

土壤环境中阴离子表面活性剂的分布*

韩永镜 潘根兴

(南京农业大学资源与环境科学院农业资源与生态环境研究所, 南京 210095)

摘要 采集了南京市附近及苏南吴县地区不同土壤及相关水样, 用苯胺兰 1 号比色法分析阴离子表面活性浓度, 结果表明土壤环境中其浓度为 $0.14\text{mg/kg} \sim 3.84\text{mg/kg}$, 水样中为 $0.17\text{mg/L} \sim 0.46\text{mg/L}$, 并且其浓度与土壤剖面深度、环境污染冲击类型及土壤利用方式有关。

关键词 土壤环境, 阴离子表面活性剂, 环境污染, 监测。

Distribution of Anionic Surfactants in Soil Environment

Han Yongjing Pan Genxing

(Institute of Resources, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract The distribution of synthetic anionic surfactants in soils and related water in the vicinity of Nanjing City and Wuxing County, Jiangsu Province is studied by Azure A colorimetry. The SAS concentration in the soils ranges from 0.14mg/kg to 3.84mg/kg , while that in related water ranges from 0.17mg/L to 0.46mg/L , varying with soil profile depth and land use patters.

Keywords synthetic anionic surfactants, environment pollution, soil environment, environmental analysis.

近年来对土壤外源有机污染物研究得到不断重视^[1,2]。合成阴离子表面活性剂(synthetic anionic surfactant, SAS)是广泛使用的工业产品,在农药及洗涤剂中也广泛存在,由于其非自然起源,其环境释放形成了土壤环境的外来化合物(xenobiotics)污染。SAS 中又以线性烷基苯磺酸盐(LAS)为主,由于它对生物体(包括人体)遗传的潜在危害^[3],其污染受到高度重视和深入研究。但这些工作多集中于其在水体系中的环境化学行为及其对水生生物毒害作用的生物学特性和微观机理。但作为一类可能的土壤污染物却鲜有报道。据此,本文对南京附近及苏南吴县地区土壤及相关水样中的 SAS 含量及分布进行初步调查研究。

1 样品和方法

土壤样品: 分别采集自南京市玄武区蔬菜地及苏南吴县地区不同环境中农田,并在采集点上同时采集土壤剖面样品和相关地表水样

品。样品采集后,加入 1%(V/V) 甲醛溶液,置于深色瓶中,4℃ 下保存^[4,5]。

取一定量过滤后的 SAS 分析水样至分液漏斗中,用蒸馏水稀释至 50ml,加入 5ml Azure A 试剂和 25ml 氯仿,盖上塞子,剧烈振荡 0.5min 以上,静置 5min 后,在 623nm 处比色^[6]。

土样中 SAS 的测定: 取一定量经充分研磨的土样 20g,加入乙醇和蒸馏水的混和提取剂(V/V=1:1) 20ml,振荡 1h,内容物移入布氏漏斗,用真空泵将提取剂抽滤入本生烧瓶,然后用混和提取剂清洗土壤 3 次,提取液移入蒸发皿,水浴后,用蒸馏水将残余物洗入容量瓶,冷却后定容,吸取一定量溶液用上述 Azure A 法比色^[7]。

* 国家教育部优秀年轻教师基金,博士点研究基金及江苏省青年科技基金(BQ96024)和江苏省自然科学基金(BK97096)联合资助项目

韩永镜:男,24 岁,硕士研究生

收稿日期:1999-01-18

2 结果与讨论

2.1 土壤和水中的 SAS 含量

土壤样品中 SAS 的测定结果列于表 1. 所测土壤样品的 SAS 含量介于 0.14 ~ 3.80mg/kg. 土壤表层(0cm ~ 20cm)SAS 含量介于 0.78 ~ 3.84mg/kg, 平均为 2.19mg/kg, 标准差为 0.84mg/kg. 而亚表层(20cm ~ 40cm) 为 0.14 ~ 2.10mg/kg, 平均值为 1.05mg/kg, 标准差为 0.56mg/kg. 统计分析表明土壤 2 层次之间 SAS 含量存在显著差异, 指示着 SAS 在土壤环境中的表面性冲击.

