

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.01.024

姚雨彤, 裴国霞, 张琦, 等. 解放闸灌域表层土壤中 PCBs 的残留分布特征. 土壤, 2020, 52(1): 167–173

解放闸灌域表层土壤中 PCBs 的残留分布特征^①

姚雨彤, 裴国霞*, 张琦, 王晶, 石峰

(内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018)

摘要: 选取解放闸灌域为研究区域, 于 2015 年 9 月采集灌域内 49 个表层土壤样品, 分析 7 种 PCBs 单体的残留量及分布特征。结果表明, 98% 的土壤样品存在 PCBs 污染, Σ_7 PCBs 的残留量介于 ND ~ 65.04 ng/g, 平均残留量 10.28 ng/g。各单体间以低氯代联苯为主, PCB47 的残留量占主导地位, 检出率高达 96%。高氯代联苯含量偏低, 检出率同样较低为 43%。7 种 PCBs 在不同种植作物、土质、灌溉条件下土壤中的残留存在差异。采用克里金法对研究区域 Σ_7 PCBs 的空间分布进行探讨, 在西南到东北方向上呈现出由低到高的不均匀分布, 且浓度向一侧逐渐减小, 西南部略低于东北部。

关键词: 表层土壤; PCBs; 残留特征; 分布特征

中图分类号: X53 文献标志码: A

Residual and Distribution Characteristics of PCBs in Surface Soil of Jiefangzha Irrigation Field

YAO Yutong, PEI Guoxia*, ZHANG Qi, WANG Jing, SHI Feng

(College of Water Conservancy and Civil Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China)

Abstract: Taking Jiefangzha Irrigation field as research area, 49 surface soil samples were collected in September of 2015 and the residues and distribution characteristics of seven kinds of PCBs were analyzed. The results showed that PCBs were contaminated in 98% of soil samples. The residues of Σ_7 PCBs ranged from ND to 65.04 ng/g, and the mean residues were 10.28 ng/g. Mainly based on low-chlorinated PCBs contents, the residues of PCB47 play a leading role, and the detection rate was as high as 96%. However, high-chlorinated PCBs residues were low, the detection rate was also lower (43%). There were differences in the residues of 7 PCBs in soils under different crops, soil quality and irrigation conditions. The spatial distribution of PCBs discussed by the Kriging method showed that from the southwest to the northeast, there was an uneven distribution from low to high, the concentration gradually decreased toward one side, and the southwest was slightly lower than the northeast.

Key words: Surface soil; PCBs; Residual characteristics; Distribution characteristics

多氯联苯 (Polychlorinated biphenyls, PCBs) 是一类以联苯为原料在金属催化剂作用下, 经高温氯化产生的氯代芳烃, 具有四大主要特性即生物蓄积性、持久性、远距离迁移性、高毒性, 是一种典型的持久性有机污染物。在工业生产中 PCBs 主要用于制作绝缘油、热载体和润滑油, 还可作为许多种工业产品如树脂、橡胶、涂料等的添加剂^[1-2], 这些 PCBs 产品在生产过程中未完全利用或处置不当仍难以阻止其流失到环境中。在大气、土壤、水体、沉积物中的 PCBs 相继被报道出^[3-5]。土壤作为污染物的源和汇, PCBs 在土壤中的半衰期长达 10 ~ 20 a, 当 PCBs 浓度超过土壤的自净能力, 就会改变土壤的组成、结构

和功能, 抑制微生物活动, 破坏土壤-植物系统, 乃至影响整个生态系统^[6]。并且土壤中的 PCBs 通过淋溶、渗滤等途径向土壤深层迁移, 最终污染地下水, 还有一部分径流进入地表水产生污染^[7-8]。土壤中的 PCBs 通过食物链传递富集于生物体内^[9-10], 甚至威胁人类, 从而引起人们高度重视。

20 世纪 60 年代, 国外就已经开始进行环境中 PCBs 样品的采集和分析工作, 目前, 对土壤中 PCBs 的研究主要集中在市区^[11]、污灌区^[12]、典型电子垃圾拆解区^[13], 对黄灌区土壤中污染情况研究较少。内蒙古黄河干流引黄灌区是我国著名的大灌区之一, 其中的内蒙古河套灌区是中国设计灌溉面积最大的

