

长江三角洲典型地区农田土壤多氯联苯空间分布特征

滕应, 郑茂坤, 骆永明*, 高军, 李振高, 吴龙华

(中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008)

摘要:在面积为 27 km² 的长江三角洲某典型污染地区用 GPS 定位系统布设了 191 个取样点, 采用 GC-ECD 法测定了表层农田土壤 16 种多氯联苯组分及含量. 统计结果表明, 该典型区农田土壤 16 种多氯联苯总量变化范围是 0.01 ~ 484.5 ng/g, 平均值是 35.52 ng/g, 而且以三氯和四氯联苯为主(占 55.7%), 同时也含有一定比例的五氯和六氯联苯(占 44.3%). 空间分析发现, 该区农田土壤中 PCBs 总量及其各同系物在所研究的尺度上存在较强的空间自相关格局, 其 PCBs 的空间分布模式主要可能受到一些较为分散的人为因素影响, 应重点对当地这些人为活动排污行业进行整治, 以消除污染源.

关键词: 农田土壤; 多氯联苯; 半方差函数; 空间分布

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)12-3477-06

Spatial Distribution of Soil PCBs Congeners in Typical Area of Yangtze River Delta Region

TENG Ying, ZHENG Mao-kun, LUO Yong-ming, GAO Jun, LI Zhen-gao, WU Long-hua

(State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: 191 surface farmland soil samples were collected from an area of 27 km² in typical polluted county of the Yangtze River Delta region and analyzed for concentrations of 16 kinds of polychlorinated biphenyls. The results of statistical analysis indicated that the concentrations of PCBs in the soils ranged from 0.01-484.5 ng/g, with the average concentration of 35.52 ng/g. In farmland soils tri- and tetra-chlorinated biphenyls were the main congeners, and some proportional penta- and hexachlorinated biphenyls also existed. The spatial analysis showed that the PCBs concentrations were stronger correlated in a given spatial range, and indicated that in the farmland soil PCBs spatial distribution pattern had an extent relationship with the activities of dismantling electronic wastes, burning plastic cable and line, wastewater irrigation and some pollution enterprises position in this typical region.

Key words: farmland soils; polychlorinated biphenyls; semivariance; spatial distribution

多氯联苯(polychlorinated biphenyls, PCBs)是国际上极为关注的《斯德哥尔摩公约》中首批受控的持久性有机污染物之一^[1]. 它具有较强的化学惰性和热稳定性, 易于在环境介质中积累, 尤其是表层土壤. 土壤中 PCBs 可以通过农作物进入食物链, 逐级富集放大, 最终威胁人体健康^[2~8].

长江三角洲某地自 20 世纪 80 年代开始, 居民私自回收、拆卸含多氯联苯的变压器, 使得该地区成为我国典型的多氯联苯污染区^[9]. 已有一些研究者对该地区土壤多氯联苯含量进行了部分调查研究^[10~12], 但这些研究大多集中在局部点位, 其研究的空间尺度较小, 缺乏对该地区农田土壤多氯联苯组分及含量状况的全面、系统了解.

地统计学是一种以区域化变量理论为基础的最优空间插值方法, 已被广泛应用于土壤污染物空间分布、污染源的指示以及区域污染空间迁移规律等方面研究^[13~16]. 本研究以地处长江三角洲典型污染区某镇农田土壤作为对象, 应用地统计学分析和 GIS 空间分析相结合的方法对其表层土壤 16 种多

氯联苯组分及含量的空间分布特征进行分析, 旨在查明该区农田土壤多氯联苯的主要来源和分布规律, 为该区的环境质量评价和土壤污染修复提供科学依据.

1 研究区概况和调查方案

1.1 研究区概况

研究区位于浙江沿海东部, 经纬度范围(28°30'8" ~ 28°33'13"N, 121°19'46" ~ 121°24'30"E), 全年气温最低月在 1 月, 平均气温 6.6℃, 气温最高月在 8 月, 平均气温 27.7℃, 年平均气温 16.9 ~ 17.3℃, 无霜期达 241 ~ 270 d. 年平均降水量 1 480 ~ 1 530 mm, 属亚热带季风气候型. 地形以平原为主, 土地肥沃, 排灌条件优越, 是粮食高产区. 境内南官河纵贯全境, 水网密布, 灌溉河道纵横. 主要土壤类

收稿日期: 2007-12-17; 修订日期: 2008-05-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(40432005, 40621001); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410809/10); 中国科学院知识创新项目(KZCX2-YW-404)

作者简介: 滕应(1975~), 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为土壤环境微生物生态与生物修复, E-mail: yteng@issas.ac.cn
* 通讯联系人, E-mail: ynluo@issas.ac.cn

型为水稻土.该地区拆解业十分发达,以作坊式个体户居多,因资金、技术、设备等原因,目前主要采用焚烧和酸洗简易方式进行拆解.

