

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第8期

Vol.36 No.8

2015

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

基于16S rRNA 基因测序法分析北京霾污染过程中 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 细菌群落特征..... 王步英,郎继东,张丽娜,方剑火,曹晨,郝吉明,朱昕,田埂,蒋靖坤 (2727)

北京城区冬季降尘微量元素分布特征及来源分析 熊秋林,赵文吉,郭道宇,陈凡涛,束同同,郑晓霞,赵文慧 (2735)

北京市典型餐饮企业油烟中醛酮类化合物污染特征 程婧晨,崔彤,何万清,聂磊,王军玲,潘涛 (2743)

基于实际道路交通流信息的北京市机动车排放特征 樊守彬,田灵娣,张东旭,曲松 (2750)

夏季珠江三角洲地区 PM_{2.5} 化学组分特征及其对大气能见度的影响 杨毅红,瞿群,刘随心,李雄,钟佩仪,陶俊 (2758)

隧道工人的 PM₁₀ 职业暴露特征调查分析及其健康风险评价 向华丽,杨俊,仇珍珍,雷万雄,曾婷婷,兰志财 (2768)

基于在线监测的江苏省大型固定燃煤源排放清单及其时空分布特征 张英杰,孔少飞,汤莉莉,赵天良,韩永翔,于红霞 (2775)

柴达木盆地东部降水氢氧同位素特征与水汽来源 朱建佳,陈辉,巩国丽 (2784)

长江口-浙闽沿岸沉积色素的分布特征及其指示意义 李栋,姚鹏,赵彬,王金鹏,潘慧慧 (2791)

“引江济太”过程中中江-望虞河-贡湖氮、磷输入特征研究 潘晓雪,马迎群,秦延文,邹华 (2800)

重庆市典型城镇区地表径流污染特征 王龙涛,段丙政,赵建伟,华玉妹,朱端卫 (2809)

调水调沙对黄河下游颗粒有机碳运输的影响 张婷婷,姚鹏,王金鹏,潘慧慧,高立蒙,赵彬,李栋 (2817)

青藏高原冰川区可溶性有机碳含量和来源研究 严芳萍,康世昌,陈鹏飞,柏建坤,李洋,胡召富,李潮流 (2827)

岩溶区地下水补给型水库表层无机碳时空变化特征及影响因素 李建涛,蒲俊兵,袁道先,刘文,肖琼,于爽,张陶,莫雪,孙平安,潘谋成 (2833)

室内模拟不同因子对岩溶作用与碳循环的影响 赵瑞一,吕现福,段逸凡 (2843)

新乡市地表水体 HCHs 和 DDTs 的分布特征及生态风险评价 冯精兰,余浩,刘书卉,刘梦琳,孙剑辉 (2849)

青木关地下河系统中不同含水介质下正构烷烃对比研究 梁作兵,孙玉川,王尊波,江泽利,廖昱,谢正兰,张媚 (2857)

三峡库区长寿湖水体不同形态汞的空间分布特征 白薇扬,张成,赵锋,唐振亚,王定勇 (2863)

燃煤电厂周围渔业养殖行为对水生生态环境中汞形态变化的影响 梁鹏,王远娜,尤琼智,高云飞,何杉杉 (2870)

运用硫同位素、氮氧同位素示踪里湖地下河硫酸盐、硝酸盐来源 李瑞,肖琼,刘文,郭芳,潘谋成,于爽 (2877)

藻华聚集的生态效应:对凤眼莲叶绿素和光合作用的影响 刘国锋,何俊,杨轶中,韩士群 (2887)

DOM 对被动采样技术的影响与应用 于尚云,周岩梅 (2895)

蛋白质对 PVDF 超滤膜污染行为的界面微观作用力解析 王旭东,周森,孟晓荣,王磊,黄丹曦,夏四清 (2900)

水环境中碳纳米管对沙丁胺醇降解的影响 汪祺,韩佳芮,魏博凡,周磊,张亚,杨曦 (2906)

β-In₂S₃ 的制备及其太阳光下降解土霉素 艾翠玲,周丹丹,张嵘嵘,邵享文,雷英杰 (2911)

排水管道沉淀物氮释放特性的研究 陈红,卓琼芳,许振成,王劲松,魏清伟 (2918)

生物膜 CANON 反应器中沉积物影响及其成因分析 付昆明,王会芳,左早荣,仇付国 (2926)

ABR-MBR 一体化工艺节能降耗措施优化研究 吴鹏,陆爽君,徐乐中,刘捷,沈耀良 (2934)

两个 CANON 污水处理系统中氨氧化古菌的丰度和多样性研究 高景峰,李婷,张树军,樊晓燕,潘凯玲,马谦,袁亚林 (2939)

ABR 耦合 CSTR 一体化工艺好氧颗粒污泥形成机制及其除污效能研究 巫恺澄,吴鹏,徐乐中,李月寒,沈耀良 (2947)

珠江三角洲地区土壤有机氯农药分布特征及风险评价 窦磊,杨国义 (2954)

广西都安县耕地土壤重金属污染风险评价 吴洋,杨军,周小勇,雷梅,高定,乔鹏炜,杜国栋 (2964)

开封市公园地表灰尘重金属污染及健康风险 段海静,蔡晓强,阮心玲,全致琦,马建华 (2972)

我国西南地区氮饱和和马尾松林土壤和植物¹⁵N自然丰度对长期氮施加的响应 刘文静,康荣华,张婷,朱婧,段雷 (2981)

黄土高原纬度梯度上的植物与土壤碳、氮、磷化学计量学特征 李婷,邓强,袁志友,焦峰 (2988)

开顶式气室原位研究水稻稻富集对大气汞浓度升高的响应 陈剑,王章玮,张晓山,秦普丰,陆海军 (2997)

接种丛枝菌根真菌对蜈蚣草吸收砷的影响 郑文君,王明元 (3004)

水稻种植对黑土微生物生物量和碳源代谢功能的影响 赵志瑞,崔丙健,侯彦林,刘上千,王岩 (3011)

固定化菌剂载体材料腐解产物对污染土壤中砷解吸的影响 全冬丽,双生晴,李晓军,邓万荣,赵然然,贾春云,巩宗强 (3018)

零价铁和碱激发矿渣稳定/固定化处理铬渣研究 陈忠林,李金春子,王斌远,樊磊涛,沈吉敏 (3026)

Fe³⁺ 负载凹凸棒土 (Fe/ATP) 结构表征及其稳定化修复镉 (Cd) 机制研究 杨蓉,李鸿博,周永莉,陈静,王琳玲,陆晓华 (3032)

原位生物修复提高多环芳烃污染土壤农用水安全性 焦海华,潘建刚,徐圣君,白志辉,王栋,黄占斌 (3038)

镉-八氯代二苯并呋喃复合污染土壤中紫茉莉对镉的修复能力 张杏丽,邹威,周启星 (3045)

不同水分条件对蜈蚣草修复砷污染土壤的影响 刘秋辛,阎秀兰,廖晓勇,林龙勇,杨静 (3056)

磷矿粉和腐熟水稻秸秆对土壤铅污染的钝化 汤帆,胡红青,苏小娟,付庆灵,朱俊 (3062)

洛克沙肿在青菜及土壤中的残留及降解特性 邵婷,姚春霞,沈源源,张玉洁,苏楠楠,周守标 (3068)

3 种典型有机污染物对 2 种水生生物的急性毒性及安全评价 杨扬,李雅洁,崔益斌,李梅 (3074)

石油污染物对海底微生物燃料电池性能的影响及加速降解效应 孟瑶,付玉彬,梁生康,陈伟,柳昭慧 (3080)

Cu-Mn-Ce/分子筛催化剂吸附甲苯后的微波原位再生及床层温度分布探究 虎雪姣,卜龙利,梁欣欣,孟海龙 (3086)

热处理对猪粪高固厌氧消化产甲烷能力的影响 胡玉瑛,吴静,王士峰,曹知平,王凯军,左剑恶 (3094)

磷石膏对麦田 CO₂ 排放和小麦产量的影响及其经济环境效益分析 李季,吴洪生,高志球,尚小厦,郑培慧,印进,Kakpa Didier,任迁琪, Ogou Katchele Faustin,陈素云,徐亚,姚童言,李炜,钱景珊,马世杰 (3099)

全氟和多氟烷基化合物的环境风险评估研究现状、不确定性与趋势分析 郝薛文,李力,王杰,曹燕,刘建国 (3106)

《环境科学》征订启事 (2757) 《环境科学》征稿简则 (2767) 信息 (2734,2783,3073,3079)

珠江三角洲地区土壤有机氯农药分布特征及风险评价

窦磊¹, 杨国义^{2, 3}

(1. 广东省地质调查院, 广州 510080; 2. 广东省生态环境与土壤研究所, 广州 510650; 3. 广东省农业环境综合治理重点实验室, 广州 510650)

摘要: 在珠江三角洲经济区采集了 7 种典型农用地的 605 个表层样品, 采用 GC-ECD 定量测定土壤中有机氯农药 (OCPs) 含量, 并对其残留特征、区域分布、可能来源和潜在生态风险进行了分析。结果表明, 研究区土壤中 OCPs 检出率达 97.85%, 残留浓度最高值为 $649.33 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值为 $20.67 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 主要检出物是 DDTs、HCHs、硫丹硫酸盐和甲氧滴滴涕。与国内其他地区相比, 研究区土壤 HCHs 和 DDTs 残留属于中下水平。OCPs 分布区域特征非常明显, 高含量区主要分布在人口密集, 工农业生产活动强度大的珠三角中心城市区域。不同土地利用类型土壤 OCPs 残留量差异较大, 耕地残留量较高, 且菜地土壤中有机氯农药残留量最高, 其次是园地, 林地残留量最低。来源分析表明, 土壤中 HCHs 主要来源于林丹使用, DDTs 主要来源于早期施用农药的残留, 局部地区三氯杀螨醇已经成为土壤 DDTs 污染的主要来源。参照土壤环境质量标准, 研究区 HCHs 残留量一级、二级标准合格率分别为 97.5% 和 100%, DDTs 一级、二级标准合格率分别为 95.5% 和 97.7%。土壤 HCHs 残留属于低风险, DDTs 类有机氯农药对研究区生物可能存在一定的生态风险, 但危害性总体较低。