①基金项目: 国家自然科学基金项目(51469023)资助。

* 通讯作者(peiguoxia@126.com)

作者简介: 姚雨彤(1993—), 女, 吉林松原人, 硕士研究生, 研究方向为寒区污水资源化与水土环境修复技术。E-mail: 1241048409@qq.com

灌区。解放闸灌域作为河套灌区的第二大灌域，南临黄河，由于地理、气候环境的限制，灌溉水源主要依赖于黄河，引黄灌溉面积 12.4 万 hm^2 。随着经济的快速发展，持久性有机污染物所引发的环境问题也日益严重，近年来本团队发现在内蒙古段黄河水中存在 PCBs 污染^[14]，PCBs 随水源进入灌域土壤。研究 PCBs 的残留分布刻不容缓，因此，该研究以解放闸灌域土壤中的 PCBs 为目标物质，以黄河水中曾检测出的 7 种单体(PCB5, PCB29, PCB47, PCB98, PCB154, PCB171, PCB201)为目标物质，进行土壤中残留量的检测，主要分析 PCBs 及 7 种单体在表层土壤中的残留状况、在不同条件下的分布特征、空间分布特征以及来源识别，以为黄灌区生态农业及土壤中 PCBs 的治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集与保存

根据《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004)，兼顾灌域内种植作物、灌溉方式等，以网格法为基础在解放闸灌域布设采样点 49 个，用 GPS 定位，现场如实记录采样区域概况。采集表层 (0~20 cm) 土壤样品，采样量约为 2 kg，去除地表砾石、败叶，置于干净布袋中密封，带回实验室分析检测。采样和运输过程中避免其他污染物接触待测土壤。土样自然风干后，研磨并过 60 目筛，以备分析。如图 1 所示，标记 B1~B49 为实际采样点。

1.2 样品处理

参照《土壤和沉积物 多氯联苯的测定 气相色谱-质谱法》(HJ743—2015)，通过优化确定方法如下：采用快速溶剂萃取法，将土样研磨后，精确称取 4 g 与 1 g 硅藻土混匀装入萃取池中。仪器预热 5 min，丙酮与正己烷溶剂按照 1:1 的体积混合，经泵装置输送至萃取池，萃取池加温加压 5~8 min，萃取温度 100 $^{\circ}\text{C}$ ，压力 1 500 psi，静态萃取 5 min，循环 3 次后，收集萃取液，并浓缩至 2 ml。依次用 30 ml 丙酮和 20 ml 正己烷，以 1 滴/秒的速度活化弗罗里硅土柱，取浓缩液以 1 滴/秒的速度通过弗罗里硅土柱，再用 15 ml 正己烷和 15 ml 含 2% 丙酮的正己烷淋洗土柱。经氮吹浓缩洗脱液，定容至 1 ml，待分析检测。

1.3 样品分析测试

采用 Varian GC-450 气相色谱仪检测 PCBs 的浓度，高纯氮气作为载气。进样口温度 250 $^{\circ}\text{C}$ ，检

测器温度 300 $^{\circ}\text{C}$ ，分流比 6:1，进样量 1 μl 。柱温 120 $^{\circ}\text{C}$ 维持 18 min，以 5 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 升温至 180 $^{\circ}\text{C}$ 并保持 5 min，以 10 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 的速度升温至 230 $^{\circ}\text{C}$ 停留 20 min。遵照美国 EPA 的规范，设置加标空白试验、平行样及方法空白。PCBs 的加标回收率在 78%~108%，完全符合 EPA 标准 70%~130% 的要求，测定方法的相对标准偏差为满足 EPA<30% 的规定。

