineering; Anhui University of Technology, Ma'anshan 243000, China)

**Abstract:** To study Pb, Cd and As (heavy metals) in soils affected by long-term irrigation of swine wastewater, 52 soil samples in the plough horizon (0~20 cm) of groundwater-irrigation farmland soils and sewage-irrigation farmland soils were collected and the total and bio-available contents of heavy metals in soils were measured respectively. And sewage-irrigation farmland soils were irrigated with swine wastewater for eight years from Jing'an swine farm in Hebei Province. Spatial variability of heavy metals was studied using Geographic Information System (GIS) technique and geostatistical analysis. The aim was to explore the affecting factors and accumulation contributions of Pb, Cd and As due to swine wastewater application. The results indicated that the spatial variability of total contents of Pb, As and Cd and bio-available contents of Pb and As in soils were dominated by random factors and structural factors together, whereas bio-available content of Cd in soils was primarily controlled by structural factors because of high self-correlation. According to the analysis of background investigated, the variogram analysis, and the correlation analysis among pH value, the contents of heavy metals and soil nutrients in soils, it could be known that the Cd and As were associated with swine wastewater and fertilizer, whereas Pb was associated with fertilizer. The enrichment factor showed that the contribution of swine wastewater for Cd and As was little, and the contribution of fertilizer for Pb was large correspondingly. Attention should be paid to the pollution risk of Pb, Cd and As because pH value in soils would decrease and the bio-available concentrations of Pb, Cd and As would increase after swine wastewater was irrigated.

**Key words:** large-scale swine farm; swine wastewater irrigation; soil; heavy metals; pollution; spatial variability