

水冲和节水农村公厕粪便资源化利用风险评估

蔡佳盛, 施教忠, 叶志隆, 李叶楠, UZMA Shaheen, 陈少华

引用本文:

蔡佳盛, 施教忠, 叶志隆, 等. 水冲和节水农村公厕粪便资源化利用风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(10): 2226–2235.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0340>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

天津市家庭养殖环境中抗生素污染特征与风险评估

阮蓉, 张克强, 杜连柱, 丁工尧, 王素英, 支苏丽

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 202–210 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0694>

某规模化猪场废水中抗生素污染特征及生态风险评估

李盟军, 申健, 姚建武, 宁建凤, 王荣辉, 周凯军, 艾绍英

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 884–893 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1166>

畜禽粪便中铜和锌污染现状及风险分析

袁凯, 熊苏雅, 梁静, 李彦明, 乔玉辉, 李花粉, 陈清

农业环境科学学报. 2020, 39(8): 1837–1842 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0142>

典型养鸡场及其周边土壤中抗生素的污染特征和风险评估

涂棋, 徐艳, 李二虎, 师荣光, 郑向群, 耿以工

农业环境科学学报. 2020, 39(1): 97–107 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0823>

鸡粪-堆肥中重金属残留、抗生素耐药基因及细菌群落变化研究

邓雯文, 陈姝娟, 何雪萍, 晋蕾, 杨盛智, 余秀梅, 刘书亮, 邹立扣

农业环境科学学报. 2019, 38(2): 439–450 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0716>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

蔡佳盛, 施教忠, 叶志隆, 等. 水冲和节水农村公厕粪便资源化利用风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(10): 2226–2235.
CAI J S, SHI J Z, YE Z L, et al. Ecological risk assessment of utilization of human excrement resources derived from water-flushing and water-saving public toilets in rural area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(10): 2226–2235.



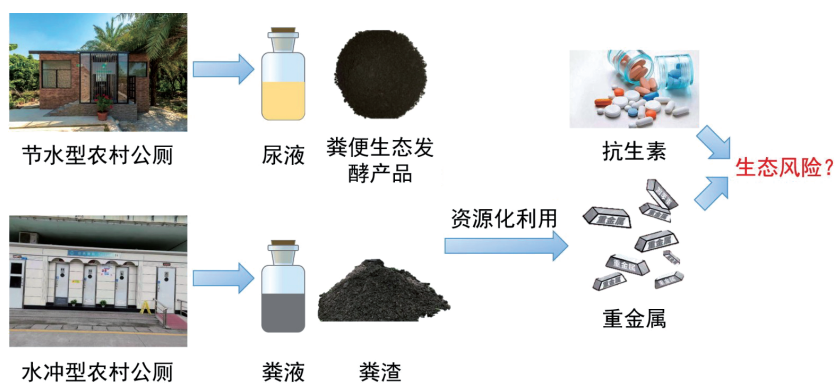
开放科学 OSID

水冲和节水农村公厕粪便资源化利用风险评估

蔡佳盛^{1,2}, 施教忠³, 叶志隆^{1*}, 李叶楠^{1,2}, UZMA Shaheen^{1,2}, 陈少华¹

(1. 中国科学院城市环境研究所城市污染物转化重点实验室, 福建 厦门 361021; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 厦门市同安区市政公用工程建设中心, 福建 厦门 361100)

摘要:为研究农村厕所粪便资源化利用时的生态安全性, 选取目前农村厕改普遍采用的水冲型公厕和节水型公厕, 开展粪便资源化潜力分析和环境生态风险评估。分析了粪便中营养组分以及有毒有害物(重金属和抗生素)的含量, 并分别采用生态风险指数法和风险指数法评价了水冲型公厕和节水型公厕粪便资源化利用时重金属、抗生素残留带来的潜在生态风险。结果显示: 尿液(节水型公厕)与粪液(水冲型公厕)中所含的重金属浓度范围分别为 1.44~895.03 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 1.04~



18 519.34 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; 就地发酵产品(节水型公厕)与粪渣(水冲型公厕)中重金属含量范围分别为 3.96~3 185.07 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 12.43~19 105.59 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。尿液/粪液中抗生素浓度为 0~128.13 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 好氧发酵产品/粪渣中抗生素含量则为 0~32.32 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。生态风险指数显示, 尿液/粪液作为农肥施用时无生态风险(生态风险指数<150), 发酵产品/粪渣在施用时所含的重金属存在极高的生态风险(生态风险指数>600)。风险指数则表明, 尿液/粪液以及粪便生态发酵产品/粪渣中所含的土霉素(OTC)、氧氟沙星(OFLX)以及环丙沙星(CIP)可能引发中、高风险(风险指数>0.1), 且节水公厕生态发酵产品和尿液中抗生素的生态风险比水冲公厕粪渣和粪液低, 说明节水型公厕有利于减少抗生素带来的生态风险。研究表明, 在土地施用, 发酵产品(节水公厕)和粪渣(水冲公厕)所含的重金属会引发严重的生态风险, 且公厕的节水化运行有利于减少粪污中抗生素的生态风险。

关键词:乡村公厕; 粪便; 重金属; 抗生素; 生态风险

中图分类号: X820.4; X705 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2021)10-2226-10 doi:10.11654/jaes.2021-0340

Ecological risk assessment of utilization of human excrement resources derived from water-flushing and water-saving public toilets in rural area