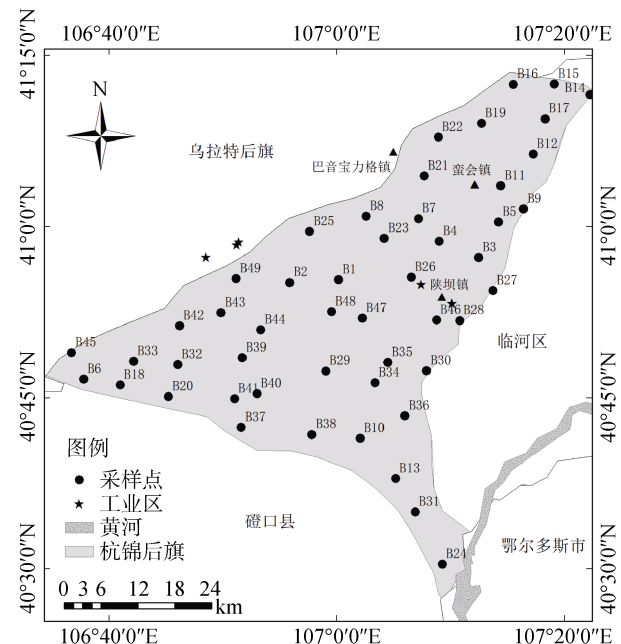


图 1 解放闸灌域采样示意图
Fig.1 Soil sampling site in study area

2 结果与讨论

2.1 土壤中 PCBs 的残留状况

黄河水是灌域农田土壤主要的灌溉水源，其中的污染物会随灌溉水源进入土壤环境。本文以黄河水中检测出的 7 种 PCBs 单体做分析，98% 的土壤样品中均有检出，PCB29、PCB47 检出率高达 96%，PCB201 的检出率最低，为 16%，检测数据统计分析见表 1。

各单体残留量的离散程度较大，变异系数均大于 100%，均属于强变异，尤以 PCB201 最为突出，其值达到 307%，说明灌域内样点间各单体的浓度差异较大。残留量和平均浓度从大到小依次为 PCB47>PCB29>PCB5>PCB98>PCB154>PCB201>PCB171。PCBs 各单体间具有不同的聚集性和性质相似性^[16]，将 7 种单体以低氯代联苯和高氯代联苯进行分类探讨，各采样点样品中 PCBs 的构成

表 1 表层土壤 PCBs 的统计值
Table 1 Statistics of seven monomers in surface soil

指标	低氯代联苯			高氯代联苯				Σ_7 PCBs
	PCB5	PCB29	PCB47	PCB98	PCB154	PCB171	PCB201	
单体均值(ng/g)	0.57	2.89	5.84	0.55	0.17	0.12	0.14	10.28
最大值(ng/g)	8.95	15.55	37.98	3.64	2.04	0.88	2.34	65.04
最小值(ng/g)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
变异系数(%)	242	118	102	144	212	192	307	103
单体百分比(%)	5.59	28.07	56.78	5.37	1.66	1.19	1.35	100
单体检出率(%)	46.00	96.00	96.00	57.00	29.00	31.00	16.00	98
均值(ng/g)		9.30			0.98			10.28
百分比(%)		90.43			9.57			100
检出率(%)		98			43			98
分段统计(ng/g)	ND ~ 4.69 ^a		4.69 ^a ~6.83 ^b	9.84 ^c ~19.78 ^d		19.78 ^d ~30.93		30.93~70.00
样本数	13		12	7		3		2

注：ND 为未检出或低于检测限；a, b, c, d 分别为第 25, 50, 75, 90 百分位数。

均以低氯代联苯为主，占总量的 90.43%，检出率高达 98%。PCB47 在土壤中含量最多，是该区域土壤中的优势组，其次是 PCB29。总量最高的 B5 点土壤中的优势组同为 PCB47，达 37.98 ng/g，说明土壤污染主要受到四氯联苯的影响。高氯代联苯的含量较少，占 9.57%，检出率较低为 43%，其中 PCB98 残留量在高氯代联苯中位居于前列，且 57% 的土壤中均检出。和香港^[16]、金华城区^[17]、黄河中下游流域土壤^[18]、台州^[19]、长江三角洲地区^[20]等城市研究结果一致，表现出国内 PCBs 的残留以低氯代联苯为主要特征。以低氯代联苯残留量作比较，本研究区域 9.3 ng/g，高于香港 3.21 ng/g、金华城区 0.35 ng/g、黄河中下游流域土壤 3.3 ng/g，但是低于台州污染地区 81 ng/g，处于中等污染水平。国外也发现有以低氯代联苯为主的研究^[21-22]。低氯代联苯与高氯代联苯仍有差别，挥发性从一氯代到十氯代相差到 6 个数量级，低氯代联苯挥发性较高，易参与远距离的大气传输，而挥发性较弱的高氯代联苯，水溶性同样较低，随水、气等媒介迁移性较差，比低氯代联苯更加稳定，会蓄积在污染源附近^[23]。Yang 等^[24]也阐述了我国 PCBs 向低氯代转化的这一事实，其中主要是由工业国家通过大气转运对我国造成污染，同时也不能排除污染物在自然环境中发生了脱氯降解反应。