关键词: 表层土壤; 有机氯农药; 分布特征; 珠江三角洲经济区

中图分类号: X172; X51 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)08-2954-10 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.08.031

Distribution Characteristics and Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Surface Soil of Pearl River Delta Economic Zone

DOU Lei¹, YANG Guo-yi^{2, 3}

(1. Geological Survey of Guangdong Province, Guangzhou 510080, China; 2. Guangdong Institute of Eco-environmental and Soil Sciences, Guangzhou 510650, China; 3. Guangdong Key Laboratory of Agro-Environment Integrated Control, Guangzhou 510650, China)

Abstract: The contents of 17 Organochlorine pesticides (OCPs) of 605 samples collected from the surface of agriculture land from Pearl River Delta Economic Zone were determined by gas chromatography with electron capture detector (GC - ECD). The residual characteristics, sources and ecological risk of OCPs were also analyzed. The results showed that the detection rate of OCPs was 97.85%. The mean value of residue level was $20.67 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, with the highest value of $649.33 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. The main contaminants included DDTs, HCHs, endosulfan sulfate and methoxychlor. Compared with the soils of other cities, the levels of HCHs and DDTs in the studied area were arranged from low to middle levels. The OCPs were obviously regionally distributed. High content areas were mainly distributed in the central area with dense population, intense industrial and agricultural activities. The residue levels in different types of lands were significantly different: the arable land > garden land > woodland. Especially, the residue level was the highest in the vegetable land. Source analysis indicated that the HCHs might come from the use of lindane. DDTs in soil mainly came from early residues, but the dicofol might be the important source in partial area. Comparing the contents of HCHs and DDTs with our National Standard (GB 15618-2008), the qualified rates of the first and second standard of HCHs were 97.5% and 100%, respectively, and the DDTs were 95.5% and 97.7%, respectively. According to the risk assessment, DDTs may still have some potential ecological impact on the studied area.

Key words: surface soil; organochlorine pesticides; distribution characteristics; Pearl River Delta economic zone

有机氯农药 (OCPs) 具有高效、低成本、广谱杀虫和使用方便等特点, 在我国 20 世纪 50 年代之后大量使用。因其污染严重, 在环境中的长期残留性、生物蓄积性和高毒性等特征^[1], 我国于 1983 年禁止生产和使用^[2], 但由于其难降解, 至今在各环境介质中仍有大量检出^[3-5]。土壤是一种重要的环境介质, 调解着有机氯农药的全球循环^[6], 其不但承接其他环境介质中的污染物, 形成 OCPs 的汇, 同时又与大气、水体等环境介质进行物质交换, 成为其他介

质的污染源^[1, 7]。

珠江三角洲经济区作为广东省经济社会发展的龙头和主体, 是我国沿海地带最发达、经济发展最快的地区之一。过去几十年的快速发展在资源、环境方面付出了沉重的代价, 造成了自然资源数量和质

收稿日期: 2015-04-13; 修订日期: 2015-05-18

基金项目: 中国地质调查项目 (12120010511216); 广东省环境保护专项 (粤环 [2014] 126)

作者简介: 窦磊 (1979 ~), 男, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为生态地球化学, E-mail: ggsdl@163.com

量下降。有统计表明,在珠江三角洲地区 1972 ~ 1982 年的 10 a 时间里,有机氯农药的年使用量在 7.6 万 ~ 10 万 t 之间,该地区农业用地中的平均使用率在 $4.4 \sim 6.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-1}$ [5]。以 DDT 为原料的三氯杀螨醇仍广泛用于控制白蚁 [8]。过去曾大量使用有机氯农药,在珠江三角洲地区土壤、沉积物、水体、农作物和大气中都有不同程度的检出 [8~14], 而且有研究表明一些地区有新的污染源输入 [9], 对生态系统及人体健康产生了潜在威胁。

综合过去有关珠江三角洲地区土壤有机氯农药的文献发现 [8~14], 对于该地区土壤中有机氯农药的数据有限, 以往的调查或研究多集中于个别城市或局部地区, 而且分析指标多集中于 HCH 和 DDT, 其他类型 OCPs 的研究报道较少, 因此前人的研究存在一定局限性, 尚不能全面掌握珠江三角洲地区土壤有机氯残留状况。而且随着城市发展, 土地利用类型的改变, 土壤中有机氯农药在空间上重新被分配。本研究通过系统采集分析珠江三角洲地区农田土壤样品, 分析有机氯在表层土壤中的污染种类、组成及分布特征, 对土壤中有机氯农药的污染来源进行解析, 评价土壤中有机氯农药的生态风险, 以期为相关部门制定土壤有机氯环境危害与风险评估及污染治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于广东省中部, 南临南海, 毗邻港澳。地理坐标为东经 $112^{\circ}00' \sim 115^{\circ}24'$, 北纬 $21^{\circ}43' \sim 23^{\circ}56'$ 。行政区包括广州市、深圳市、佛山市、珠海市、江门市、东莞市、中山市的全部, 肇庆市和惠州市经济发达地区, 面积 $41\,698 \text{ km}^2$, 约占全省陆域面积的 23.2% (图 1)。该区位于北回归线以南, 地处南亚热带, 属亚热带海洋季风气候, 温和湿润, 雨量充沛, 热量充足。珠江三角洲经济区是我国重要的经济中心区域, 同时, 也是广东省重要的农作物、经济作物种植区和水产品养殖区, 外向型农业与水产品养殖业发达。

区内土壤类型有水稻土、赤红壤、人工堆叠土、滨海盐土和滨海砂土等, 以赤红壤和水稻土分布最广, 分别占总面积的 44.8% 和 40.20%。赤红壤主要分布于东西两翼丘陵台地区, 成土母质以花岗岩为主, 次有砂页岩、片(板)岩及石灰岩等。水稻土主要分布于中部平原区, 成土母质主要为残积坡积物、洪冲积物、宽谷冲积洪积物、河流冲积物、三角洲冲积物和滨海沉积物, 其次为红壤和潮土, 所占比例分别为 6.54% 和 4.77%, 其它类型土壤所占比例均不足 1%。根据 2008 年土地利用调查结果, 区内农用

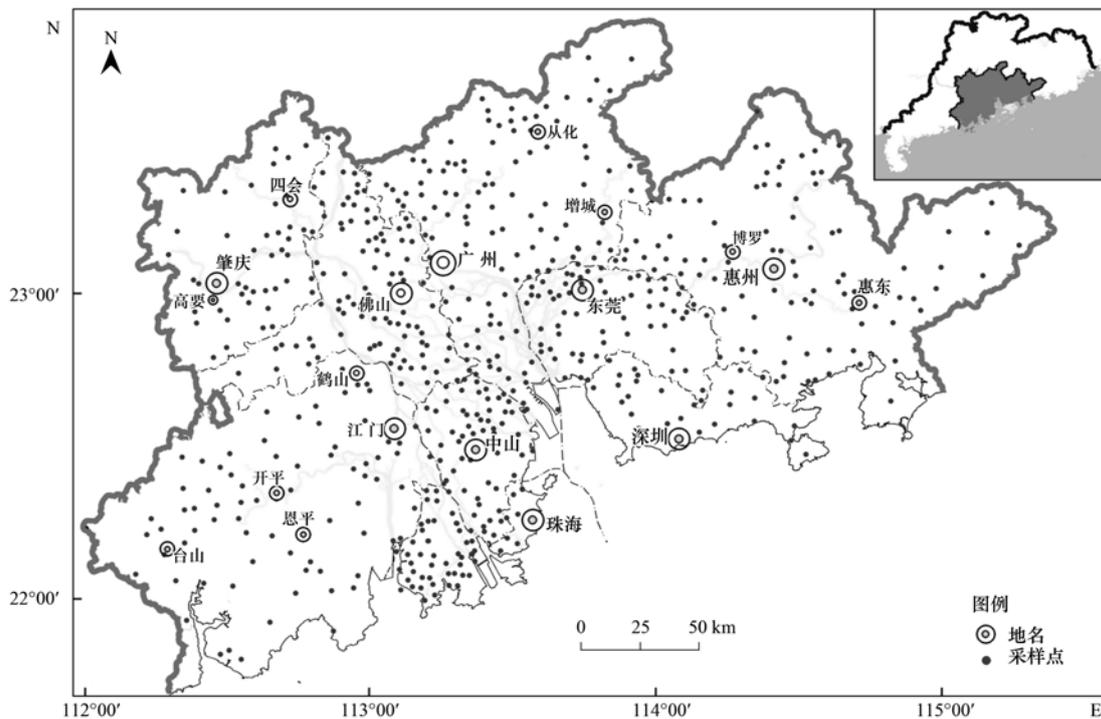


图 1 研究区采样点位分布示意

Fig. 1 Location of sampling sites in study area

地为31 112 km², 占总面积的 72.93%, 其中耕地、园地、林地所占比例分别为 17.49%、11.85%、56.99%。

1.2 样品采集与加工

以珠江三角洲经济区农用地作为调查对象, 采样点主要根据工农业生产布局、农作物种植面积、农业种植基地分布等因素, 优选布设在种植面积大、有代表性的农业生产基地内。采用网格法均匀布点, 网格密度为, 耕地 4 km × 4 km, 林地 16 km × 16 km, 采样深度为 0 ~ 20 cm, 采样时间为 2008 年 11 月至 2009 年 7 月。另外, 根据工业类型、重点污染源排放情况等因素对重点区域进行了加密采样。共采集表层土壤样品 605 件。