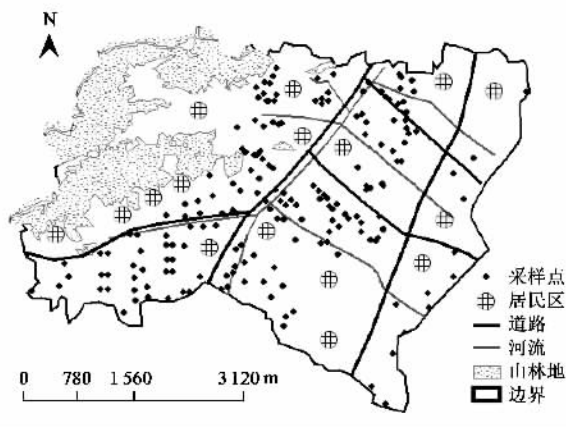


图 1 土壤样点分布

Fig.1 Distribution of soil samples

1.2 采样方案

样点布局以面积为 27 km²的某镇为中心,约 100 m 左右向 4 个方向辐射布设点位,同时主要考虑了不同土地利用方式的农田土壤,全区共布设了 191 个样点(见图 1).土地的主要利用类型为水稻田,其次为菜园和葡萄园.每一样点在直径 20 m 范围内按“S”型选择 5 个 0~20 cm 耕层土样混合,四分法采集土壤样品 1.5 kg.每个采样点均采用 GPS 定位,并详细记载样点的周围环境.土壤样品经室内自然风干,除去石砾和植物残体后,研磨过 100 目筛,以供分析用.

1.3 土壤 PCBs 组分及含量分析

样品的提取和净化:称取 10.0 g 土壤,加入 40 mL 正己烷和丙酮混合液(1:1, 体积比),浸泡过夜,20℃超声提取 1 h,离心,取出提取液,再分别用 20 mL 提取液提取 2 次,每次 30 min,合并提取液.旋转蒸发至 5 mL,转入分液漏斗,加入 2 mL 优级纯浓硫酸充分摇晃,酸化后静置分层,弃去硫酸层.重复酸洗至硫酸层无色,然后加入 2% 的硫酸钠水溶液反复水洗,保留有机相.硅胶层析柱(长 250 mm, 内径 10 mm)用正己烷湿法装填 3 g 硅胶,加 1 g 烘干的无水硫酸钠和 0.5 g 用正己烷处理过的铜粉,用 20 mL 正己烷淋洗该柱,弃去淋洗液.然后加入处理过的提取液,用 40 mL 正己烷洗脱,将洗脱液旋转蒸发浓缩,用正己烷定容至 1 mL,待上机分析.色谱条件:色谱柱:CP-sil 24CB(30 m × 0.25 mm × 0.25 μm),进样口 260℃,检测器 300℃,柱温:程序升温 120℃

(0.5 min), 10℃/min 至 180℃(1.00 min), 15℃/min 至 250℃(26 min), 无分流进样 1 μL, 载气为高纯氮,流速为 1.0 mL/min, 线速度为 13.5 cm/s. PCBs 定量采用 5 点校正曲线和外标法进行,借助 Starwork Station 6.0 工作站进行数据采集和处理.16 种 PCBs 在土壤中 5 ng/g 时的平均回收率是 83.4%, 标准偏差是 6.84%, 检测限为 0.1 ng/g, 信噪比为 3. 该方法满足痕量有机物定量分析要求.

主要化学品包括多氯联苯标准物质 PCB18、28、44、52、66、70、74、87、99、101、118、138、141、153、154、180(IUPAC No.) 购于美国 Supelco 公司, 纯度 ≥ 97.5%. 正己烷、丙酮、二氯甲烷等有机溶剂均为分析纯并经全玻璃系统二次蒸馏.硫酸、无水硫酸钠等均为分析纯.硅胶(100~200 目)和无水硫酸钠的处理方法参见美国 EPA 3550B 和 3630C 的测试方法.