表 1 土壤样品中 SAS 含量/mg · kg⁻¹

样品	采样地点	部位	0cm ~ 20cm	20cm ~ 40cm
熟菜园土	南京玄武区小卫街村	丘陵坡地下部	2.37	0.37
		丘陵坡地中部	2.95	0.55
生菜园土		丘陵坡地上部	0.78	0.14
耕作农田(水稻土)	吴县光福镇古前村	A 点	1.54	1.22
		B 点	2.58	1.15
		C 点	1.25	1.55
	吴县光福镇刘家村	A 点	1.55	0.34
		B 点	2.57	1.22
		A 点	1.73	1.26
	吴县用直镇	B 点	3.84	2.10
		C 点	2.82	1.65
	吴县木渎镇七星村		1.22	0.98
	吴县木渎镇第二小学		2.31	1.58
	吴县木渎镇姑苏村		3.00	1.32
平均值			2.19	1.05
标准差			0.84	0.56

所采的相关水样的 SAS 测定结果列于表 2. 其 SAS 浓度介于 0.15 ~ 0.46mg/L, 平均值为 0.25mg/L, 标准差为 0.08mg/L. 根据国家地面水环境质量标准 BG 3838-88^[8], 所监测的地表水样(尤其是生活区附近的灌溉用水) 超过 V 类水标准(0.3mg/L), 已明显受 SAS 的污染.

表 2 灌溉水样中 SAS 含量/mg · L⁻¹

地 点	含 量	备 注
南京市玄武区小卫区河上游	0.15	生活污水, 灌溉用水
同上, 中游	0.17	生活污水, 灌溉用水
同上, 上游	0.26	生活与工业污水, 灌溉用水
吴县木渎镇工业区附近	0.37	工业污染水、灌溉用水
吴县木渎镇生活区附近	0.34	生活污染水, 灌溉用水
吴县木渎镇农业区	0.31	灌溉用水
平均值	0.25	
标准差	0.08	

2.2 土壤剖面和灌溉水不同流段上 SAS 浓度分布

对吴县地区黄泥土、白土、乌泥土等 3 种代表性水稻土^[9] 剖面样品的 SAS 含量分布的分析列于图 1. 这些土壤剖面均存在 SAS 浓度随深度递降的趋势. 尽管 SAS 在土壤中较易分解, 但在 80cm ~ 100cm 层次处仍有 0.6mg/kg ~ 0.7mg/kg SAS 存在, 说明 SAS 易于在土壤中向下运移而向地下水释放. 粘粒含量和有机质含量较低的白土表现出较低的 SAS 含量, 且全剖面变化平缓. 反之, 乌泥土和黄泥土粘粒含量均较大, 在表层保持着 2~3 倍的 SAS. 因而 SAS 运移明显受到土壤性状的制约.

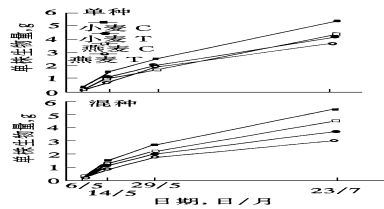


图 1 吴县 3 种水稻土中 SAS 含量分布曲线

南京市紫金山下小卫街河的不同河段水样 SAS 浓度分布结果示于图 2. 上游是菜地和 2 个村庄, 中游有一个电视机厂, 下游有多个村庄和工厂, 但由于污染水源的持续输入, SAS 浓度向下游有明显的增高趋势, 下游河段的 SAS 浓度可达上游的 2 倍. 这意味着处于水系下游的农田 SAS 的潜在污染更为严重.