CAI Jiasheng^{1,2}, SHI Jiaozhong³, YE Zhilong^{1*}, LI Yenan^{1,2}, UZMA Shaheen^{1,2}, CHEN Shaohua¹

(1. Key Laboratory of Urban Pollutant Conversion, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Center of Municipal Public Engineering Construction of Tong'an District, Xiamen

收稿日期: 2021-03-22 录用日期: 2021-06-24

作者简介: 蔡佳盛(1993—), 男, 福建石狮人, 硕士研究生, 研究方向为废水处理与养分回收。E-mail: jscai@iue.ac.cn

*通信作者: 叶志隆 E-mail: zlye@iue.ac.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC1903205)

Project supported: The National Key Research and Development Program of China(2018YFC1903205)

361100, China)

Abstract: Rural public toilet excreta is one of the main sources of organic fertilizer in remote mountainous and barren areas, yet its ecological safety during resource utilization is often ignored. In this study, water-flushing public toilets and water-saving public toilets, the two types of toilet commonly used in the “toilet revolution”, were selected for resource potential analysis and ecological risk assessment. The amounts of nutrients and toxic substances (including heavy metals and antibiotics) in excreta were analyzed. The ecological risk index (I_R) and hazard quotient (Q_H) were used to evaluate the potential ecological risks, due to heavy metals and antibiotics residues, respectively, in the utilization of rural public toilet excreta. The results showed that the concentrations of heavy metals in urine/black water were $1.44\sim 895.03\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and $1.04\sim 18\ 519.34\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, the concentrations of heavy metals in compost products/feces were $3.96\sim 3\ 185.07\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $12.43\sim 19\ 105.59\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; while the concentration of antibiotics in urine/black water was $0\sim 128.13\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, and the concentration of antibiotics in compost products/feces was $0\sim 32.32\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. The calculated I_R indicated that no ecological risk would occur during the application of urine/black water ($I_R<150$), while the heavy metals in compost products/feces could pose a high ecological risk in land applications ($I_R\geq 600$). The Q_H indicated that the oxytetracycline, ofloxacin, and ciprofloxacin contained in urine/black water and compost products/feces might lead to moderate or high ecological risk during land applications ($Q_H>0.1$). Compared with feces and black water from water-flushing public toilets, the contents of antibiotics in compost products/urine from water-saving public toilets showed lower ecological risks, indicating that water-saving public toilets were helpful in reducing antibiotic-associated ecological risks. These findings show that heavy metals in compost products (from water-saving public toilets) and feces (from water-flushing public toilets) can cause serious ecological risks during land application, and the water-saving operation of public toilets is conducive to reducing the ecological risks of antibiotics.

Keywords: rural public toilet; feces; heavy metal; antibiotic; ecological risk

农村厕所问题关系到广大农民群众的切身利益,是城乡发展不平衡和人居环境条件差异的突出体现,解决该问题已成为实施乡村振兴战略和推进生态文明建设的重要任务。当前,农村“厕所革命”已成为一个社会热点,其对于改善农村人居环境、提高人民生活品质、有效控制乡村生态环境污染等具有重要的意义。至2020年,我国农村厕改将实现85%的卫生厕所普及率,而到2030年将达到100%的卫生厕所普及率^[1]。

厕所粪污包括尿液和粪便,其含有大量的营养元素。通常每人每年可排泄5.7 kg的N、0.6 kg的P和1.2 kg的K,这些元素都是农作物生长不可或缺的重要营养成分^[2]。另外,尿液所含的N、P、K分别可以占市政废水的75%~87%、50%~90%和40%~50%,然而其体积却只占市政废水总体积的1%,说明尿液中各种营养元素的浓度非常高^[3]。如果可以将这些人体排泄物妥善地收集和处理,并用于作物的种植,那么将大约节省全球20%的化肥使用量^[2]。然而,厕所粪便资源化过程中,需要密切关注重金属、抗生素等有毒有害污染物。这些污染物在随粪便施用于农田时易造成二次污染,并引发潜在的生态风险,进而危害人体健康以及自然环境^[4]。因此,在对人体排泄物进行资源回收时,有必要对这些污染物进行生态风险评估。

在农村厕改中,根据用水情况可以将公厕分成节

水型公厕和水冲型公厕。节水型公厕主要用于城镇污水管道无法连接到的农村或者北方冬天低温的地区,产生的尿液与粪便分别收集,粪便一般加入一些辅料,如锯末和植物灰分,以进行好氧发酵生产肥料;而水冲型公厕则在南方较为常见,其是利用自来水将排泄物冲入化粪池中^[5-6]。农业农村部《农村厕所粪污无害化处理与资源化利用指南》中指出,农村厕所粪污处理有4种方式,包括水冲式厕所粪污分散处理利用、水冲式厕所粪污集中处理利用、卫生旱厕粪污处理利用和简易旱厕粪污处理利用。因此,本研究选取2座典型的粪污处理利用卫生旱厕(节水公厕)和3座典型的粪污分散处理利用水冲式公厕,采集其产生的不同类型尿液和粪便样品,分析其中C、N、P等营养成分,以及重金属和抗生素的浓度;并进一步采用生态风险指数法和风险指数法评价水冲型公厕和节水型公厕粪便资源化利用时重金属和抗生素残留给环境带来的潜在生态风险。通过对两种类型公厕粪污进行组分分析和资源化利用时重金属和抗生素的潜在生态风险评估,为农村“厕所革命”的开展和厕所粪污资源化利用提供一定的数据支撑。