2 数据处理

采用地统计软件 GS + (geostatistics for the environmental sciences, gamma design software, 升级版), 拟合半方差函数, 并选择最佳拟合模型及其模型参数的交互验证^[17]. 采用 Block Kriging 对各多氯联苯含量进行插值, 然后把结果导入到 ArcGIS 9.0 中, 得到研究区内土壤中各多氯联苯含量的空间分布图.

3 结果与分析

3.1 农田土壤多氯联苯组分的统计特征值

由表 1 的 K-S 检验可知, 16 种 PCBs 总量及 PCB18、28、44、52、66、70、74、87、99、101、118、138、141、153、154 服从对数正态分布, 而 PCB180 服从正态分布.

从表 1 可以看出, 研究区表层农田土壤中 16 种多氯联苯的总量变化范围是 0.01~484.5 ng/g, 平均值是 35.52 ng/g. 国外一些研究显示英国农业土壤中的 PCBs 含量平均值为 6.5 ng/g^[18], 美国南加州农业土壤中 PCBs 的含量为 4.6~8.2 ng/g^[19], 爱尔兰农业区土壤中 PCBs 含量为 1.25~6.63 ng/g, 瑞典规定的 PCBs 污染土壤指导值为 20 ng/g, >3 倍指导值即为严重污染^[20]. 可见, 该地区农田土壤中 PCBs 含量显著高于其他国家的农田土壤. 供试土壤 16 种同系物大约占整个环境中 PCBs 总量(以 Aroclor1221、1242、1254 总量为标准)的 30%~50%, 如以占 50% 计算则供试土壤中 PCBs 平均含量大约在 60 ng/g, 与前苏联卫生部规定的农田土壤污染允许水平 60

ng/g 相比^[11],有大约 50% 的土壤 PCBs 含量超过此标准,该值也大大高于我国未受 PCBs 直接污染地区土壤中的含量^[10,21].如在西藏未受到 PCBs 直接污染的土壤中检测出 PCBs 总量为 0.63 ~ 3.5 ng/g,怀柔附近土壤中 PCBs 仅 0.42 ng/g (以 Aroclor 1242 计).值得注意的是在所测定的同系物中毒性较大的 PCB28、52、101、118、138、153、180,它们总量的平均值是 38.5 ng/g,占被测 PCBs 总量平均值的 50.7%.从土壤中 PCB 的组成结构来看,供试土壤中

三氯、四氯、五氯、六-七氯联苯含量分别占其总 PCBs 的 31.5%、24.2%、21.3%、23.0%,土壤中以三氯和四氯联苯为主,同时也含有一定比例的五氯和六氯联苯.由于废旧电容器油是当地 PCBs 污染的主要源,而国内用于电容器的介质油主要是低氯取代的 PCB,相对于国外常用的高氯代 Aroclor 1254 和 Aroclor 1260 而言其低氯取代的 PCB 所占比例较大.可见,该地区农田土壤存在着严重的 PCBs 复合污染,对农田生态系统存在潜在的风险.

表 1 农田土壤多氯联苯组分的统计特征值
Table 1 Descriptive statistics of soil PCBs congeners

组分	有效样 本数 ¹⁾	分布类 型 ²⁾	偏度 系数	峰度 系数	K-S 检验 (双尾) ³⁾	最小值 /ng·g ⁻¹	最大值/ ng·g ⁻¹	均值 /ng·g ⁻¹	标准差/ ng·g ⁻¹	变异系数 (CV)
PCB18	187	lgN	0.97	1.09	0.99	0.55	216.72	12.68	29.97	2.36
PCB28	156	lgN	-0.49	1.17	0.27	0.01	242.06	11.26	25.61	2.27
PCB44	161	lgN	-0.17	-0.15	0.46	0.09	51.71	3.96	5.77	1.46
PCB52	120	lgN	-0.33	-0.16	0.57	0.05	43.68	4.09	6.40	1.56
PCB66	147	lgN	-0.26	0.89	0.69	0.02	58.89	4.35	7.47	1.72
PCB70	136	lgN	-0.43	0.25	0.81	0.02	43.63	3.42	5.72	1.67
PCB74	90	lgN	-0.40	0.43	0.57	0.01	32.59	2.56	5.08	1.98
PCB87	81	lgN	0.22	-0.53	0.43	0.06	10.20	1.56	2.15	1.38
PCB99	166	lgN	-0.69	1.24	0.50	0.05	36.79	3.51	3.88	1.11
PCB101	166	lgN	-0.44	0.58	0.97	0.10	110.65	7.08	10.29	1.45
PCB118	162	lgN	-0.97	2.61	0.60	0.01	29.24	4.01	4.80	1.20
PCB138	134	lgN	0.47	2.35	0.58	0.10	343.76	7.03	29.90	4.25
PCB141	65	lgN	-0.73	1.24	0.47	0.02	3.26	0.79	0.67	0.86
PCB153	118	lgN	-0.69	2.01	0.57	0.02	57.79	3.46	6.07	1.75
PCB154	29	lgN	0.35	0.25	0.18	0.30	51.67	4.66	9.46	2.03
PCB180	35	N	0.76	0.30	0.39	0.02	4.50	1.55	1.16	0.75
∑ PCBs	190	lgN	0.16	0.05	0.46	0.66	484.50	35.52	64.30	1.81