采集土壤样品时去除表面杂物, 弃去 1 ~ 2 cm 土壤及动植物残留体、砾石、肥料团块等。在采样点 50 m 范围内用“X”法均匀随机采取 5 个以上采样点, 各采样点采集等量样品经充分混合后, 四分法 500 g 装入广口磨口玻璃瓶中密封冷藏保存。采集回的土壤样品在室内冻干并用木锤敲打压碎, 混匀土样, 过孔径 2 mm 不锈钢筛, 取 150 g, 用手工玛瑙研磨, 全部通过 0.25 mm (60 目) 不锈钢筛, 保存于纸袋中, 冷冻保存 (-20℃) 至分析。

1.3 分析测试

有机分析采用美国 EPA 分析方法, 提取方法采用 3540, 样品的净化方法均采用 3610, 有机氯定量方法 8081, 并根据实际实验条件部分改进。

样品预处理: 准确称取干样 20 g 以 200 mL 二氯甲烷进行 72 h 的索氏抽提。抽提过程中加入一定量的活化铜片进行脱硫。提取液以旋转蒸发器浓缩到 2 mL, 将溶剂转换为正己烷, 经过由 6 cm 氧化铝和 12 cm 的硅胶组成的净化柱进行色谱分离。用二氯甲烷/正己烷 (体积比 3:7) 混合液进行淋洗, 将淋洗液经正己烷转换溶剂后, 用高纯度氮气吹至 0.2 mL, 加入内标物进行定量分析。内标法定量。

定量分析: 采用 SHIMADZU GC-2010 气相色谱仪, 63Ni 电子捕获检测器 (ECD), 色谱柱为 Rtx-5 (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm)。进样口温度 260℃, 检测器温度 310℃。升温程序: 初始温度 100℃, 保留 0.1 min, 以 4℃·min⁻¹ 升温至 290℃, 保持 10 min。载气与补充气均为高纯氮气, 不分流进样, 进样量 1 μL, 柱流量 1.0 mL·min⁻¹。在分析有机氯农药之前, 使校正曲线测得值和实际值的误差范围在 ±15% 以内, 开始分析样品。分析 α-HCH、β-HCH、γ-HCH、δ-HCH、*p,p'*-DDE、*p,p'*-DDD、*p,p'*-DDT、

o,p'-DDT、七氯、七氯环氧化物、艾氏剂、狄氏剂、硫丹 I、硫丹 II、硫丹硫酸盐、异狄氏剂、甲氧滴滴涕等 17 种有机氯化合物。

质量控制: 采用 USEPA 推荐的质量控制方法, 方法检出限、回收率及相对标准偏差见表 1, 样品中指示物的回收率为 70.6% ~ 95.4% 之间, 方法空白及样品空白中无待测物检出。

表 1 有机氯农药检测限、加标回收率和方法相对标准偏差

| 化合物 | 检出限/μg·kg ⁻¹ | 回收率/% | RSD/% |
|------------------|-------------------------|-------|-------|
| α-HCH | 0.04 | 91.5 | 5.5 |
| β-HCH | 0.07 | 92 | 4.8 |
| γ-HCH | 0.04 | 91.5 | 4.4 |
| δ-HCH | 0.06 | 89 | 9.2 |
| <i>p,p'</i> -DDE | 0.07 | 84.1 | 7.1 |
| <i>p,p'</i> -DDD | 0.1 | 89.9 | 5.3 |
| <i>o,p'</i> -DDT | 0.07 | 85.4 | 10.1 |
| <i>p,p'</i> -DDT | 0.18 | 82.5 | 11 |
| 甲氧滴滴涕 | 0.37 | 92.1 | 6.2 |
| 硫丹 I | 0.04 | 75.3 | 1.7 |
| 硫丹 II | 0.07 | 95.4 | 9.2 |
| 硫丹硫酸盐 | 0.1 | 90.3 | 13.7 |
| 七氯 | 0.04 | 80.2 | 16 |
| 七氯环氧化物 | 0.08 | 93.6 | 4.4 |
| 艾氏剂 | 0.06 | 70.6 | 13.8 |
| 狄氏剂 | 0.09 | 93.9 | 11 |
| 异狄氏剂 | 0.13 | 96.4 | 7.2 |

2 结果与讨论

2.1 土壤中有有机氯农药残留状况

研究区 605 个表层土壤样品 17 种有机氯农药残留情况如表 2 所示。17 种有机氯农药残留总量 (\sum OCPs) 检出率为 97.85%, 检出率 DDTs > HCHs > 硫丹硫酸盐 > 甲氧滴滴涕。残留浓度在 nd ~ 649.33 μg·kg⁻¹ 之间, 平均值为 20.67 μg·kg⁻¹, 残留量 DDTs > 硫丹硫酸盐 > HCHs > 甲氧滴滴涕。总体变异系数达 258%, 显示出相当大的离散性, 表明其局部富集程度高, 区域含量变化大, 总体反映了农药使用的无序性, 多为零散性生产管理模式^[16]。

与国内其他地区土壤进行比较 (表 3), 研究区土壤中 HCHs 和 DDTs 残留量处于中下水平。珠江三角洲地区地处南亚热带, 具有气温高、雨水量大的特点, 土壤中微生物十分活跃, HCHs 和 DDTs 降解速度快。加之雨水的冲刷与淋洗作用, 使土壤 HCHs 和 DDTs 迁移转化加快。在我国 HCHs 的使用量高于 DDTs, 但在土壤中, 由于 DDTs 的高稳定性, 降解速率相对缓慢, 故土壤中 DDT 及其降解产物含

量较 HCH 高。

从各种化合物的检出率来看, p,p' -DDE 的检出率最高, 为 88.76%, 其次为 α -HCH, 检出率为 80.50%, 第三是 γ -HCH, 为 78.51%, 而七氯环氧化物、狄氏剂和艾氏剂这 3 种化合物的检出率小于 4%。从所检出各种化合物所占的比重来比较, p,p' -

DDT 所占比重最高, 为 24.48%, 其次是硫丹硫酸盐, 所占比重为 18.43%, 第三是 p,p' -DDE, 为 17.42%, 所占比重 < 1% 的化合物有: 硫丹 I、异狄氏剂、七氯环氧化物、狄氏剂、艾氏剂和七氯这 6 种。研究区土壤中 OCPs 残留主要是 DDTs、硫丹硫酸盐和 HCHs 等。

表 2 表层土壤中有机氯农药残留特征¹⁾

Table 2 Characteristics of organochlorine pesticide residues in surface soils ($n = 605$)

| 化合物 | 范围 / $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 平均值 / $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 标准差 | 变异系数 /% | 检出率 /% |
|---------------|--|---|-------|------------|-----------|
| α -HCH | nd ~ 5.92 | 0.34 | 0.64 | 186 | 80.50 |
| β -HCH | nd ~ 18.27 | 0.75 | 1.65 | 218 | 74.88 |
| γ -HCH | nd ~ 11.64 | 0.34 | 0.87 | 253 | 78.51 |
| δ -HCH | nd ~ 26.25 | 0.43 | 1.48 | 342 | 62.64 |
| HCHs | nd ~ 41.62 | 1.87 | 3.83 | 205 | 93.55 |
| p,p' -DDE | nd ~ 138.61 | 3.60 | 9.39 | 261 | 88.76 |
| p,p' -DDD | nd ~ 55.45 | 1.86 | 4.99 | 269 | 65.95 |
| o,p' -DDT | nd ~ 162.71 | 1.79 | 10.53 | 590 | 44.13 |
| p,p' -DDT | nd ~ 323.63 | 5.06 | 26.46 | 523 | 58.68 |
| DDTs | nd ~ 383.41 | 12.30 | 36.96 | 300 | 93.88 |
| 甲氧滴滴涕 | nd ~ 57.62 | 1.07 | 4.10 | 383 | 42.64 |
| 硫丹 I | nd ~ 38.04 | 0.19 | 1.74 | 912 | 20.50 |
| 硫丹 II | nd ~ 74.21 | 1.11 | 5.45 | 493 | 42.81 |
| 硫丹硫酸盐 | nd ~ 273.43 | 3.81 | 22.58 | 592 | 45.45 |
| 七氯 | nd ~ 0.33 | 0.03 | 0.03 | 111 | 5.45 |
| 七氯环氧化物 | nd ~ 0.47 | 0.05 | 0.04 | 78 | 3.97 |
| 艾氏剂 | nd ~ 1.67 | 0.05 | 0.14 | 278 | 3.47 |
| 狄氏剂 | nd ~ 0.41 | 0.05 | 0.03 | 58 | 3.31 |
| 异狄氏剂 | nd ~ 0.98 | 0.09 | 0.10 | 106 | 10.08 |
| OCPs | nd ~ 649.33 | 20.67 | 52.25 | 253 | 97.85 |