对 Σ_7 PCBs 的残留量做统计分析，如表 1 所示。在采集的土壤样品中， Σ_7 PCBs 的残留量介于

ND ~ 65.04 ng/g 之间，其算术平均值为 10.28 ng/g，标准差 10.60 ng/g。根据数据的百分位数划分为 6 段，有 50% 土壤中 Σ_7 PCBs 的浓度 4.69 ~ 9.84 ng/g，残留较少；有 20% 的土壤样品残留量相对偏高，为 10 ~ 30 ng/g。 Σ_7 PCBs 主要集中在 9.84 ng/g 以下，样本数随残留量增加而递减。该研究灌域内 B5 点土壤中 PCBs 的残留量最高，为 65.04 ng/g，土壤受到一定程度污染，使得整个灌域残留量范围值扩大。其次是 B37 点土壤，残留量为 36.93 ng/g，高于大多数样品浓度。B49 点样品含量低于检测限，其次最小值出现在样品 B8 中，残留量仅为 1.26 ng/g。

2.2 土壤中 PCBs 的分布特征

2.2.1 PCBs 在不同作物土壤中的分布特征

研究区域内，主要以种植玉米为主。 Σ_7 PCBs 在不同作物土壤中残留量大小依次为荒地土壤>葵花土壤>玉米土壤(表 2)。荒地无种植任何作物，土壤中的 PCBs 无法通过作物吸附转移，降解率显著低于种植作物的土壤，从而残留在荒地中的 PCBs 最高。葵花土壤含量最高的 B22 点，左侧紧挨一座工厂和预制厂，工厂中使用或泄露含 PCBs 电容器、油墨、塑料等，使得附近污染物的残留量将高于其余地区。玉米土壤略低于葵花土壤，可能与玉米本身的分泌物对持久性有机污染物的降解作用有关^[25]。

从各单体的残留来看，玉米土壤、葵花土壤与荒地土壤整体上呈现较好的一致性，低氯代联苯的残留量均高于高氯代联苯。相对于高氯代联苯，3 种类型

表 2 不同条件下土壤中 PCBs 的残留量 (ng/g)
Table 2 Residues of PCBs in soil under different conditions

PCBs 单体	作物土壤		土质类型		灌溉条件		无作物无水源 (荒地)
	玉米土壤	葵花土壤	砂壤土	粉壤土	黄河水	井水	
PCB5	0.38	0.21	0.16	0.62	0.45	0.09	1.43
PCB29	2.65	2.08	2.71	2.99	2.79	1.23	4.37
PCB47	4.95	6.83	6.15	6.02	5.71	3.80	7.69
PCB98	0.61	0.85	0.19	0.59	0.47	1.20	0.50
PCB154	0.11	0.11	0.24	0.17	0.12	0.29	0.33
PCB171	0.10	0.13	0.00	0.13	0.11	0.06	0.22
PCB201	0.05	0.00	0.00	0.15	0.13	0.06	0.23
Σ ₇ PCBs	8.86	10.19	9.45	10.67	9.78	6.72	14.77

注:表中数据为平均值。

中低氯代联苯间残留量差值较小,显示了各组间存在着不同的降解速率,这是由于不同的种植作物、翻耕程度、土壤透气性等因素影响着持久性有机污染物的降解速度,从而呈现残留分布的差异性^[26]。PCB47 是优势组分,数值远高于其他组分,在荒地土壤中残留量最高,为 7.69 ng/g;在玉米土壤中的含量最低,为 4.95 ng/g,是因为玉米对 PCB47 具有明显的降解作用^[27]。PCB98 在葵花地中含量最高,其余单体均在荒地表现出优势。