1) 指能够检测出其相应 PCBs 组分含量的土壤样本数; 2) N 为正态分布,lgN 为对数正态分布(偏度和峰度系数为对数转换后的值); 3) 取对数后的双尾 K-S 检验值

从表 1 中变异系数来看,这 16 种 PCBs 组分在研究区内的变异强度较大,除 PCB141、PCB180 的变异系数均小于 100% 外,PCBs 总量及其它 PCBs 同系物均大于 100%,其中 PCB18、28、154、138 等 4 种同系物最为明显,变异系数超过了 200%,均达强变异程度.

3.2 农田土壤多氯联苯的空间结构特征

供试土壤多氯联苯组分半方差函数的拟合模型及其相关参数如表 2 所示.表 2 中块金值 C_0 与基台值 $C_0 + C_1$ 之比是反映区域化变量空间异质性程度的重要指标,该比值反映了在空间变异的成分中区域因素(自然因素)和非区域因素(人为因素)所占的

主导作用.从表 2 可看出,16 种 PCBs 总量及各同系物的该比值均小于 0.5,反映该典型污染区农田土壤中 PCBs 总量及其各同系物在所研究的尺度上存在较强的空间自相关格局,说明农田土壤中 PCBs 的来源可能主要受到一些较为分散的人为因素影响,如局部位点的变压器拆解、焚烧以及含 PCBs 污水灌溉等小尺度因素.而笔者对焚烧后的灰分进行了采样分析,也发现其中 16 种 PCBs 总量达到 4.3 mg/kg 以上,说明这些电子塑料垃圾的随意堆放与露天焚烧已经成为新的 PCBs 污染源.

从表 2 还可以看出,研究区农田土壤 16 种 PCBs 总量及各同系物的变程大小顺序为:PCB70 > PCB87

> PCB74 > PCB153 > PCB154 > PCB44 > PCB141 > PCB99 > PCB52 > PCB10 > PCB118 > PCB28 > PCB180 > PCB18 > PCB66 > PCB138 > $\sum$ PCBs. 尽管所测 16 种 PCBs 总量及各同系物的变程存在一定程度的差异,但其总体上变程范围较小,均在 100 m 范围以内,这进一步说明了该地区农田土壤 PCBs 污染主要

受点源性随机因素(如点位拆解、焚烧及污灌等)的影响较大,导致了它们在一个较小的距离范围内存在相关关系.这一结果与前人的认识具有一致性.如胡克林等^[22]认为点状污染源会增加研究区污染物的空间异质性,增大研究区的复杂性,从而减弱某些污染物在较大尺度上的空间自相关性.

表 2 农田土壤多氯联苯组分半方差函数的拟合模型及其参数
Table 2 Semi-variogram model parameters for soil PCBs congeners