1) nd 为低于检出限, 未检出, 下同

表 3 不同地区土壤中 HCHs 和 DDTs 的残留浓度

Table 3 Comparison of HCHs and DDTs in soils from different cities

| 研究区域 | 采样年份 | HCHs/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | DDTs/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 文献 |
|-----------|-----------------|--|--|------|
| 南京土壤 | 2002 ~ 2003 | 2.7 ~ 130.6 (13.6) | 6.3 ~ 1 050.7 (64.1) | [16] |
| 北京土壤 | 2003 | 0.64 ~ 32.32 (1.47) | 1.42 ~ 5 910.80 (77.18) | [17] |
| 香港土壤 | 2002 ~ 2003 | 2.5 ~ 11 (6.19) | nd ~ 5.7 (0.52) | [18] |
| 天津农区土壤 | 2001 | 1.3 ~ 1 094.6 (45.8) | 0.071 ~ 972.24 (56.01) | [19] |
| 沈阳郊区土壤 | — ¹⁾ | nd ~ 37.30 (6.30) | nd ~ 14.86 (3.35) | [20] |
| 乌鲁木齐 | 2011 | nd ~ 30.86 (14.37) | nd ~ 40.03 (18.51) | [21] |
| 福建 | 2009 | 0.97 ~ 247.40 (10.17) | 0.01 ~ 384.75 (18.91) | [22] |
| 广州菜地 | 1999, 2002 | 0.19 ~ 42.3 (4.39) | 3.58 ~ 831 (81.4) | [14] |
| 珠江三角洲典型区域 | 2000 | 0.01 ~ 28.31 (3.86) | 0.27 ~ 414.29 (37.18) | [9] |
| 珠江三角洲经济区 | 2008 ~ 2009 | nd ~ 41.62 (1.87) | nd ~ 383.41 (12.28) | 本次研究 |

1) 文中没有相关数据

2.2 土壤中有有机氯农药残留组成特征及来源判别

2.2.1 HCHs 组成特征及来源

HCHs (α -、 β -、 γ -、 δ -HCH 之和) 检出率为 93.55%, 残留浓度介于 nd ~ 41.62 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 1.87 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在 HCHs 的 4 种异构体中, α -HCH、 β -HCH、 γ -HCH 和 δ -HCH 的检出率分别为

80.50%、74.88%、78.51% 和 62.64%, 残留浓度是 β -HCH (0.75 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) > δ -HCH (0.43 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) > α -HCH (0.34 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) \approx γ -HCH (0.34 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), α -HCH 的检出率最高, 但残留浓度以 β -HCH 最高。工业 HCHs 和林丹的使用是环境中 HCHs 的主要来源, 工业 HCHs 各异构体含量分别

为 α -HCH (60% ~ 67%)、 β -HCH (5% ~ 12%)、 γ -HCH (10% ~ 15%) 和 δ -HCH (6% ~ 10%) 及其他异构体 (3% ~ 4%)，林丹的主要成分为 γ -HCH (质量分数 > 90%)^[23]。由于 γ -HCH 杀虫效果显著，在工业六六六被禁止生产和使用后，林丹则作为工业六六六的替代品在农业上大量使用^[19]。HCHs 的各异构体中， β -HCH 物理化学性质最稳定，在土壤中不易被微生物降解， γ -HCH 的降解速率快于 α -HCH，且一定条件下 γ -HCH 可以转化为 α -HCH，故 HCHs 的各异构体在土壤中的比值可以作为判断 HCHs 来源的一种环境指示^[22]，若 α -HCH/ γ -HCH 比值在 4 ~ 7 之间，则表明该地区的 HCHs 主要来源于历史使用所残留下来的工业 HCHs，若该比值小

于 3，则表明该地区近期有林丹输入。研究区 α -HCH/ γ -HCH 介于 0 ~ 6.8 之间，平均值为 1.44，比值小于 3 的点位所占比例为 85.2% (图 2)，表明研究区土壤中 HCHs 的残留主要来源于林丹的使用，这与多地研究结果一致^[10,11,24]。

同时，可根据 β -HCH/(α -HCH + γ -HCH) 的比值来判断土壤中 HCHs 是否有历史污染，该比值大于 0.5，表明土壤中的 HCHs 主要是历史污染，否则表明土壤中的 HCHs 来自于近期农药的使用或来自大气的干湿沉降^[25]。研究区 77% 的样点 β -HCH/(α -HCH + γ -HCH) > 0.5，同时也有 23% 的样点 < 0.5 (图 2)，这些样点集中分布于从化、增城、高要地区，表明这些地区近期存在农药使用活动。

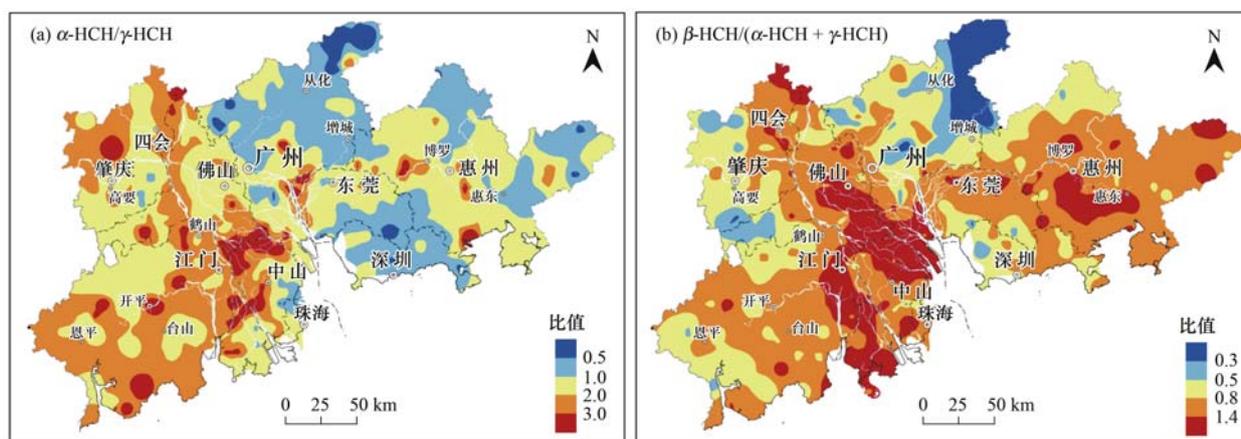


图 2 表层土壤中 HCHs 的组成特征

Fig. 2 Composition of HCHs in surface soils of study area

2.2.2 DDTs 组成特征及来源

DDTs 的 4 种异构体的检出率为 93.88%，残留浓度在 nd ~ 383.41 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间，平均值为 12.30 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。DDTs 和 HCHs 的检出率相近，但 DDTs 的残留浓度高于 HCHs。在 DDT 的 4 种异构体检出率介于 44.13% ~ 88.76% 之间，残留浓度介于 1.79 ~ 5.06 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间。其中检出率最高的是 p,p' -DDE，残留浓度最高的是 p,p' -DDT。

工业 DDTs 是一种混合异构体，包含 75% p,p' -DDT、15% o,p' -DDT、5% 的 p,p' -DDD、5% 的 p,p' -DDE 和其他物质^[26]。在微生物作用下， p,p' -DDT 在好氧条件下降解为 p,p' -DDE，在厌氧条件下降解为 p,p' -DDD。土壤中 DDT 经过长期的风化降解，如果没有新的 DDTs 输入，土壤中 DDTs 残留成分成分主要体现为 p,p' -DDE 和 p,p' -DDD，因此， p,p' -DDT/(p,p' -DDE + p,p' -DDD) 的比值也可以作为判断有无新的 DDT 输入，若比值小于 1，说明 DDTs 已大部分

降解为 p,p' -DDE 和 p,p' -DDD，土壤中的 DDT 来源于历史上的施用，反之则表明有新的污染源存在^[27]。

本次分析的 605 个土壤表层样品中，77.2% 的土壤样品 p,p' -DDT/(p,p' -DDE + p,p' -DDD) < 1，表明这部分地区土壤中 DDTs 来源于早期农药施用的残留，而 22.8% 的样点 p,p' -DDT/(p,p' -DDE + p,p' -DDD) > 1 (图 3)，且其中 DDTs 高于 50 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的样点所占比例为 48.1%，表明这些地区可能存在新的 DDTs 污染源。

在工业 DDT 禁止生产和使用后，三氯杀螨醇逐渐成为环境中 DDT 的主要来源。与工业 DDTs 组成不同，三氯杀螨醇 DDT 的显著特点是富含 o,p' -DDT，其 o,p' -DDT/ p,p' -DDT 在 1.3 ~ 9.3 或更高，而工业 DDT 中 o,p' -DDT/ p,p' -DDT 仅为 0.2-0.3，故可以利用 o,p' -DDT/ p,p' -DDT 的比值来判别环境中是否有三氯杀螨醇的输入。从研究区土壤 DDT 异构体组成来看， o,p' -DDT/ p,p' -DDT 比值范围为 0

~9.19 之间,平均值 0.55,比值大于 0.5 的点位占 27.8%。o,p'-DDT/p,p'-DDT 比值与 $(p,p'-DDE + p,p'-DDD) / p,p'-DDT$ 比值结果一致,综合表明区