2.2.2 PCBs 在不同灌溉条件下的分布特征 对研究区域内采集的土样进行分析,结果表明 Σ₇PCBs 残留量顺序为荒地>黄河水>井水。荒地中因无农作物种植,无水源灌溉,其残留量与灌溉水源无关,应考虑其他原因造成的污染。荒地中 B5 残留量最高的原因可能为该点采集在积水处,由于短期的环境影响在此处积水,污染物从土壤逐渐转变为水中的沉积物,PCBs 在淤泥中有较强的吸附作用^[28],含量高于未积水的土壤。黄河水灌溉中除 B49 低于检测限,其他地区均有不同程度的检出。黄河水中曾检测到 PCBs 的存在^[14],含有 PCBs 的黄河水经淋溶、渗透的方式流入研究区域内,致使土壤中 PCBs 的残留增加。井水来自于地下水,残留量最低可能是地下水受污染程度较低。

各单体在不同灌溉条件下,均以低氯代联苯为主,与不同种植作物中单体的分布特征较一致。各单体间氯取代位置的不同,在土壤中的吸附能力会表现出差异。各单体平均残留量依次为 PCB47 (5.84 ng/g)>PCB29(2.89 ng/g)>PCB5(0.57 ng/g)>PCB98 (0.55 ng/g)>PCB154(0.17 ng/g)>PCB201(0.14 ng/g)>PCB171(0.12 ng/g),异于黄河中检测出的单体残留量 PCB47(12.02 ng/g)>PCB98(5.12 ng/g)>PCB29(2.60 ng/g)>PCB5(2.54 ng/g)>PCB154(2.03 ng/g)>PCB171(1.64 ng/g)>

PCB201(1.12 ng/g)。水源灌溉过程中,PCBs 的各单体按不同的吸附性、挥发性和水中的溶解性,以不同的速率随水流流失,造成其组成和污染源的明显不同,黄河水灌溉仍是造成污染物累积的原因之一。

2.2.3 PCBs 在不同土质中的分布特征 灌域内所采集土壤的土质类型为砂壤土、粉壤土。粉壤土中的残留量略高于砂壤土。砂壤土质地较轻,结构松散,黏粒及有机质的含量较低,PCBs 难吸附持留于砂壤土中,易被冲刷流失,所以表现出低于粉壤土的特征。砂壤土中残留量最高的采样点为 B10,最低的来自于 B41。B10 为树林内的砂壤土,常年生长树木,植物残体稍多,有机质含量稍高,因 PCBs 亲油憎水性使得其集中在有机质稍高的土壤中^[29]。B41 点种植的玉米会产生能降解持久性有机污染物的分泌物,所以表现出低残留。

从表 2 来看,7 种 PCBs 单体在不同土质中残留量在同一水平,这一现象可解释为:土壤黏粒因表面积大、活性高也会吸附持留 PCBs,而两种土质中的黏粒含量少且相差不多,可能表现出类似的环境归趋。砂壤土中除 PCB171 与 PCB201 检出率低于检测线,其余 PCBs 单体均有不同程度的检出,但均以低氯代联苯占优势。PCB47 仍是粉壤土与砂壤土的主要部分,残留量最高的属 B5,四氯联苯在环境中的降解速率远低于其他类联苯^[30],且在中国生产变压器油中发挥作用,以至于残留量最高。高氯代联苯的检出率及残留量处于低水平,PCB98 在两种土质中的残留量虽较低,但在高氯代联苯中位于首位。这与我国曾生产 10% 五氯联苯的工业产品有关,也由五氯联苯在环境中易脱氯变成四氯联苯所致^[31]。

2.3 土壤中 PCBs 的空间分布特征

以 X 轴为正东, Y 轴为正北方向, Z 轴为各采样点残留量值做三维分布趋势分析, 如图 2 所示。低氯代联苯与总多氯联苯的趋势效应相同, 从东西向全局性的趋势效应变化显示为线性变化, 且由西向东呈