1 材料与方法

1.1 粪便样品采集

本研究选取福建省厦门市同安区的5座农村公

厕进行调研和采样,1号公厕和2号公厕为节水型公厕(分别简称为节水1和节水2),3~5号为水冲型公厕(依次简称为水冲1、水冲2和水冲3)。所取样品包括节水型公厕所产生的新鲜尿液和原位好氧发酵产物,以及水冲型公厕中的粪液和粪渣。节水型公厕粪渣的处理方式为加入锯末后进行好氧发酵。节水型公厕取尿液与生态发酵后的固体产品进行测定;水冲型公厕取化粪池中的粪液和粪渣进行测定。节水型公厕和水冲型公厕内部照片如图1所示。



(A) 节水型公厕



(B) 水冲型公厕

图1 节水型公厕与水冲型公厕内部照片

Figure 1 Inner photos of non-water flushing and water flushing public toilets

1.2 分析方法

1.2.1 水样分析方法

节水型公厕的总固体(Total solid, TS)、总溶解性固体(Total dissolved solid, TDS)、溶解性挥发固体(Dissolved volatile solid, DVS)和悬浮性固体(Suspended solid, SS)均采用标准方法测定^[7]; pH值使用PHS-3S型pH计(雷磁,上海精科)测定;总有机碳(Total organic carbon, TOC)采用总有机碳分析仪(TOC Vcph, Shimadzu)测定; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测

定; $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 采用钼锑抗分光光度法测定; TP采用过硫酸钾法消解后,使用钼锑抗分光光度法测定; SO_4^{2-} 和 Cl^- 采用离子色谱仪(Dionex ICS-3000, USA)测定。

水样中常见金属元素的检测:样品经过消解后^[7],采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES, Optima 7000DV, USA)测定K、Na、Mg、Ca和Al含量。重金属则采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Agilent 7500cx, USA)测定。

1.2.2 固体分析方法

固体中的常规指标——含水率、灰分、TS、挥发性固体(Volatile solid, VS)和pH值均采用标准方法测定^[8]。常见金属元素和重金属经过消解后,分别采用ICP-OES和ICP-MS测定;使用CNS元素分析仪(Elementar analysensysteme GmbH, Vario MAX, German)测定C、N和S含量。

1.2.3 抗生素测定

本研究测定的抗生素为四环素类、喹诺酮类和磺胺类,四环素类包括四环素(Tetracycline, TC)、土霉素(Oxytetracycline, OTC)、金霉素(Chlortetracycline, CTC)和强力霉素(Doxycycline, DXC),喹诺酮类包括氧氟沙星(Ofloxacin, OFLO)、环丙沙星(Ciprofloxacin, CIP)和恩诺沙星(Enrofloxacin, ENX),磺胺类包括磺胺嘧啶(Sulfadiazine, SDZ)和磺胺甲恶唑(Sulfamethoxazole, SMZ)。

水样前处理参考LOU等^[9]采用的方法,具体步骤如下:取一定量的水样,加入200 mL体积比为1:9的盐酸溶液, pH 3.0、浓度为 $0.02 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KH_2PO_4 和终浓度为 $50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的三类抗生素内标物(D5-诺氟沙星、 ^{13}C -磺胺嘧啶和D6-四环素)。然后,使用活化过的Oasis HLB固相萃取小柱(200 mg, 6 mL)进行固相萃取;再使用5%的甲醇和超纯水淋洗固相萃取小柱,之后真空干燥1 h。使用HPLC级别的甲醇将抗生素洗脱至10 mL的玻璃管中,使用氮气吹干甲醇溶剂,再加入1 mL 20%的甲醇定容,转移至色谱瓶中避光保存于 -18°C 下待测。

固体样品先进行冷冻干燥,然后研磨过100目筛,称取一定量的固体加入2.5 mL $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的NaCl、2.5 mL $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的草酸、5 mL的无水乙醇和终浓度为 $50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的三类抗生素内标物(D5-诺氟沙星、 ^{13}C -磺胺嘧啶和D6-四环素);然后,超声45 min, $7000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 条件下离心15 min,将上清液转移,重复以上步骤3次,得到的提取液同水样一样进行固相萃取。

采用高效液相串联三重四极杆线性离子阱质谱

仪(HPLC-MS/MS, ABI 3200 Q TRAP)测定抗生素的含量。测试条件如下^[9]:使用的色谱柱为 Phenomenex C18 柱(4.6 mm×100 mm, 2.6 μm), 柱温 40 ℃, 进样量 20 μg·L⁻¹;梯度洗脱, 流动相 A 为 0.5% 的甲酸, B 相为 HPLC 级甲醇;流速设定为 0.8 mL·min⁻¹。

文中所有指标皆取样测定 3 个平行值,并基于 3 个平行值计算标准偏差。

1.3 生态风险评估

1.3.1 粪便肥农用重金属生态风险评估

生态风险指数法可以用于评估污泥和生物炭农用时重金属生态风险^[10]。生态风险指数法可以评估环境中单一重金属的生态风险和多种重金属所产生的复合生态风险,其计算公式如下^[11]:

$$C_f^i = \frac{c_n^i}{c_0^i} \quad (1)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (2)$$

$$I_R = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (3)$$

式中: C_f^i 为单一重金属的污染指数; c_n^i 为样品中重金属浓度,mg·kg⁻¹; c_0^i 为福建省土壤重金属背景参考值^[12],mg·kg⁻¹; E_r^i 为单一重金属生态风险系数; T_r^i 为重金属的毒性响应因子,各种重金属的 T_r^i 值引自文献[11, 13–15], Zn、Cu、Fe、Mn、Mo、Co、Ni、V、Cr、Cd、As、Pb 分别为 1、5、1、1、15、5、5、2、2、30、10、5; I_R 为多种重金属复合生态风险指数。