内土壤 DDT 以工业 DDTs 来源为主,但局部地区,尤其是广州增城、惠州中西部、恩平等地区三氯杀螨醇已经成为土壤 DDT 污染的主要来源(图 3)。

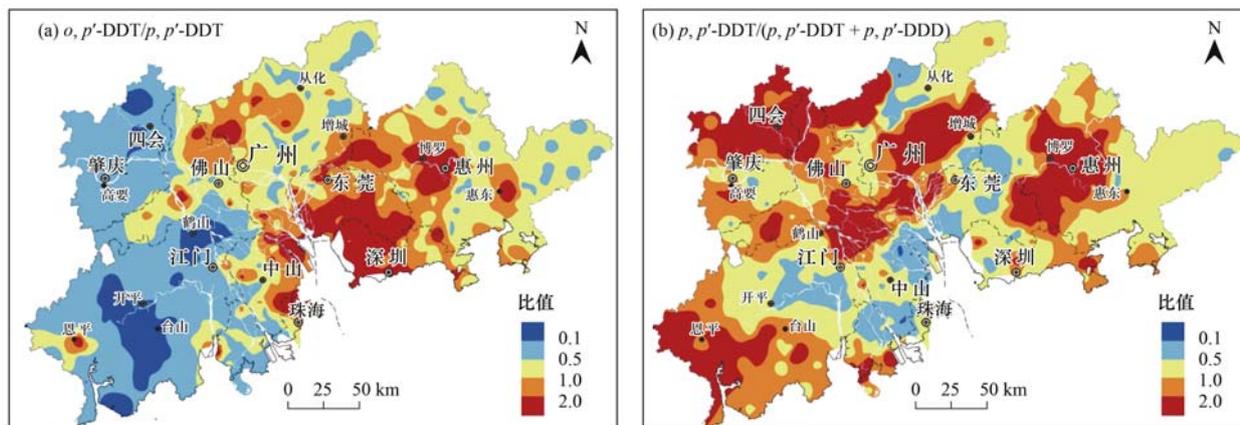


图 3 表层土壤中 DDTs 的组成特征

Fig. 3 Composition of DDTs in surface soils of study area

2.2.3 其他类有机氯农药的组成特征

研究区内甲氧滴滴涕、硫丹、七氯、艾氏剂、狄氏剂等检出率较高的主要有硫丹硫酸盐、硫丹 II、甲氧滴滴涕、硫丹 I 和异狄氏剂,残留量较高的主要有硫丹硫酸盐、硫丹 II 和甲氧滴滴涕(表 2)。硫丹是一类广谱杀虫杀螨剂,由于其高毒性,工业硫丹已被许多国家禁用,然而在我国硫丹仍被用于棉花等作物的害虫防治^[9]。硫丹硫酸盐的检出率为 45.45%,硫丹(硫丹 I 和硫丹 II 之和)的残留浓度为 $nd \sim 74.23 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值为 $1.30 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。高值区主要分布于菜地和园地,平均值分别为 $2.54 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.04 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,水稻田、甘蔗地、橡胶地、林地等种植类型土壤中含量较低。研究区,硫丹 I 与硫丹 II 的比值除有一个样点为 2.62 外,其他点

位均介于 0 ~ 2.1 之间,说明研究区无新的硫丹来源,而且大部分地区硫丹 I 已经降解为硫丹硫酸盐。甲氧滴滴涕杀虫效果明显优于滴滴涕,相对于滴滴涕易降解,因而已取代滴滴涕成为一种使用日益广泛的杀虫剂。研究区甲氧滴滴涕的检出率为 42.64%,残留浓度为 $nd \sim 57.62 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值为 $1.07 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,在不同种植类型土壤中均有检出,但残留量差别较大,残留量较高的主要是甘蔗地、菜地和园地,其中甘蔗地残留浓度 $nd \sim 57.62 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值达 $5.33 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2.3 土壤中有有机氯农药残留的分布特征

2.3.1 空间分布特征

基于 Mapgis 平台,采用克里格插值法对研究区表层土壤中 HCHs 和 DDTs 残留浓度进行空间分布

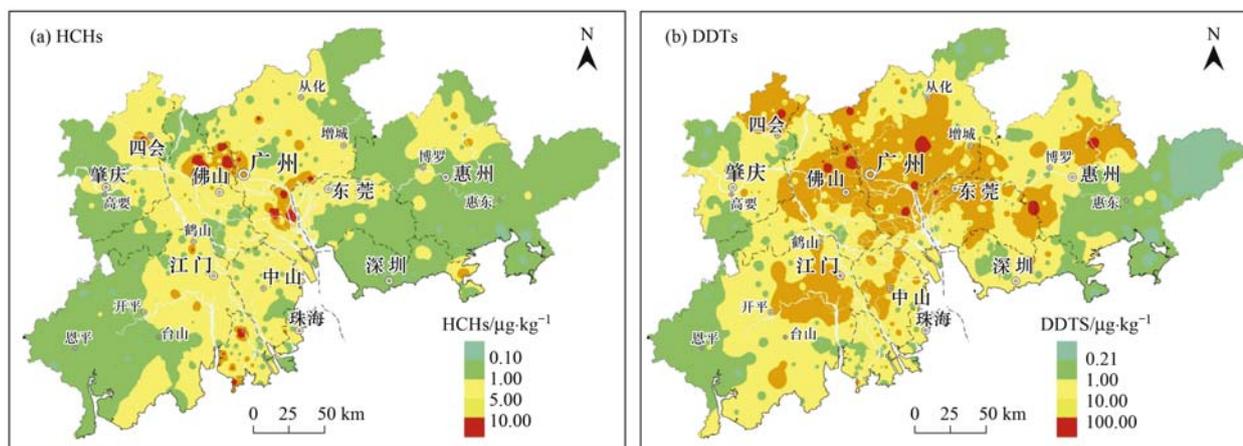


图 4 土壤 OCPs 残留浓度空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of OCPs residues in surface soil of study area

特征分析. 如图 4 所, HCHs 和 DDTs 分布区域特征非常明显, 高含量区主要分布在人口密集, 工农业生产活动强度大的珠三角中心城市区域, 而在过渡区域主要演变为中间值, 低值区都分布在珠三角东西两侧的边缘地区. 区内土壤 HCHs 残留浓度普遍较低, HCHs 高值区 ($10 \sim 41.62 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 在佛山南海区、广州(番禺区和增城的新塘镇)、肇庆四会市、珠海斗门和金湾区等地区分布; 中间值(HCHs 值在 $1 \sim 5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间) 主要分布珠江三角洲平原地区, 面积约占整个区域的 43%; 低值区主要分布在珠江三角洲东西两翼, 以丘陵和山区为主. DDTs (大于 $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 高值区在佛山南海区、广州(萝岗区、番禺区、黄埔区和花都区)、肇庆四会市、惠州惠城区和东莞谢岗镇等地有零星分布, 面积约占整个区域的 0.8%; 次高值主要分布三角洲平原区、惠州惠城区、肇庆四会市和江门的会区和开平市等地; 低值区主要分布在珠三角东西两翼, 如惠东的东南面、广州从化东北部、肇庆西北部和江门东部等地区.

2.3.2 不同利用类型土壤中有机氯农药残留特征

对比不同利用类型土壤中有机氯农药残留特征发现(图 5), 耕地中 OCPs、HCHs 和 DDTs 的残留浓度远高于林地和园地. 从其组成来看, DDTs 对土壤中 OCPs 残留总量贡献较大, 尤其是耕地和园地中, DDTs 贡献率均达到 60% 以上. 其原因, 主要是由于不同利用方式的土壤中, 种植作物、种植方式和农药施用量不同, 而不同的利用方式也导致土壤理化性质、翻耕程度、透气性以及微生物活动强弱不同, 造成农药降解程度不同, 从而直接影响 OCPs 的环境归宿, 造成其残留和分布差异^[16]. 研究区的园地和林地的 OCPs 残留量明显偏低, 林地土壤中 OCPs 残留最低. 农作物易遭受虫害, 因而农药使用量较大, 同时, 耕地土壤中普遍含有较高的有机质, 有机质对 OCPs 具有较强的吸附能力, 且耕地是使用 OCPs 的主要种植类型, 因此最终导致耕地农药残留量较高^[28].

耕地土壤按照作物种植类型分为菜地、水田、香蕉地、甘蔗地和鱼塘基等. 从 OCPs 总残留浓度看, 菜地 > 甘蔗地 > 香蕉地 > 水田 > 鱼塘基, 菜地土壤中 OCPs 残留浓度最高, 为 $36.62 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 从 HCHs 残留量看, 甘蔗地 > 菜地 > 鱼塘基 > 香蕉地 > 水田, 甘蔗地土壤中 HCHs 残留浓度最高, 为 $2.64 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 水田土壤中 HCHs 残留浓度最低, 为 $1.80 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表 4). 各种种植类型土壤中均以

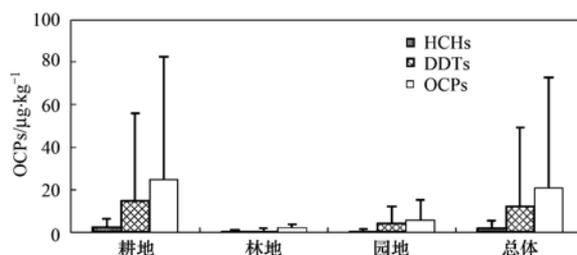


图 5 不同利用类型土壤中有机氯农药残留量

Fig. 5 Comparison of OCPs residues in different utilized soils

β -HCH 为主, 这主要是由于 β -HCH 较其他异构体物理性质稳定, 水溶性和挥发性低, 更不易生物降解, 随着工业六六六禁用时间的延长, β -HCH 在土壤中相对含量逐渐增高, 这也反映了耕地土壤中 HCHs 主要来源于历史残留. 水稻田土壤 85% 样点 α -HCH/ γ -HCH < 3, 其他类型土壤超过 95% 的样点 α -HCH/ γ -HCH < 3, 说明林丹的使用对土壤中 HCH 具有重要贡献.

从 DDTs 残留浓度看, 菜地 > 香蕉地 > 甘蔗地 > 水田 > 鱼塘基, 菜地土壤 DDTs 残留浓度最高, 为 $21.22 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 香蕉地和甘蔗地相差不大, 分别为 $9.95 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $10.44 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 鱼塘基土壤 DDTs 残留浓度最低, 为 $4.53 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表 4). 各类型土壤中, 甘蔗地和水稻田 o,p' -DDT/ p,p' -DDT 比值较高, 平均值分别为 1.12 和 0.71, 分别有 37.5% 和 19.1% 的样点高于 0.5, 菜地和香蕉地相差不大, 分别为 0.35 和 0.24, o,p' -DDT/ p,p' -DDT > 0.5 的样点所占比例分别为 15.41% 和 11.33%. 表明各种种植类型土壤以工业来源 DDT 为主, 同时也均有一定程度三氯杀螨醇型 DDT 污染, 但污染程度较轻.