2.3 土壤中 SAS 浓度与环境污染和土地利用的关系

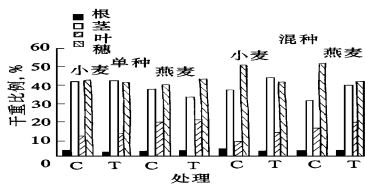


图2 南京小卫街不同河段中 SAS 浓度的比较

对于采于吴县地区的不同环境和不同工业化年限的乡镇的土壤 SAS 含量的统计分析结果列于表 3. 可见, 受环境污染影响的土壤与大田中心区土壤间 SAS 含量存在显著差异. 不过, 不同工业化程度下的土壤 SAS 含量并未显示出显著差异. 此外, 不同利用方式间土壤中 SAS 含量也存在着显著差异(表 4). 水稻田土壤中 SAS 含量显著高于旱地, 落干有利于土壤中 SAS 的降解, 这与好氧微生物的分解有关^[10, 11]. 上述结果一方面说明不同的利用方式影响 SAS 在土壤环境中的迁移、分解和转化, 另一方面也揭示了水旱轮作和水稻田干湿交替等农事措施对外来化合物净化的重要性.

表 3 吴县市不同生态环境下表层土壤中 SAS 含量/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$			
不同生态环境		平均值	差异显著性 (5%)
生态环境	近生活区	3. 13	a
	近工业区	2. 70	ab
	农田中心区	2. 11	b
工业化程度	高度工业化(木渎镇)	5. 13	a
	生态保护区(光福镇)	4. 95	a
	中度工业化(用直镇)	4. 57	a

表 4 不同利用方式和农作措施对表层土壤 SAS 含量的影响/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$			
方式及措施		SAS 含量	差异显著性(5%)
利用方式 (n= 21)	水稻田	10. 34	a
	蔬菜地	3. 45	b
	旱 田	1. 82	c
水田农作措施 (n= 11)	淹水	17. 37	a
	落干 4d	8. 16	b
	落干 14d	6. 95	c

3 小结

就所研究的南京市郊和吴县地区来说, 土壤中 SAS 含量为 $0. 14\text{mg}/\text{kg} \sim 3. 84\text{mg}/\text{kg}$, 水样中为 $0. 17 \sim 0. 46\text{mg}/\text{L}$. 土壤全剖面均已发现 SAS 的显著存在. SAS 在环境中的累积因不同的环境污染冲击和土壤利用方式而异, 水稻田高于旱作田, 干湿交替有利于土壤中 SAS 的净化. 土壤中 SAS 污染的生态环境效应及其在土壤环境中的迁移与转化规律需进行深入的研究.

参 考 文 献

1 孙铁珩. 我国土壤-植物系统污染生态研究的历程及发展方向, 中国农业资源与环境持续发展的探讨. 沈阳: 辽宁科技出版社, 1998. 142 ~ 147

2 宋玉芳, 常士俊, 李利, 马学军, 孙铁珩. 污灌土壤中多环芳烃积累与动态变化研究. 应用生态学报, 1997, 8(1): 93 ~ 98

3 上海第一医学院. 环境卫生学. 北京: 人民卫生出版社, 1981. 124 ~ 128

4 Castles M A et al. Measurement of linear alkylbenzene-sulfonates in aqueous environment matrixes by liquid chromatogrpahty with flourescene detection. Anal. Chem., 1989, 61: 2534 ~ 2540

5 Marcomini A et al. Simultaneous determination of linear alkylbenzene sulfonates, alkylphenol, polyethexylates, and nonylphenol by high performance liquid chromatography. Anal. Chem., 1987, 59: 1709 ~ 1715

6 Wang L K. The determination of anionic surfactant in water by Azure A method. Inter. J. Environ. Anal. Chem., 1976, 4: 285 ~ 300

7 Chenko Y V M. Determination of synthetic surfactants in soils. Soviet Soil Science, 1990, 22(4): 124 ~ 126

8 《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 1997. 577

9 江苏省土壤普查办公室. 江苏土壤. 北京: 中国农业出版社, 1995. 230 ~ 307

10 Willetts A J et al. Microbial metabolism of alkylbenzene sulfonates. Biochem. J., 1972, 129: 389

11 Repaport R A et al. Monitoring linear alkylbenzene sulfonates in the environment. 1973 ~ 1986. Environ. Toxicol. Chem, 1990, 9: 1245