单一重金属生态风险系数(E_r^i)和多种重金属复合生态风险指数(I_R)评价等级划分标准如表 1 所示。

1.3.2 粪便肥农用抗生素生态风险评估

风险指数法可以用于评估肥料农后, 抗生素进入土地所引发的生态风险^[17]。风险指数(Q_H)的计算公式如下^[18]:

$$Q_H = \frac{C_{PEC}}{C_{PNEC}} \quad (4)$$

表 1 单一重金属生态风险系数(E_r^i)与多种重金属复合生态风险指数(I_R)评价等级^[16]

Table 1 Classification of ecological risk coefficient(E_r^i) and ecological risk index(I_R)

E_r^i	单项生态风险等级 Level of risk factors	I_R	复合生态风险等级 Risk index grading
$E_r^i < 40$	低风险	$I_R < 150$	低风险
$40 \leq E_r^i < 80$	中等风险	$150 \leq I_R < 300$	中等风险
$80 \leq E_r^i < 160$	显著风险	$300 \leq I_R < 600$	显著风险
$160 \leq E_r^i < 320$	高风险	$I_R \geq 600$	极高风险
$E_r^i \geq 320$	极高风险		

$$C_{PECf} = \frac{c_{feces} \times m_{feces}}{10 \times \rho \times D} \quad (5)$$

$$C_{PECu} = \frac{c_{urine} \times V_{urine}}{\rho \times D} \quad (6)$$

$$C_{PNEC} = \frac{C_T}{F_A} \quad (7)$$

式中: C_{PEC} 代表环境中抗生素的预测值,对于粪渣(C_{PECf}),通过式(5)计算^[17],对于化粪池粪液或节水型公厕的新鲜尿液(C_{PECu}),通过式(6)计算^[19], μg·kg⁻¹; C_{PNEC} 代表无危害的情况下环境中抗生素的最大浓度, μg·kg⁻¹; c_{feces} 为粪渣中抗生素的含量, g·kg⁻¹; m_{feces} 为每年每公顷土壤中施用的粪渣总量, t·hm⁻²; c_{urine} 为粪液或者尿液中抗生素的浓度, μg·L⁻¹; V_{urine} 为每年土壤中施用的化粪池粪液或尿液的体积, L·hm⁻²; ρ 为当地土壤密度^[20], 其值为 1 500 kg·m⁻³; D 为抗生素在土壤中渗透的深度^[21], 为 0.2 m; C_T 代表抗生素对土壤微生物的毒性, 可以使用半数致死量(ED_{50})来表示^[22], μg·kg⁻¹; F_A 代表急性常数^[23], 其值为 1 000。

根据 Q_H 值, 可以划分为 3 个等级^[24]: $Q_H \geq 1$, 土壤中所具有的抗生素会带来较大的生态风险, 应该引起高度注意; $0.1 \leq Q_H < 1$, 土壤中存在的抗生素对土壤会造成中度的生态风险; $Q_H < 0.1$, 土壤中存在的抗生素带来的生态风险较小。

需要施用的节水型公厕生态堆肥产品或水冲型公厕粪渣的质量如方程(8)所示:

$$m_{feces} = \frac{R_{n1}}{n_{feces}} \quad (8)$$

式中: R_{n1} 为以粪渣为肥料时, 每年不同种类植物所需要的养分摄取量^[25], t·hm⁻²; n_{feces} 为粪渣中营养组分的含量, g·kg⁻¹。

需要施用的化粪池粪液或新鲜尿液的体积如方程(9)所示:

$$V_{urine} = \frac{R_{n2}}{n_{urine}} \quad (9)$$

式中: R_{n2} 为以粪液或尿液为肥料时, 每年不同种类植物所需要的养分摄取量^[25], t·hm⁻²; n_{urine} 为粪液或尿液中营养组分的含量, mg·L⁻¹。

2 结果与讨论

2.1 公厕粪液/尿液及粪渣中营养组分含量

表 2 为公厕尿液和化粪池粪液的理化指标。对比两种公厕液体的营养组分含量可以看出, 节水型公厕尿液中 N、P、C、SO₄²⁻、Cl⁻、Na 和 K 等营养组分的含量

明显高于水冲型公厕粪液。例如尿液中TOC的浓度是粪液中的10~260倍、TN的浓度为18~400倍、TP的浓度为11~520倍、K的浓度为6~7.5倍。由于化粪池粪液中含有较低浓度的 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、Na和K,因此将其直接施用于土壤并不会导致作物发育不良甚至停止生长;而节水型公厕产生的尿液中各种营养组分如 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、Na和K的浓度过高,直接施用于土壤,势必不利于作物的生长^[26],因此可以将其作为高价值的液态肥,以一定的比例用水稀释将营养组分的浓度适当降低,或者采用滴灌技术使作物缓慢吸收尿液中的各种营养组分。

从表3可以看出,节水型公厕粪便生态发酵产品和水冲型公厕粪渣中含有植物所需的营养组分。由于处理方式的不同,节水型公厕好氧发酵产品和水冲型公厕粪渣的营养组分含量差异大,从而影响后续的资源化处理。节水型公厕的粪污首先在蹲便器进行尿液和粪便的分离,分离后的粪便掉入发酵槽好氧降解,通过向发酵槽中添加锯末或稻壳来调节含水率,进而产生腐殖化程度较高的生态好氧堆肥产品。腐殖化程度较高的特性使其可以作为优良的有机肥料和土壤改良剂直接施用于土壤^[5,27]。对于水冲型公厕