总体来讲, 菜地土壤中有有机氯农药残留浓度相对较高, 水田和鱼塘基土壤中有有机氯农药残留浓度较低, 主要是蔬菜每年种植多茬, 一般投入的农药等农用物资较多, 且有机氯农药在旱地不易厌氧降解, 故菜地中有有机氯农药残留量较高^[29], 而有机氯农药在水田中经厌氧菌作用, 可迅速降解而减少土壤中的农药残留^[15].

2.3.3 土壤中有有机氯农药残留的因子分析

采用主成分分析方法对有机氯的来源进行进一步的分析. 由于硫丹 I、七氯、七氯环氧化物、艾氏剂、狄氏剂和异狄氏剂等 6 种组分检出率低, 数据极少, 无法与其他组分同时进行因子分析, 故对 605 个土壤样品中剩余 11 种 OCPs 进行了因子分析, 分析结果见表 5. 因子分析表明 11 个变量反映的信息可以集中以 3 个主成分来反映, 总方差解释

量达 62.6%。主成分 1 解释了总方差的 25.9%, 其中占有较高载荷的化合物为 α -HCH、 β -HCH、 p,p' -DDE、 p,p' -DDD、 o,p' -DDT 和甲氧滴滴涕, 代表了 HCHs 和 DDTs 这两种最常用的有机氯农药。因子 2

解释了总方差的 23.14%, 占有较高载荷的化合物为 γ -HCH 和 δ -HCH, 代表了林丹类农药。因子 3 解释了总方差的 13.53%, 占有较高载荷的化合物为 硫丹硫酸盐和硫丹 II, 代表了硫丹类农药。

表 4 不同利用类型耕地土壤中有有机氯农药残留浓度

Table 4 Comparison of OCPs residues in different types Cultivated soils

| 土壤利用类型 | HCHs/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | DDTs/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | OCPs/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | |
|----------------|--|------|--|-------|--|-------|
| | 范围 | 平均值 | 范围 | 平均值 | 范围 | 平均值 |
| 菜地 ($n=262$) | nd ~ 41.62 | 2.49 | nd ~ 383.41 | 21.22 | nd ~ 649.33 | 36.62 |
| 水田 ($n=144$) | nd ~ 29.07 | 1.80 | 0.26 ~ 78.48 | 6.47 | 1.07 ~ 90.15 | 9.95 |
| 香蕉地 ($n=50$) | 0.16 ~ 13.78 | 2.06 | 0.31 ~ 191.49 | 10.44 | 1.24 ~ 195.02 | 14.17 |
| 甘蔗地 ($n=13$) | nd ~ 11.21 | 2.64 | nd ~ 47.18 | 9.95 | nd ~ 65.15 | 18.54 |
| 鱼塘基 ($n=13$) | nd ~ 6.99 | 2.31 | 0.52 ~ 16.16 | 4.53 | 1.16 ~ 21.89 | 8.24 |
| 耕地 ($n=482$) | nd ~ 41.62 | 2.24 | nd ~ 383.41 | 14.94 | nd ~ 649.33 | 25.07 |

表 5 方差最大正交旋转法得到的因子解和全部解释变量¹⁾

Table 5 Factor solution obtained by varimax orthogonal rotation and total varimax explained

| 成分 | 初始特征值 | | | 旋转平方和因子负载量 | | |
|----|-------|-------|--------|------------|-------|--------|
| | 特征值 | 方差/% | 累积方差/% | 特征值 | 方差/% | 累积方差/% |
| 1 | 4.38 | 39.79 | 39.79 | 2.85 | 25.88 | 25.88 |
| 2 | 1.34 | 12.15 | 51.95 | 2.55 | 23.14 | 49.02 |
| 3 | 1.17 | 10.60 | 62.55 | 1.49 | 13.53 | 62.55 |
| 4 | 1.00 | 9.07 | 71.62 | | | |
| 5 | 0.87 | 7.94 | 79.56 | | | |
| 6 | 0.69 | 6.23 | 85.79 | | | |
| 7 | 0.59 | 5.40 | 91.19 | | | |
| 8 | 0.40 | 3.60 | 94.79 | | | |
| 9 | 0.21 | 1.92 | 96.71 | | | |
| 10 | 0.19 | 1.74 | 98.45 | | | |
| 11 | 0.17 | 1.55 | 100.00 | | | |

| 化合物 | 主成分 | | | 旋转主成分 | | |
|---------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| α -HCH | 0.88 | -0.14 | -0.08 | 0.65 | 0.61 | 0.06 |
| β -HCH | 0.75 | -0.28 | -0.05 | 0.63 | 0.48 | -0.09 |
| γ -HCH | 0.81 | 0.19 | -0.32 | 0.32 | 0.80 | 0.24 |
| δ -HCH | 0.62 | 0.14 | -0.67 | 0.03 | 0.92 | 0.00 |
| p,p' -DDE | 0.74 | 0.14 | 0.48 | 0.73 | 0.15 | 0.49 |
| p,p' -DDD | 0.51 | -0.43 | 0.34 | 0.74 | 0.02 | -0.12 |
| o,p' -DDT | 0.79 | 0.11 | 0.39 | 0.73 | 0.25 | 0.45 |
| p,p' -DDT | 0.31 | -0.03 | -0.10 | 0.18 | 0.27 | 0.01 |
| 甲氧滴滴涕 | 0.54 | -0.38 | -0.06 | 0.52 | 0.34 | -0.23 |
| 硫丹 II | 0.06 | 0.50 | 0.32 | 0.00 | -0.12 | 0.59 |
| 硫丹硫酸盐 | 0.41 | 0.75 | -0.03 | -0.06 | 0.41 | 0.75 |

1) 因子提取方法为主成分分析法; 旋转方法为 Kaiser 归一化的方差极大法, 提取不同因子组合依据相关系数

利用因子分析可以定量确定各污染源对 OCPs 的贡献率。在此以标准化主因子得分为自变量, 以进行因子分析的 11 种 OCPs 标准化总含量为因变量, 用 0.05 为缺省的显著性水平, 进行多元线性逐步回归, 获得标准化回归系数。通过标准化回归系数计算得到 3 个因子的平均贡献率(表 6)。表 6 显示, 可决系数为 0.996, 表明回归模型的拟合程度较好。研究区表层土壤 OCPs 的 3 种主要污染源贡献

比例相差不大。相对而言, 硫丹类农药污染源贡献比例最高, 为 36.06%, 传统有机氯农药污染源贡献比例为 32.70%, 林丹类农药污染源贡献比例为 31.25%。

2.4 土壤有机氯农药生态风险评价

参照土壤环境质量标准(GB 15618-2008 征求意见稿), 研究区内土壤样点 HCHs 残留浓度一级标准($10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、二级标准($50 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 合格率分

别为 97.5% 和 100% ; 土壤样点 DDTs 一级标准 ($50 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)、二级标准 ($100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 合格率分别为 95.5% 和 97.7% , 有 14 个土壤样点 (其中 85.7% 的

样点为菜地) 属于三级土壤, 所占比例为 2.3% , 超标点零星分布在佛山、广州、深圳、东莞和惠州等地.

表 6 OCPs 因子得分的多元线性回归结果

Table 6 Multiple regression statistics using factor scores for OCPs

| 因子 | OCP 污染源 | 标准化回归系数 | 源平均贡献率/% | 可决系数 |
|----|---------|---------|----------|-------|
| F1 | 传统有机氯农药 | 0.496 | 32.70 | 0.997 |
| F2 | 林丹类农药 | 0.474 | 31.25 | |
| F3 | 硫丹类农药 | 0.547 | 36.06 | |

目前对于土壤有机污染物尚无确定的土壤生态风险评价模式, 对研究区土壤环境中 OCPs 生态风险评价分别参照 Urzelaia 等^[30] 和 Long 等^[31] 提出的评价标准. Urzelaia 等^[30] 以污染物对土壤无脊椎动物的毒性影响为基准, 计算得出, 对于标准土壤 (28% 黏土, 4% 有机质) 的生态系统, α -HCH、 β -HCH、 γ -HCH 能引起土壤中 50% 物种的风险浓度分别为 100 、 40 和 $10\,000 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, γ -HCH 的 10% 物种风险浓度为 $80 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Long 等^[31] 提出的 DDTs 风险评估低值 ERL (effects range-low, 生物效应几率 $< 10\%$) 和风险评估中值 ERM (effects range-median, 生物效应几率 $< 50\%$) 分别为 $1.58 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $46.1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

评价结果表明, 研究区土壤 HCHs 残留量均低于生态风险评价值, 属于低风险; 而 DDTs 低于 ERL 的比例为 38.6% , 介于 ERL 和 ERM 之间的样点比例为 55.9% , 有 5.5% 的样点 DDTs 残留量超过了 ERM, 且所有样品均是耕地土壤. 因此 DDTs 类有机氯农药对研究区生物造成不利影响的可能性较大, 存在一定的生态风险, 但危害性总体较低.

3 结论

(1) 珠江三角洲地区表层土壤中 17 种有机氯农药 (\sum OCPs) 残留浓度在 $\text{nd} \sim 649.33 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 $20.67 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 检出率为 97.85% . 其中 DDTs、HCHs、硫丹硫酸盐和甲氧滴滴涕检出率较高, 检出率最高的主要是 p,p' -DDE (88.76%)、 α -HCH (80.50%)、 γ -HCH (78.51%)、硫丹硫酸盐 (45.45%) 和甲氧滴滴涕 (42.64%) . 从残留浓度看, DDTs、硫丹硫酸盐和 HCHs 是主要污染物, 其中, 以 p,p' -DDT、硫丹硫酸盐、 p,p' -DDE 和 β -HCH 贡献量较大.

(2) 土壤 OCPs 的残留主要来源于历史污染, 局部地区可能存在新的污染源输入. 土壤中 HCHs 残留主要来源于林丹, 土壤中 DDTs 主要来源于早

期农药施用的残留, 局部地区三氯杀螨醇已经成为土壤 DDT 污染的主要来源. 从化、增城、高要地区近期存在农药使用. 因子分析结果显示, 土壤 OCPs 主要来源于传统有机氯农药、林丹和硫丹类农药的使用, 贡献比例分别为 32.7%、31.25% 和 36.06% .