组分	预测模型	块金值 C_0	基台值 $C_0 + C_1$	$C_0/(C_0 + C_1)$	有效变程/m	决定系数(R^2)
PCB18	球型	0.521	1.082	0.482	19.00	0.740
PCB28	指数型	0.625	1.253	0.499	29.00	0.746
PCB44	指数型	0.538	1.077	0.500	66.00	0.819
PCB52	球型	0.519	1.135	0.457	46.00	0.903
PCB66	指数型	0.279	0.951	0.293	19.00	0.397
PCB70	指数型	0.208	0.984	0.211	90.00	0.174
PCB74	指数型	0.438	1.07	0.409	86.00	0.833
PCB87	指数型	0.681	2.337	0.291	90.00	0.487
PCB99	球型	0.166	0.874	0.190	50.00	0.120
PCB101	球型	0.230	1.016	0.226	34.00	0.219
PCB118	指数型	0.740	2.031	0.364	30.00	0.667
PCB138	指数型	0.723	2.54	0.285	10.00	0.479
PCB141	球型	0.129	0.941	0.137	51.00	0.097
PCB153	指数型	0.525	1.051	0.500	74.00	0.545
PCB154	球型	0.001	0.846	0.001	70.00	0.053
PCB180	球型	0.470	1.081	0.435	21.00	0.870
$\sum$ PCBs	球型	0.634	1.398	0.454	1.00	0.853

3.3 农田土壤多氯联苯组分的空间分布特征

从图 2 可以看出,研究区表层农田土壤 16 种 PCBs 总量及大部分同系物(除 PCB141 和 PCB180 外)主要集中分布在 2 个区域,一个是位于该镇中部的一片农田.该农田土壤分布在某村的农田基本保护区,大约有 40 多 hm² 水稻土.该农田的南边是规模较大的拆解工业园区,北边有几十户个体户就在农田旁边从事拆解活动,拆解过程中暴露出的变压器油没有经过集中处理,而是直接进入农田土壤和农田灌溉沟渠.同时,在该农田保护区的中部灌溉沟旁还存在一个较大的废弃电缆电线等垃圾焚烧场.另一个 PCBs 污染区是位于该镇西北部沿山脚一带的农田土壤.从山脚的西北至西南主要包括 4 个行政村,该污染区偏北部和西南部靠近山脚的 2 个行政村存在几处较大的焚烧场所以及部分废旧电子产品拆解,而另外 2 个村主要是存放从外地采购来的废弃电容器(包括进口的电子洋垃圾等)以及拆解活动.因此,该污染区农田土壤中既存在三氯、四氯联苯(如 PCB18、28、44、52、66、70、74),同时也存在

较多的五氯联苯(如 PCB87、99、101、118)和部分六氯联苯(如 PCB138、141、153、154).另外值得注意的是,PCB141 和 PCB180 的空间分布与上述同系物存在一定的差异,PCB141 主要分布在该镇的东南部,而 PCB180 则集中于北部、东北和东南方向,这可能也与该区的电器、电子产业布局有关.该镇的北部有经济开发区最大的汽车以及几个较大的电机交易市场,东北部则主要有制铝工厂,东南部除部分拆解企业外,还有几家电镀和塑料企业.

通常情况下,有机碳含量是影响土壤中有机污染物物质积累、迁移、转化等环境行为的重要因素,有机碳含量越高,则越有利于有机污染物在土壤中的固持^[23].但本研究结果发现(见图 2),该研究区农田土壤有机碳含量的空间分布模式与 16 种 PCBs 总量及大部分同系物含量分布不完全一致,而仅与七氯联苯(PCB180)的分布具有一定的相似性.国外部分学者也发现有类似现象^[24,25].这一结果在一定程度上提示笔者在解释现场土壤环境 PCBs 空间状况时,除考虑土壤性质外,更为重要的是要联系污染物