的粪渣,由于C/N仅为5~12,无法达到厌氧堆肥所需的最适C/N(25~30:1),因此可以向粪渣中加入一定比例高有机物含量的餐厨垃圾调节C/N,以此来促进粪渣的厌氧堆肥过程^[28-29]。

2.2 公厕粪污中重金属残留及其生态风险

图2为公厕尿液和粪液中重金属的残留浓度。从图中可以看出,尿液和粪液中含有多种重金属元素。节水型和水冲型公厕尿液中的重金属包括Zn、Cu、Mn、Mo、Co、Ni、V、Cr、Cd、As、Pb,节水型公厕浓度范围分别为705.61~895.03、226.38~473.32、14.10~47.88、96.29~171.68、1.44~1.93、25.92~36.93、4.47~6.25、239.23~367.64、2.74~3.17、35.14~52.78 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和24.00~30.90 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。水冲型公厕浓度范围分别为284.52~18 519.34、88.74~3 047.04、119.22~4 241.64、73.18~468.47、1.50~50.00、21.40~268.86、4.45~104.05、353.70~996.15、2.03~54.79、1.04~160.00 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和15.29~344.09 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

图3为公厕粪便生态发酵产品和粪渣中重金属的残留含量。粪便发酵产物重金属含量:Zn为995.59~1 334.03 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 、Cu为182.69~226.41 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 、Mn为981.03~3 185.07 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 、Mo为35.14~45.72 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。

表2 公厕新鲜尿液和化粪池粪液的理化指标

Table 2 Regular parameters in effluent from septic tanks of public toilets

参数 Parameter	节水1尿液 Saving 1 urine	节水2尿液 Saving 2 urine	水冲1粪液 Flushing 1 black water	水冲2粪液 Flushing 2 black water	水冲3粪液 Flushing 3 black water
pH	8.91±0.01	8.94±0.01	8.19±0.01	7.58±0.01	8.10±0.01
TS/($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	10.31±0.06	14.76±0.70	0.38±0.01	0.31±0.09	2.19±0.17
TDS/($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	9.94±0.02	13.80±0.49	0.32±0.02	0.10±0.01	0.53±0.02
DVS/($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.62±0.07	2.80±0.44	0	0.05±0.01	0.28±0.03
SS/($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.37±0.05	0.96±0.35	0.05±0.01	0.21±0.08	1.66±0.18
电导率 Conductivity/($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	25.60±0.10	29.40±0.06	0.52±0.01	0.28±0.01	1.66±0.01
盐度 Salinity/%	1.51±0.01	1.73±0.01	0.03±0.01	0.01±0.01	0.08±0.01
TOC/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1 322.66±47.90	3 206.85±52.97	12.23±3.94	20.54±1.75	81.63±1.08
$\text{NH}_4^+-\text{N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	2 828.96±80.84	4 408.29±146.12	6.19±1.02	10.53±0.06	110.44±2.19
$\text{NO}_3^--\text{N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	24.07±0.85	24.37±0.59	4.09±0.19	0.03±0.01	1.13±0.18
TN/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4 072.09±244.83	6 543.06±166.90	16.00±2.00	25.88±2.17	225.17±5.96
$\text{PO}_4^{3-}-\text{P}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	241.50±2.29	416.60±3.04	0.30±0.15	1.60±0.06	10.80±0.30
TP/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	246.05±8.32	443.16±3.07	0.84±0.10	2.23±0.01	21.80±1.10
$\text{SO}_4^{2-}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	384.70±35.80	1 253.28±17.91	12.72±4.05	4.99±0.76	16.94±0.08
$\text{Cl}^-/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	2 094.10±191.57	2 707.25±20.07	68.12±2.07	15.92±1.74	95.09±2.49
K/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	705.25±23.70	850.61±28.79	121.90±3.85	113.98±1.94	134.72±1.93
Ca/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	11.22±0.66	12.54±0.66	41.61±2.12	17.18±1.99	231.69±8.64
Na/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	883.59±39.33	671.21±7.46	19.31±0.75	16.49±0.51	35.26±1.27
Mg/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4.11±0.88	3.77±0.12	2.60±0.12	2.40±0.15	24.74±0.91
B/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1 636.52±150.01	1 983.67±303.53	403.41±52.48	507.12±138.39	519.13±113.00