(3) 研究区 OCPs 分布区域特征非常明显, 高含量区主要分布在人口密集, 工农业生产活动强度大的珠三角中心城市区域, 低值区都分布在珠三角东西两侧的边缘地区. 不同土地利用类型土壤 OCPs 残留量差异较大, 耕地残留量较高, 且菜地土壤中有有机氯农药残留量相对较高, 其次是园地, 林地残留量最地.

(4) 参照土壤环境质量标准 (GB 15618-2008), 研究区 HCHs 残留量一级标准、二级标准合格率分别为 97.5% 和 100% ; DDTs 一级标准、二级标准合格率分别为 95.5% 和 97.7% , 2.3% 的样点属于三级土壤, 超标点零星分布在佛山、广州、深圳、东莞和惠州等地. 风险评价结果表明, 研究区土壤 HCHs 残留量属于低风险, 有 5.5% 的样点 DDTs 残留量超过了 ERM, 且所有样品均是耕地土壤. DDTs 类有机氯农药对研究区生物存在一定的生态风险, 但危害性总体较低.

参考文献:

- [1] Meijer S N, Shoeib M, Jantunen L M M, *et al.* Air-soil exchange of organochlorine pesticides in agricultural soils. 1. Field measurements using a novel in situ sampling device [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, **37** (7): 1292-1299.
- [2] 王连生. 有机污染化学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2004. 610-620.
- [3] 祁士华, 游远航, 苏秋克, 等. 生态地球化学调查中的有机氯农药研究 [J]. *地质通报*, 2005, **24** (8): 704-709.
- [4] Yang X L, Wang S S, Bian Y T, *et al.* Dicofol application resulted in high DDTs residue in cotton fields from northern Jiangsu Province, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **150** (1): 92-98.

- [5] Qiu X H, Zhu T, Yao B, *et al.* Contribution of dicofol to the current DDT pollution in China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, **39**(12): 4385-4390.
- [6] Wong F, Bidleman T T. Aging of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in muck soil: volatilization, bioaccessibility, and degradation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**(3): 958-963.
- [7] 蒋煜峰, 王学彤, 孙阳昭, 等. 上海市城区土壤中有机氯农药残留研究 [J]. *环境科学*, 2010, **31**(2): 409-414.
- [8] Fu J M, Mai B X, Sheng G Y, *et al.* Persistent organic pollutants in environment of the Pearl River Delta, China: an overview [J]. *Chemosphere*, 2003, **52**(9): 1411-1422.
- [9] 李军. 珠江三角洲有机氯农药污染的区域地球化学研究 [D]. 广州: 中国科学院广州地球化学研究所, 2005. 86-130.
- [10] 汤嘉骏, 刘昕宇, 詹志薇, 等. 流溪河水体有机氯农药的生态风险评价 [J]. *环境科学学报*, 2014, **34**(10): 2709-2717.
- [11] 杨国义, 万开, 张天彬, 等. 广东省典型区域农业土壤中有有机氯农药含量及其分布特征 [J]. *农业环境科学学报*, 2007, **26**(5): 1619-1623.
- [12] 马骁轩, 冉勇. 珠江三角洲土壤中的有机氯农药的分布特征 [J]. *生态环境学报*, 2009, **18**(1): 134-137.
- [13] 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, **25**(增刊): 89-93.
- [14] Chen L G, Ran Y, Xing B S, *et al.* Contents and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in vegetable soils of Guangzhou, China [J]. *Chemosphere*, 2005, **60**(7): 879-890.
- [15] 刘晨, 陈家玮, 杨忠芳. 北京郊区农田土壤中滴滴涕和六六六地球化学特征研究 [J]. *地学前缘*, 2008, **15**(5): 82-89.
- [16] 安琼, 董元华, 王辉, 等. 南京地区土壤中有机氯农药残留及其分布特征 [J]. *环境科学学报*, 2005, **25**(4): 470-474.
- [17] 张红艳, 高如泰, 江树人, 等. 北京市农田土壤中有有机氯农药残留的空间分析 [J]. *中国农业科学*, 2006, **39**(7): 1403-1410.
- [18] 章海波, 骆永明, 赵其国, 等. 香港土壤研究 IV. 土壤中有有机氯化合物的含量和组成 [J]. *土壤学报*, 2006, **43**(2): 220-225.
- [19] Gong Z M, Tao S, Xu F L, *et al.* Level and distribution of DDT in surface soils from Tianjin, China [J]. *Chemosphere*, 2004, **54**(8): 1247-1253.
- [20] 崔健, 王晓光, 都基众, 等. 沈阳郊区表层土壤有机氯农药残留特征及风险评价 [J]. *中国地质*, 2014, **41**(5): 1705-1715.
- [21] 陈敏, 陈莉, 黄平. 乌鲁木齐地区土壤中有机氯农药残留特征及来源分析 [J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(7): 1838-1846.
- [22] 黄焕芳, 祁士华, 翟程凯, 等. 福建鹭峰山脉土壤有机氯农药分布特征及健康风险评价 [J]. *环境科学*, 2014, **35**(7): 2691-2697.
- [23] Willett K L, Ulrich E M, Hites R A. Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers [J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, **32**(15): 2197-2207.
- [24] 谢婷, 张淑娟, 杨瑞强. 青藏高原湖泊流域土壤与牧草中多环芳烃和有机氯农药的污染特征与来源解析 [J]. *环境科学*, 2014, **35**(7): 2680-2689.
- [25] 郑晓燕, 刘威德, 刘文杰, 等. 卧龙自然保护区土壤中有机氯农药的浓度水平及来源分析 [J]. *科学通报*, 2009, **54**(1): 33-40.
- [26] Hitch R K, Day H R. Unusual persistence of DDT in some western USA soil [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1992, **48**(2): 259-264.
- [27] Harner T, Wideman J L, Jantunen L M N, *et al.* Residues of organochlorine pesticides in Alabama soils [J]. *Environmental Pollution*, 1999, **106**(3): 323-332.
- [28] 翟程凯, 祁士华, 张莉, 等. 福建戴云山山脉土壤有机氯农药残留及空间分布特征 [J]. *环境科学*, 2013, **34**(11): 4427-4433.
- [29] 李子成, 秦延文, 郑丙辉, 等. 丹江口水库迁建区土壤有机氯农药的分布特征及风险评价 [J]. *环境科学*, 2013, **34**(7): 2821-2828.
- [30] Urzelai A, Vega M, Angulo E. Deriving ecological risk-based soil quality values in the Basque Country [J]. *Science of the Total Environment*, 2000, **247**(2-3): 279-284.
- [31] Long E R, Macdonald D D, Smith S L, *et al.* Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments [J]. *Environmental Management*, 1995, **19**(1): 81-97.