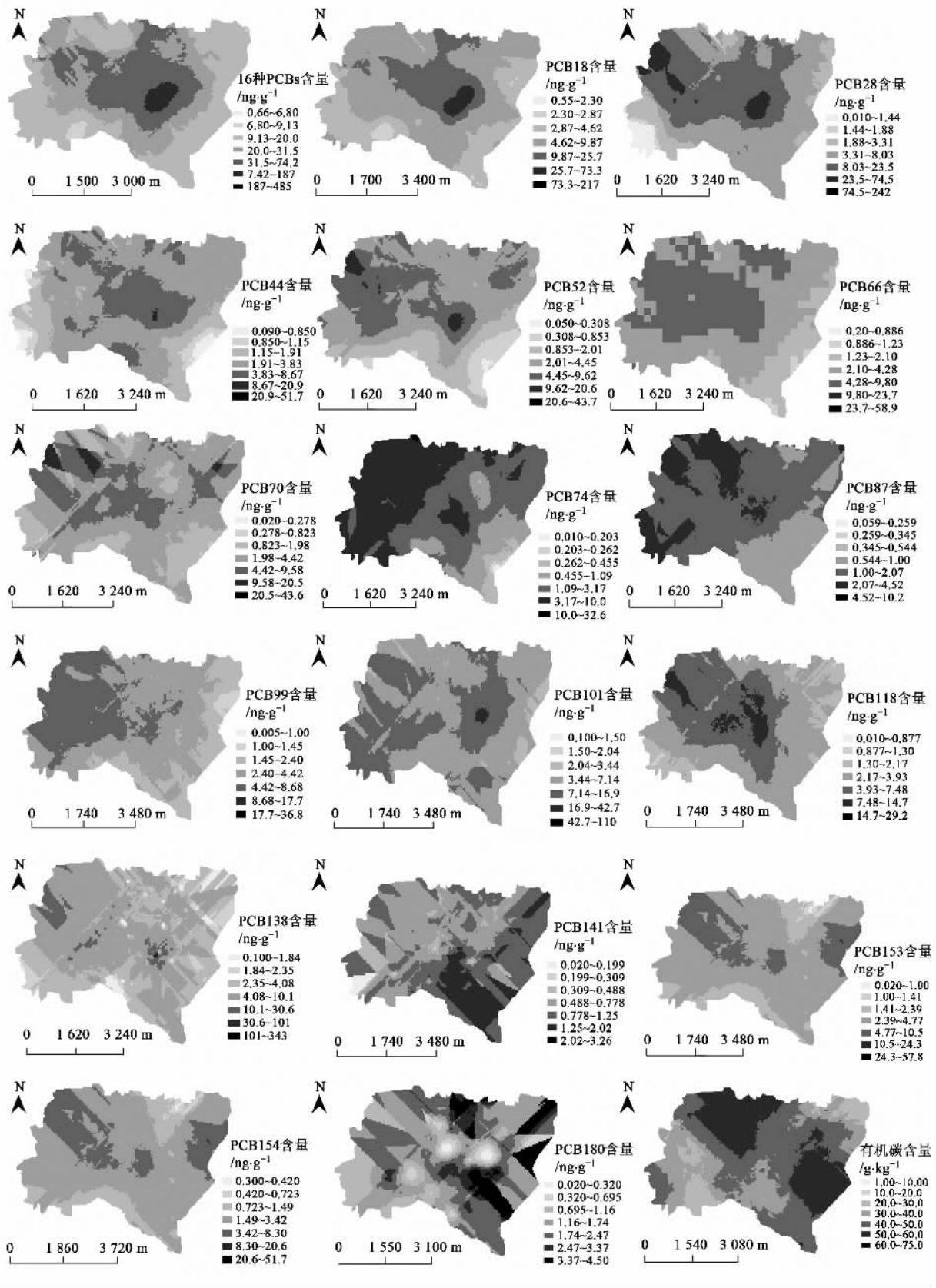


图 2 典型区农田土壤多氯联苯和有机碳含量的空间分布

Fig. 2 Distribution of soil PCBs congeners and organic carbon content

的来源和污染途径等综合因素。

4 结论

(1) 研究区表层农田土壤 16 种 PCBs 总量及 PCB18、28、44、52、66、70、74、87、99、101、118、138、141、153、154 服从对数正态分布,而 PCB180 服从正态分布.农田土壤 16 种多氯联苯含量平均值是 35.52 ng/g,且以三氯和四氯联苯为主,同时也含有一定比例的五氯和六氯联苯,呈现较为严重的 PCBs 复合污染状况。

(2) 该典型污染区农田土壤中 PCBs 总量及其各同系物在所研究的尺度上不存在较强的空间自相关格局,说明农田土壤中 PCBs 的来源可能主要受到一些较为分散的人为因素影响。

(3) 研究区表层农田土壤 PCBs 含量的空间分布与土壤有机碳含量关系不明显,农田土壤 PCBs 的来源可能主要与废弃电容器的拆解、电缆电线等垃圾焚烧以及当地污染企业布局有关.这也提醒研究工作者,在修复整治环境的同时更应解决源的控制问题,不能单一追求经济利益,要优化现有的生产方式,设计出清洁高效的能源回收方式,为发展地方经济、实现生态文明建设服务。

参考文献:

- [1] Xing Y, Lu Y L, Richard W D, *et al.* A spatial temporal assessment of pollution from PCBs in China [J]. *Chemosphere*, 2005, **60**(6): 731-739.
- [2] Juan C Y, Thomas G O, Sweetman A J, *et al.* An input-output balance study for PCBs in humans [J]. *Environment International*, 2002, **28**(3): 203-214.
- [3] Valle M D, Jurado E, Dachs J, *et al.* The maximum reservoir capacity of soils for persistent organic pollutants: implications for global cycling [J]. *Environmental Pollution*, 2005, **134**(1): 153-164.
- [4] Zhang J Y, Qiu L M, He J, *et al.* Occurrence and congeners specific of polychlorinated biphenyls in agricultural soils from Southern Jiangsu, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, **19**(3): 338-342.
- [5] Ockenden W A, Breivik K, Meijer S N, *et al.* The global re-cycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils [J]. *Environmental Pollution*, 2003, **121**(1): 75-80.
- [6] 魏中青,刘从强,梁小兵,等. 贵州红枫湖地区水稻土多氯联苯和有机氯农药的残留[J]. *环境科学*, 2007, **28**(2): 255-260.
- [7] 刘静,崔兆杰,范国兰,等. 现代黄河三角洲土壤中多氯联苯来源解析研究[J]. *环境科学*, 2007, **28**(12): 2771-2776.
- [8] 安琼,董元华,王辉,等. 长江三角洲典型地区农田土壤中多氯联苯残留状况[J]. *环境科学*, 2006, **27**(3): 528-532.
- [9] 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): 423-431.
- [10] 储少岗,杨春,徐晓白,等. 典型污染地区底泥和土壤中残留多氯联苯(PCBs)的情况调查[J]. *中国环境科学*, 1995, **15**(3): 199-203.
- [11] 毕新慧,储少岗,徐晓白. 多氯联苯在土壤中的吸附行为[J]. *中国环境科学*, 2001, **21**(3): 284-288.
- [12] Bi X H, Chu S G, Meng Q Y, *et al.* Movement and retention of polychlorinated biphenyls in a paddy field of WenTai area in China [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2002, **89**(3): 241-252.
- [13] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用[M]. 北京: 科学出版社, 1999. 1-101.
- [14] 郑一,王学军,李本纲,等. 天津地区表层土壤多环芳烃含量的中尺度空间结构特征[J]. *环境科学学报*, 2003, **23**(3): 311-316.
- [15] 史舟,李艳,程街亮. 水稻土重金属空间分布的随机模拟和不确定评价[J]. *环境科学*, 2007, **28**(1): 209-214.
- [16] 张长波,李志博,骆永明,等. 污染场地土壤重金属含量的空间变异特征及其污染源识别指示意义[J]. *土壤*, 2006, **38**(5): 525-533.
- [17] 郑袁明,陈同斌,陈煌,等. 北京市近郊区土壤镍的空间结构及分布特征[J]. *地理学报*, 2003, **58**(3): 470-476.
- [18] Fiedler H, Hub M, Hutzinger O, *et al.* Stoffbericht Hexachlorcyclohexan HCH [M]. Baden-Württemberg: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1993.
- [19] Sanger D M, Holland A F, Scott G I. Tidal creek and salt marsh sediments in south Carolina coastal estuaries: II. distribution of organic contaminants [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1999, **37**(4): 458-471.
- [20] Agency for Toxic Substance and Disease. Developing cleanup standards for contaminated soil, sediment and groundwater: how clean is clean? [R]. Water Environment Federation, 1993.
- [21] 孙维湘,陈荣莉,孙安强. 南迦巴瓦峰地区有机氯化合物的污染[J]. *环境科学*, 1986, **7**(6): 64-69.
- [22] 胡克林,张凤荣,吕贻忠,等. 北京市大兴区土壤重金属含量的空间分布特征[J]. *环境科学学报*, 2004, **24**(3): 463-468.
- [23] Cousins I T, Beck A J, Jones K C. A review of the processes involved in the exchange of semi-volatile organic compounds (SVOC) across the air-soil interface [J]. *Science of the Total Environment*, 1999, **228**(1): 5-24.
- [24] Backe C, Cousins I T, Larsson P. PCB in soils and estimated soil-air exchange fluxes of selected PCB congeners in the south of Sweden [J]. *Environmental Pollution*, 2004, **128**(1): 59-72.
- [25] Wilcke W, Krauss M, Safronov G, *et al.* Polychlorinated biphenyls (PCBs) in soils of the Moscow region: Concentrations and small-scale distribution along an urban-rural transect [J]. *Environmental Pollution*, 2006, **141**(2): 327-335.