表3 公厕粪便生态发酵产品与水冲型公厕化粪池粪渣的理化指标

Table 3 Regular parameters in feces from public toilets

参数 Parameter	节水1发酵产品 Saving 1 compost product	节水2发酵产品 Saving 2 compost product	水冲1粪渣 Flushing 1 feces	水冲2粪渣 Flushing 2 feces	水冲3粪渣 Flushing 3 feces
含水率 Moisture/%	66.32±0.05	63.90±0.06	85.70±1.05	88.22±0.43	84.78±0.13
灰分 Ash content/%	2.12±0.05	1.75±0.03	2.07±0.20	7.13±0.39	2.63±0.14
TS/(g·g ⁻¹)	336.83±0.45	360.96±0.55	142.99±10.53	117.78±4.29	152.21±1.32
挥发性固体 Volatile solid/(g·g ⁻¹)	315.63±0.93	343.44±0.48	122.32±8.87	46.45±2.33	125.94±0.99
pH	4.82±0.01	5.17±0.01	5.60±0.01	7.14±0.02	6.20±0.01
C/(mg·g ⁻¹)	43.87±0.51	45.03±2.08	18.46±1.00	15.11±0.01	49.29±0.12
TOC/(mg·g ⁻¹)	11.46±1.32	16.36±1.11	15.86±0.75	8.94±0.14	10.38±0.15
N/(mg·g ⁻¹)	2.89±0.01	2.87±0.11	2.63±0.13	3.27±0.15	4.71±0.05
P/(mg·g ⁻¹)	40.09±2.33	40.43±9.10	64.35±0.60	53.19±5.17	74.67±4.37
S/(mg·g ⁻¹)	0.35±0.07	0.29±0.06	0.47±0.05	0	1.27±0.02
K/(mg·g ⁻¹)	83.58±2.34	77.33±1.94	54.87±4.41	63.11±2.36	57.40±4.29
Ca/(mg·g ⁻¹)	66.80±1.37	51.59±9.12	157.54±2.27	154.83±7.21	189.30±3.30
Na/(mg·g ⁻¹)	32.04±0.29	18.04±0.08	7.91±0.54	8.30±0.10	8.47±0.47
Mg/(mg·g ⁻¹)	18.06±0.14	21.81±4.39	19.80±1.13	47.09±0.65	24.68±0.32
B/(mg·g ⁻¹)	0.30±0.04	0.41±0.05	0.31±0.06	0.17±0.04	0.25±0.04

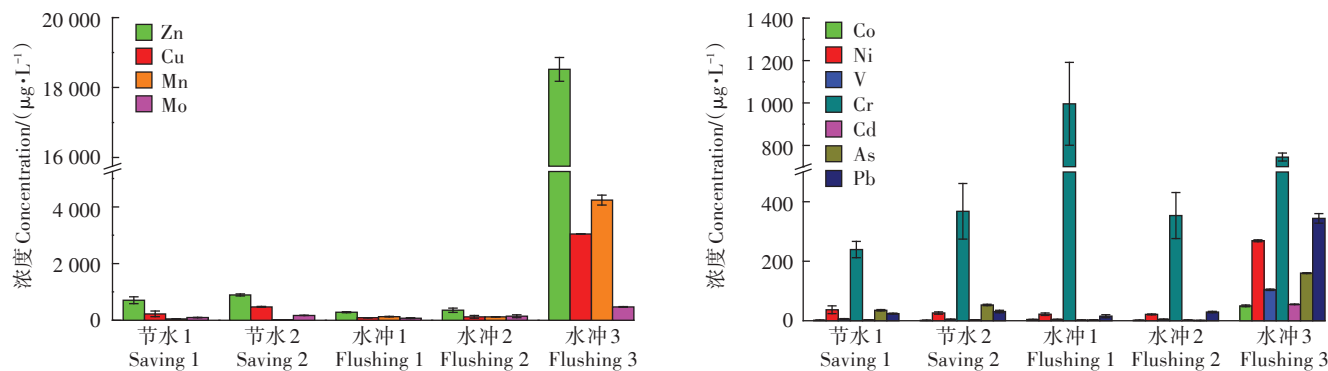


图2 公厕尿液和粪液中重金属浓度

Figure 2 Concentration of heavy metals in the effluent of septic tanks and the urines from public toilets

g⁻¹、Co 为 4.11~11.33 mg·kg⁻¹、Ni 为 53.38~185.78 mg·kg⁻¹、V 为 53.95~63.73 mg·kg⁻¹、Cr 为 256.11~657.17 mg·kg⁻¹、Cd 为 3.96~5.44 mg·kg⁻¹、As 为 6.08~51.86 mg·kg⁻¹ 和 Pb 为 22.96~28.75 mg·kg⁻¹。粪渣中重金属的含量: Zn 为 7 125.38~19 105.59 mg·kg⁻¹、Cu 为 1 179.42~2 960.53 mg·kg⁻¹、Mn 为 3 188.67~4 931.79 mg·kg⁻¹、Mo 为 81.91~236.67 mg·kg⁻¹、Co 为 15.47~54.36 mg·kg⁻¹、Ni 为 158.08~249.11 mg·kg⁻¹、V 为 124.91~258.64 mg·kg⁻¹、Cr 为 323.88~651.01 mg·kg⁻¹、Cd 为 12.43~57.47 mg·kg⁻¹、As 为 127.30~264.68 mg·kg⁻¹ 和 Pb 为 316.64~1 127.22 mg·kg⁻¹。对比《肥料中有毒有害物质的限量要求》(GB 38400—2019)中关于部分重金属限量的要求,粪便发酵产品中 Cr 和 Cd 的含量全部超过限值,节水 1 粪便发酵产品中 As 含量

超过限值,粪渣中 Cr、Cd、As 和 Pb 含量都远超出限值。

表 4 为公厕粪液和尿液土地施用后,重金属生态风险指标 E_r^i 和 I_r 的计算结果。比较 E_r^i 值发现,公厕粪液和尿液直接作为液态肥料施用到农田时,单一重金属不会给农田土壤带来生态风险($E_r^i < 40$)。且 I_r 均小于 150,表明粪液和尿液直接施用于农田土壤后,所有测定的重金属都不会带来生态风险。另外,从公厕的类型看,节水型公厕与水冲型公厕的粪液和尿液所含的重金属对于土壤均无生态风险。