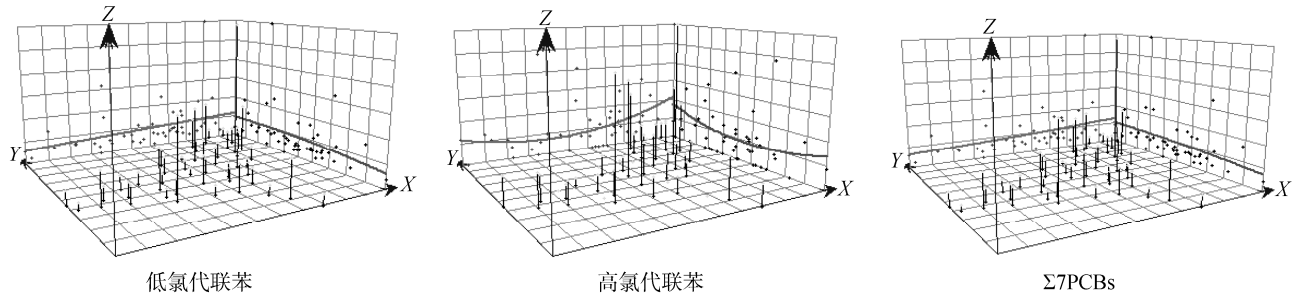


图 2 土壤中 PCBs 残留量趋势分析
Fig. 2 Trend analysis of PCBs residue in sediments

结合 SPSS 软件, 采用非参数分析对实测数据做正态检验, shapiro-wilk 检验中 sig 值为 0.00, 小于显著性水平 0.05, 不符合正态分布, 呈右偏尖顶曲线, 经对数变换后近似正态分布。采用克里金法预测研究区域 PCBs 空间分布, 浓度按几何间隔分为 7 类, 分布现状见图 3。在西南到东北方向上 PCBs 浓度呈现出低→高的趋势, 且浓度向一侧逐渐减小, 东北部高于西南部。在杨家河分灌域的西北部 PCBs 浓度较低, 高浓度主要集中在黄济干渠和大发分干渠附近, 坐落于此处的蛮会镇长期沿袭焚烧秸秆、垃圾的习惯, 经相关管理防护等措施, 污染物的排放得以减轻, 但仍有残留。临近蛮会镇左侧的巴音宝力格镇有几处小型工厂, 其污染物的排放影响着周边土壤。陕坝镇镇中心工厂较多, 2002 年新建的杭后工业园 (G1、G2), 发展煤化工、氯碱化工、金属冶炼、农业机械制造等产业, 残留量以低氯代联苯为主。鉴于在此处采集的农田土壤稍偏离工厂, 未直接受到污染, 残留量稍低, 但是工厂排放的污染物参与短距离的大气传输仍会加多周围土壤的残留量。

污染物的传播也会受到风速及风向的影响^[32-33], 灌域内常年刮西风与东北风, 工厂排放或焚烧产生的 PCBs 污染物, 因自身的半挥发性随风向迁移至西部或东北部, 造成污染物分散式的分布。灌域西北部紧挨乌拉特后旗的 3 个大型工业园区 G3、G4、G5, 工厂中使用的电力电容器、油墨、橡胶等产品, 均可能会产生 PCBs 污染物。又因为四季主导风向为西南风或西风, 若西北风盛行, 能带走一部分工厂内的 PCBs, 向解放闸灌域迁移。从西北到东南方向上看, 东南部污染程度略高于西北部, 很可能也受到风向、

小幅度递增, 由北向南呈现小幅度递减的线性趋势。高氯代联苯在东西和南北方向的变化趋势较大, 均呈凹状分布, 因为解放闸灌域高氯代联苯残留量较少, 且分布不均匀, 所以总多氯联苯的三维分布趋势主要由低氯代联苯决定。