CONTENTS

| | |
|--|---|
| Characterizing Beijing's Airborne Bacterial Communities in PM _{2.5} and PM ₁₀ Samples During Haze Pollution Episodes Using 16S rRNA Gene Analysis Method | WANG Bu-ying, LANG Ji-dong, ZHANG Li-na, <i>et al.</i> (2727) |
| Distribution Characteristics and Source Analysis of Dustfall Trace Elements During Winter in Beijing | XIONG Qiu-lin, ZHAO Wen-ji, GUO Xiao-yu, <i>et al.</i> (2735) |
| Pollution Characteristics of Aldehydes and Ketones Compounds in the Exhaust of Beijing Typical Restaurants | CHENG Jing-chen, CUI Tong, HE Wan-qing, <i>et al.</i> (2743) |
| Emission Characteristics of Vehicle Exhaust in Beijing Based on Actual Traffic Flow Information | FAN Shou-bin, TIAN Ling-di, ZHANG Dong-xu, <i>et al.</i> (2750) |
| Chemical Compositions in PM _{2.5} and Its Impact on Visibility in Summer in Pearl River Delta, China | YANG Yi-hong, QU Qun, LIU Sui-xin, <i>et al.</i> (2758) |
| Health Risk Assessment of Tunnel Workers Based on the Investigation and Analysis of Occupational Exposure to PM ₁₀ | XIANG Hua-li, YANG Jun, QIU Zhen-zhen, <i>et al.</i> (2768) |
| Analysis on Emission Inventory and Temporal-Spatial Characteristics of Pollutants from Key Coal-Fired Stationary Sources in Jiangsu Province by On-Line Monitoring Data | ZHANG Ying-jie, KONG Shao-fei, TANG Li-li, <i>et al.</i> (2775) |
| Hydrogen and Oxygen Isotopic Compositions of Precipitation and Its Water Vapor Sources in Eastern Qaidam Basin | ZHU Jian-jia, CHEN Hui, GONG Guo-li (2784) |
| Distribution Characteristics of Sedimentary Pigments in the Changjiang Estuary and Zhe-Min Coast and Its Implications | LI Dong, YAO Peng, ZHAO Bin, <i>et al.</i> (2791) |
| Nutrients Input Characteristics of the Yangtze River and Wangyu River During the "Water Transfers on Lake Taihu from the Yangtze River" | PAN Xiao-xue, MA Ying-qun, QIN Yan-wen, <i>et al.</i> (2800) |
| Pollution Characteristics of Surface Runoff of Typical Town in Chongqing City | WANG Long-tao, DUAN Bing-zheng, ZHAO Jian-wei, <i>et al.</i> (2809) |
| Effect of Water and Sediment Regulation on the Transport of Particulate Organic Carbon in the Lower Yellow River | ZHANG Ting-ting, YAO Peng, WANG Jin-peng, <i>et al.</i> (2817) |
| Concentration and Source of Dissolved Organic Carbon in Snowpits of the Tibetan Plateau | YAN Fang-ping, KANG Shi-chang, CHEN Peng-fei, <i>et al.</i> (2827) |
| Variations of Inorganic Carbon and Its Impact Factors in Surface-Layer Waters in a Groundwater-Fed Reservoir in Karst Area, SW China | LI Jian-hong, PU Jun-bing, YUAN Dao-xian, <i>et al.</i> (2833) |
| Modeling the Influencing Factors of Karstification and Karst Carbon Cycle in Laboratory | ZHAO Rui-yi, LÜ Xian-fu, DUAN Yi-fan (2843) |
| Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of HCHs and DDTs in Surface Water Bodies in Xinxiang | FENG Jing-lan, YU Hao, LIU Shu-hui, <i>et al.</i> (2849) |
| Comparison Study of the Alkanes in Different Aquifer Medium Under Qingmuguan Underground System | LIANG Zuo-bing, SUN Yu-chuan, WANG Zun-bo, <i>et al.</i> (2857) |
| Spatial Distribution Characteristics of Different Species Mercury in Water Body of Changshou Lake in Three Gorges Reservoir Region | BAI Wei-yang, ZHANG Cheng, ZHAO Zheng, <i>et al.</i> (2863) |
| Influence of Marine Aquaculture Around Coal Power Plant on Mercury Species Change in Aquatic Ecological Environment | LIANG Peng, WANG Yuan-na, YOU Qiong-zhi, <i>et al.</i> (2870) |
| Using $\delta^{34}\text{S}\text{-SO}_4^{2-}$ and $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$, $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3^-$ to Trace the Sources of Sulfur and Nitrate in Lihu Lake Underground Water, Guangxi, China | LI Rui, XIAO Qiong, LIU Wen, <i>et al.</i> (2877) |
| Ecological Effects of Algae Blooms Cluster; The Impact on Chlorophyll and Photosynthesis of the Water Hyacinth | LIU Guo-feng, HE Jun, YANG Yi-zhong, <i>et al.</i> (2887) |
| Influence of Natural Dissolved Organic Matter on the Passive Sampling Technique and Its Application | YU Shang-yun, ZHOU Yan-mei (2895) |
| Adhesion Force Analysis of Protein Fouling of PVDF Ultrafiltration Membrane Using Atomic Force Microscope | WANG Xu-dong, ZHOU Miao, MENG Xiao-rong, <i>et al.</i> (2900) |
| Influence of CNTs on Photodegradation of Salbutamol in Water Environment | WANG Qi, HAN Jia-ru, WEI Bo-fan, <i>et al.</i> (2906) |
| Preparation of $\beta\text{-In}_2\text{S}_3$ and Catalytic Degradation of Oxytetracycline Under Solar Light Irradiation | AI Cui-ling, ZHOU Dan-dan, ZHANG Rong-rong, <i>et al.</i> (2911) |
| Nitrogen Release Performance of Sediments in Drainage Pipeline | CHEN Hong, ZHUO Qiong-fang, XU Zhen-cheng, <i>et al.</i> (2918) |
| Analysis of Precipitation Formation in Biofilm CANON Reactor and Its Effect on Nitrogen Removal | FU Kun-ming, WANG Hui-fang, ZUO Zao-rong, <i>et al.</i> (2926) |
| Optimization of Energy Saving Measures with ABR-MBR Integrated Process | WU Peng, LU Shuang-jun, XU Yue-zhong, <i>et al.</i> (2934) |
| Abundance and Community Composition of Ammonia-Oxidizing Archaea in Two Completely Autotrophic Nitrogen Removal over Nitrite Systems | GAO Jing-feng, LI Ting, ZHANG Shu-jun, <i>et al.</i> (2939) |
| Formation Mechanism of Aerobic Granular Sludge and Removal Efficiencies in Integrated ABR-CSTR Reactor | WU Kai-cheng, WU Peng, XU Yue-zhong, <i>et al.</i> (2947) |
| Distribution Characteristics and Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Surface Soil of Pearl River Delta Economic Zone | DOU Lei, YANG Guo-yi (2954) |
| Risk Assessment of Heavy Metal Contamination in Farmland Soil in Du'an Autonomous County of Guangxi Zhuang Autonomous Region, China | WU Yang, YANG Jun, ZHOU Xiao-yong, <i>et al.</i> (2964) |
| Assessment of Heavy Metal Pollution and Its Health Risk of Surface Dusts from Parks of Kaifeng, China | DUAN Hai-jing, CAI Xiao-qiang, RUAN Xin-ling, <i>et al.</i> (2972) |
| Responses of Soil and Plant ^{15}N Natural Abundance to Long-term N Addition in an N-Saturated <i>Pinus massoniana</i> Forest in Southwest China | LIU Wen-jing, KANG Rong-hua, ZHANG Ting, <i>et al.</i> (2981) |
| Latitudinal Changes in Plant Stoichiometric and Soil C, N, P Stoichiometry in Loess Plateau | LI Ting, DENG Qiang, YUAN Zhi-You, <i>et al.</i> (2988) |
| Open-top Chamber for <i>in situ</i> Research on Response of Mercury Enrichment in Rice to the Rising Gaseous Elemental Mercury in the Atmosphere | CHEN Jian, WANG Zhang-wei, ZHANG Xiao-shan, <i>et al.</i> (2997) |
| Influence of Uranium in <i>Pteris vittata</i> L. Inoculated by Arbuscular Mycorrhizal Fungus | ZHENG Wen-jun, WANG Ming-yuan (3004) |
| Impact on the Microbial Biomass and Metabolic Function of Carbon Source by Black Soil During Rice Cultivation | ZHAO Zhi-rui, CUI Bing-jian, HOU Yan-lin, <i>et al.</i> (3011) |
| Effect of Decomposing Products of Immobilized Carriers on Desorption of Pyrene in Contaminated Soil | TONG Dong-li, SHUANG Sheng-qing, LI Xiao-jun, <i>et al.</i> (3018) |
| Solidification/Stabilization of Chromite Ore Processing Residue (COPR) Using Zero-Valent Iron and Lime-Activated Ground Granulated Blast Furnace Slag | CHEN Zhong-lin, LI Jin-chunzi, WANG Bin-yuan, <i>et al.</i> (3026) |
| Stabilization of Cadmium Contaminated Soils by Ferric Ion Modified Attapulgite (Fe/ATP): Characterizations and Stabilization Mechanism | YANG Rong, LI Hong-bo, ZHOU Yong-li, <i>et al.</i> (3032) |
| Improving Agricultural Safety of Soils Contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by In Situ Bioremediation | JIAO Hai-hua, PAN Jian-gang, XU Sheng-jun, <i>et al.</i> (3038) |
| Competence of Cd Phytoremediation in Cd-OCDF Co-contaminated Soil Using <i>Mirabilis jalapa</i> L. | ZHANG Xing-li, ZOU Wei, ZHOU Qi-xing (3045) |
| Effects of Soil Moisture on Phytoremediation of As-Contaminated Soils Using As-Hyperaccumulator <i>Pteris vittata</i> L. | LIU Qiu-xin, YAN Xiu-lan, LIAO Xiao-yun, <i>et al.</i> (3056) |
| Effects of Phosphate Rock and Decomposed Rice Straw Application on Lead Immobilization in a Contaminated Soil | TANG Fan, HU Hong-qing, SU Xiao-juan, <i>et al.</i> (3062) |
| Residue and Degradation of Roxarsone in the System of Soil-Vegetable | SHAO Ting, YAO Chun-xia, SHEN Yuan-yuan, <i>et al.</i> (3068) |
| Acute Toxicity and Safety Assessment of Three Typical Organic Pollutants to Two Aquatic Organisms | YANG Yang, LI Ya-jie, CUI Yi-bin, <i>et al.</i> (3074) |
| Effects of Oil Pollutants on the Performance of Marine Benthonic Microbial Fuel Cells and Its Acceleration of Degradation | MENG Yao, FU Yu-bin, LIANG Sheng-kang, <i>et al.</i> (3080) |
| Microwave In-situ Regeneration of Cu-Mn-Ce/ZSM Catalyst Adsorbed Toluene and Distribution of Bed Temperature | HU Xue-jiao, BO Long-li, LIANG Xin-xin, <i>et al.</i> (3086) |
| Impact of Thermal Treatment on Biogas Production by Anaerobic Digestion of High-solid-content Swine Manure | HU Yu-ying, WU Jing, WANG Shi-feng, <i>et al.</i> (3094) |
| Impact of Phosphogypsum Wastes on the Wheat Growth and CO ₂ Emissions and Evaluation of Economic-environmental Benefit | LI Ji, WU Hong-sheng, GAO Zhi-qiu, <i>et al.</i> (3099) |
| Status Quo, Uncertainties and Trends Analysis of Environmental Risk Assessment for PFASs | HAO Xue-wen, LI Li, WANG Jie, <i>et al.</i> (3106) |

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2015年8月15日 第36卷 第8期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 8 Aug. 15, 2015

| | | | | |
|---------|---|------------------|----|--|
| 主 管 | 中国科学院 | Superintended | by | Chinese Academy of Sciences |
| 主 办 | 中国科学院生态环境研究中心 | Sponsored | by | Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences |
| 协 办 | (以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院 | Co-Sponsored | by | Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University |
| 主 编 | 欧阳自远 | Editor-in -Chief | | OUYANG Zi-yuan |
| 编 辑 | 《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn | Edited | by | The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn |
| 出 版 | 科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717 | Published | by | Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China |
| 印 刷 装 订 | 北京北林印刷厂 | Printed | by | Beijing Bei Lin Printing House |
| 发 行 | 科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com | Distributed | by | Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com |
| 订 购 处 | 全国各地邮电局 | Domestic | | All Local Post Offices in China |
| 国外总发行 | 中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱) | Foreign | | China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China |

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行