表 5 为各公厕粪便发酵产品和粪渣作为肥料施用后,重金属生态风险指标 E_r^i 和 I_r 值。从 E_r^i 看,发酵产品和粪渣中 Mn、Co、V 和 Cr 可能带来低风险($E_r^i < 40$);而 Ni 和 Pb 为中等和低风险($E_r^i < 80$)或者高

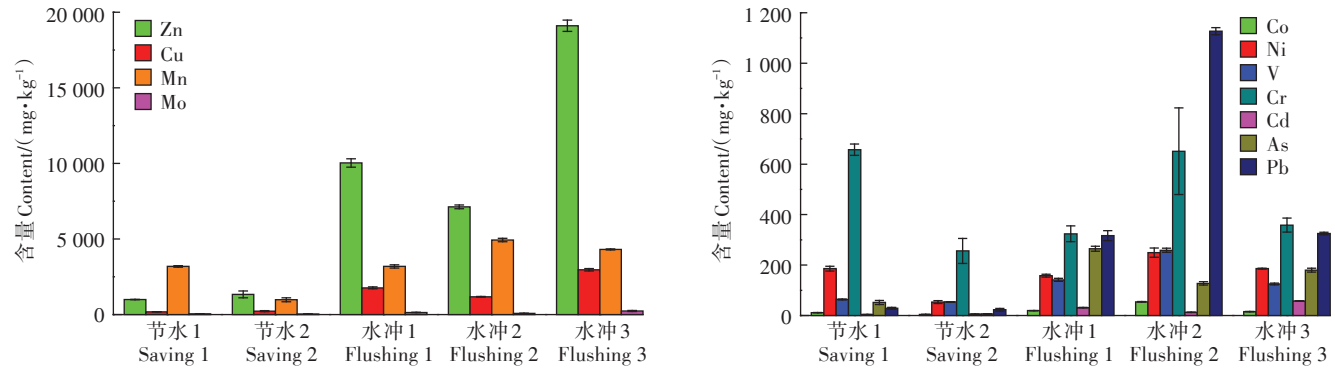


图3 公厕粪便生态发酵产物和粪渣中重金属含量

Figure 3 Content of heavy metals in the eco-fermentation products and feces from public toilets

表4 公厕粪液和尿液土地施用后各种重金属的生态风险系数(E_r^i)和复合生态风险指数(I_R)

Table 4 Assessment on heavy metal contamination using ecological risk coefficient (E_r^i) and ecological risk index (I_R) after soil application of effluent from septic tanks of public toilets

公厕 Toilet	E_r^i											I_R
	Zn	Cu	Mn	Mo	Co	Ni	V	Cr	Cd	As	Pb	
节水1 Saving 1	3.22×10^{-3}	1.98×10^{-2}	6.45×10^{-5}	1.06×10^{-1}	4.91×10^{-4}	5.16×10^{-3}	6.02×10^{-5}	4.37×10^{-3}	5.75×10^{-1}	2.29×10^{-2}	1.30×10^{-3}	0.74
节水2 Saving 2	4.08×10^{-3}	4.13×10^{-2}	1.90×10^{-5}	1.89×10^{-1}	3.66×10^{-4}	3.62×10^{-3}	4.31×10^{-5}	6.72×10^{-3}	6.65×10^{-1}	3.45×10^{-2}	1.67×10^{-3}	0.95
水冲1 Flushing 1	1.30×10^{-3}	7.75×10^{-3}	1.73×10^{-4}	8.06×10^{-2}	1.03×10^{-3}	3.09×10^{-3}	4.29×10^{-5}	1.82×10^{-2}	4.38×10^{-1}	1.64×10^{-2}	8.27×10^{-4}	0.55
水冲2 Flushing 2	1.62×10^{-3}	1.05×10^{-2}	1.61×10^{-4}	1.57×10^{-1}	3.81×10^{-4}	2.99×10^{-3}	4.72×10^{-5}	6.46×10^{-3}	4.26×10^{-1}	6.79×10^{-4}	1.59×10^{-3}	0.61
水冲3 Flushing 3	8.45×10^{-2}	2.66×10^{-1}	5.72×10^{-3}	5.16×10^{-1}	1.27×10^{-2}	3.76×10^{-2}	1.00×10^{-3}	1.36×10^{-2}	1.15×10^0	1.04×10^{-1}	1.86×10^{-2}	12.55

风险(水冲2)。对于As,除节水2为低风险外($E_r^i < 40$),其他公厕均为显著风险以上等级($E_r^i > 80$)。Cd的 E_r^i 值均高于320,提示当公厕发酵产品或者粪渣土地施用时,需要关注Cd所带来的极高生态风险。表5中 I_R 值均高于600,说明粪便资源化存在重金属复合污染的风险。

将节水型公厕和水冲型公厕粪便的 E_r^i 和 I_R 比较发现,节水型公厕 E_r^i 和 I_R 值均低于水冲型公厕,说明节水型公厕粪便资源化带来的重金属生态风险低于水冲型公厕。

2.3 公厕粪污中抗生素残留及其生态风险

图4和图5分别为公厕尿液、粪液和堆肥产品、粪渣中抗生素的残留情况。节水型公厕尿液中四环素类、喹诺酮类和磺胺类抗生素的浓度范围分别为0.21~128.13、0.19~50.20 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和0.01~1.92 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,而水冲型公厕粪液中的浓度范围分别为0~52.40、0~18.81 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和未检出。堆肥产品与粪渣中四环素类的含量范围分别为0~4.16 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和0.02~6.73 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,喹诺酮类的浓度范围分别为0.003~0.09 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和0.04~32.32 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,而磺胺类则未检出。