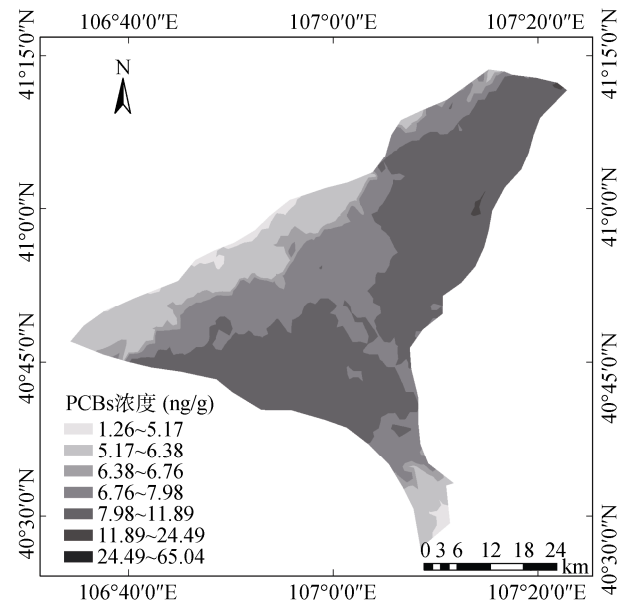


图 3 Σ_7 PCB 在表层土壤中的空间分布图
Fig. 3 Σ_7 PCB spatial distribution in surface soil

风速的干扰, 有待后续进一步研究。另外, 积累在土壤中的 PCBs 会通过雨水淋溶、渗透、吸附、水分运动携带等作用向土壤下层迁移^[34], 也会随大气挥发转运^[35], 从而造成各表层土壤中残留分布的区别。

2.4 土壤中 PCBs 的来源识别

根据 SPSS 软件得出的 KMO 值为 0.599, 大于 0.5, Bartlett 球形检验结果为 143.271, 检验显著, 尚可运用主成分分析的方法解析污染物的来源。

对 PCBs 7 种单体进行主成分分析, 得到两个主成分 Y1 与 Y2, 反映出原始变量 63.968% 以上信息。主成分 Y1 的方差贡献率为 42.603%, 同系物 PCB5、PCB29、PCB47 的因子载荷较大, 代表低氯代联苯的

- [5] Neira C, Vales M, Mendoza G, et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in recreational marina sediments of San Diego Bay, southern California[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 126: 204–214.
- [6] 王晓刚, 郝永亮, 赵和平. 土壤污染的原因及防治措施[J]. *山西农业: 致富科技*, 2008(9): 32–32.
- [7] Kobasić V H, Čalić V, Tarnik T, et al. Research on the transport of PCBs with leachate water from the contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2005, 73(1Suppl): S143–S148.
- [8] Knight M J. Organic chemical contamination of groundwater in Australia—an overview to 1993[J]. *Bulletin of the Graduate School of Economics Ryukoku University*, 2012, 12(4): 586–596.
- [9] 王静婷, 谷成刚, 叶茂, 等. 土壤中多氯联苯的生物有效性及其影响机制研究[J]. *土壤*, 2015, 47(1): 80–86.
- [10] Apm B, Méndez-Fernandez P, Dias P S, et al. Transplacental transfer of persistent organic pollutants in La Plata dolphins (*Pontoporia blainvillei*; *Cetartiodactyla*, *Pontoporiidae*)[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 631–632: 239.
- [11] Kim D, Choi K, Lee D. Gas-particle partitioning and behavior of dioxin-like PCBs in the urban atmosphere of Gyeonggi-do, South Korea[J]. *Atmospheric Research*, 2011, 101(1/2): 386–395.
- [12] Yintao L U, Mingli L, Jing W, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of polychlorinated biphenyls in farmland soil of Tongliao City[J]. *Journal of Beijing Jiaotong University*, 2017, 41(4): 62–69, 61.
- [13] Perezmalonado I N, Salazar R C, Ilizaliturrihernandez C A, et al. Assessment of the polychlorinated biphenyls (PCBs) levels in soil samples near an electric capacitor manufacturing industry in Morelos, Mexico[J]. *Environmental Letters*, 2014, 49(11): 1244–1250.
- [14] 曹伟娟, 黄河头道拐断面冰封期 PCBs 和 HCHs 的分布特征研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2013.
- [15] Jiang Y F, Wang X T, Zhu K, et al. Polychlorinated biphenyls contamination in urban soil of Shanghai: Level, compositional profiles and source identification[J]. *Chemosphere*, 2011, 83(6): 767–773.
- [16] Zhang H B, Luo Y M, Wong M H, et al. Concentrations and possible sources of polychlorinated biphenyls in the soils of Hong Kong[J]. *Geoderma*, 2007, 138(3/4): 244–251.
- [17] 王祥云, 邓勋飞, 杨洪达, 等. 金华城区土壤中 7 种指示性多氯联苯(PCBs)的分布特征和来源分析[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(8): 1512–1518.
- [18] 卢双, 张旭, 裴晋, 等. 黄河中下游流域表层土壤中多氯联苯的残留特征[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(9): 2741–2748.
- [19] 储少岗, 徐晓白, 童逸平. 多氯联苯在典型污染地区环境中的分布及其环境行为[J]. *环境科学学报*, 1995, 15(4): 423–432.
- [20] 滕应, 郑茂坤, 骆永明, 等. 长江三角洲典型地区农田土壤多氯联苯空间分布特征[J]. *环境科学*, 2008, 29(12): 3477–3482.
- [21] Salihoglu G, Salihoglu N K, Aksoy E, et al. Spatial and temporal distribution of polychlorinated biphenyl(PCB) concentrations in soils of an industrialized city in Turkey[J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(3): 724–732.
- [22] Devi N L, Yadav I C, Qi S, et al. Distribution and risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the remote air and soil of Manipur, India[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 72(10): 3955–3967.
- [23] 江萍, 赵平, 万洪富, 等. 珠江三角洲典型地区表层农田土壤中多氯联苯残留状况[J]. *土壤*, 2011, 43(6): 948–953.
- [24] Yang Z F, Shen Z Y, Gao F, et al. Occurrence and possible sources of polychlorinated biphenyls in surface sediments from the Wuhan reach of the Yangtze River, China[J]. *Research of Environmental Science*, 2009, 74 (11): 1522–1530.
- [25] Yoshitomi K J, Shann J R. Corn (*Zea mays* L.) root exudates and their impact on 14C-pyrene mineralization[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(12): 1769–1776.
- [26] 张天彬, 饶勇, 万洪富, 等. 东莞市土壤中有机氯农药的含量及其组成[J]. *中国环境科学*, 2005(S1): 89–93.
- [27] Wang S, Zhang S Z, Huang H L, et al. Uptake, translocation and metabolism of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in maize (*Zea mays* L.) [J]. *Research of Environmental Science*, 2011, 85(3): 379–385.
- [28] 姚健健. 采煤沉陷区土壤-底泥多氯联苯垂向分布特征比较研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2015.
- [29] Pandelova M, Henkelmann B, Bussian B M, et al. Results of the second national forest soil inventory in Germany - Interpretation of level and stock profiles for PCDD/F and PCB in terms of vegetation and humus type[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 610/611: 1–9.
- [30] 孙振中, 戚隽渊, 曾智超, 等. 长江口九段沙水域环境及生物体内多氯联苯分布[J]. *环境科学研究*, 2008, 21(3): 92–97.
- [31] 黄宏, 尹方, 吴莹, 等. 长江口表层沉积物中多氯联苯残留和风险评估[J]. *同济大学学报(自然科学版)*, 2011, 39(10): 1500–1505.
- [32] Hong H, Zhao L, Zhang J, et al. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soils surrounding the Tangu Chemical Industrial District of Tianjin, China[J]. *Research of Environmental Science*, 2013, 20(5): 3366–3380.
- [33] 李佳霖, 樊子德, 邓敏. 顾及风向和风速的空气污染物浓度插值方法[J]. *地球信息科学学报*, 2017, 19(3): 382–389.
- [34] Kuzu S L, Saral A. Air and soil concentrations and source identification of ambient polychlorinated biphenyls in the Northeastern Mediterranean region[J]. *Clean – Soil Air Water*, 2017, 45(5), 1600050.
- [35] Cabrerizo A, Dachs J, Moeckel C, et al. Factors influencing the soil-air partitioning and the strength of soils as a secondary source of polychlorinated biphenyls to the atmosphere[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(11): 4785.
- [36] Manz M, Wenze K D, Dietze U, et al. Persistent organic pollutants in agricultural soils of central Germany[J]. *Science of Total Environment*, 2001, 277: 187–198.