表5 公厕粪便生态发酵产品和粪渣土地施用后各种重金属的生态风险系数(E_r^i)和复合生态风险指数(I_R)

Table 5 Assessment on heavy metal contamination using ecological risk coefficient (E_r^i) and ecological risk index (I_R) after soil application of eco-fermentation products/feces of public toilets

公厕 Toilet	E_r^i											I_R
	Zn	Cu	Mn	Mo	Co	Ni	V	Cr	Cd	As	Pb	
节水1 Saving 1	12.04	42.29	11.38	133.42	7.64	68.81	1.63	31.82	2.20×10^3	89.72	4.12	2.60×10^3
节水2 Saving 2	16.13	52.41	3.50	102.55	2.77	19.77	1.38	12.40	3.02×10^3	10.52	3.29	3.25×10^3
水冲1 Flushing 1	121.30	409.25	11.39	407.04	13.10	58.55	3.61	15.68	1.73×10^4	457.92	45.36	1.88×10^4
水冲2 Flushing 2	86.16	273.01	17.61	239.04	36.68	92.26	6.61	31.53	6.90×10^3	220.24	161.49	8.07×10^3
水冲3 Flushing 3	231.02	685.31	15.38	690.67	10.44	68.79	3.19	17.35	3.19×10^4	311.24	46.58	3.40×10^4

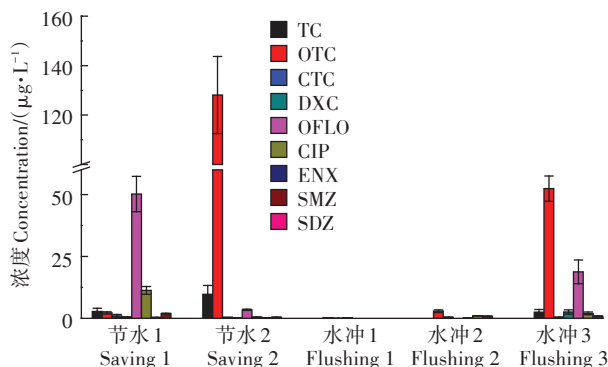


图4 公厕粪液和尿液中抗生素浓度

Figure 4 Concentration of antibiotics in the effluent of septic tanks and the urines from public toilets

图6为公厕粪液和尿液分别作为液态N、P、K肥施用于土壤时,粪液和尿液中抗生素可能带来的风险评估^[30]。节水型公厕尿液中抗生素为低风险($Q_H < 0.1$),但节水1尿液中的OFLO、CIP和节水2尿液中的OTC为中风险和高风险($Q_H > 0.1$)。对比图4,由于OFLO和CIP的生物毒性较强(C_{PNEC} 分别为 $1.47 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1.48 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$),因此生态风险最大^[17]。对于水冲型公厕,粪液直接资源化的生态风险比节水型公厕高。此外,根据不同种类植物所需要的不同养分摄取量,粪液和尿液作为不同N、P、K肥料施用时,生态风险也有明显不同^[25]。如图6所示,粪液和尿液作为P肥比作为N肥和K肥时对土壤的生态风险高;而作为N肥和K肥时只产生中等风险或低风险。

图7为公厕粪渣分别作为N、P、K肥施用于农田时,粪渣抗生素对于环境的生态风险评估。当粪渣施用于农田土壤时,大部分的抗生素对土壤会产生低风险。而OTC、OFLO和CIP对土壤会产生中、高风险。对于OTC,当将粪渣作为N肥施用时, Q_H 大于1,表明OTC可造成高生态风险。水冲3粪渣中OFLO的 Q_H 最高,分别为303.38(以N肥计)、20.30(以P肥计)和31.80(以K肥计),且全部大于1(高风险)。由于 C_{PNEC} 代表某种抗生素在环境中不产生危害情况下的最大含量,因此粪渣中OFLO的 C_{PNEC} ($1.47 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)较低可以解释OFLO生态风险高的计算结果。值得注意的是,图5显示粪渣中CIP含量普遍较低($0.06 \sim 0.37 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$),但是由于其较低的 C_{PNEC} ($1.48 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$),导致CIP可能带来中、高风险,因此在将粪渣作为肥料施用时,也需要注意CIP所带来的生态风险。此外,节水型公厕中的粪便生态发酵产品抗生素比水冲型公厕粪渣生态风险要低,表明节水型公厕粪便经发酵后更有利于资源化利用,这不仅因为其有更丰富的养分含量,

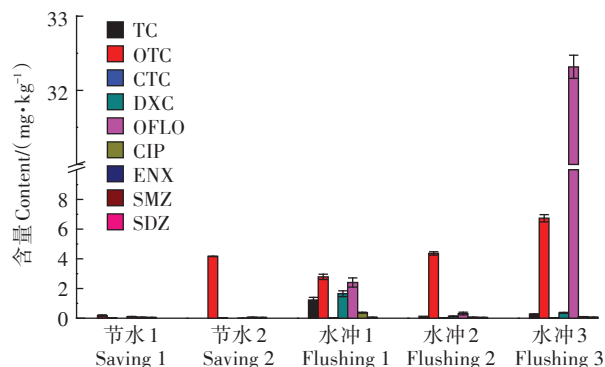


图5 公厕粪便生态发酵产品和粪渣中抗生素含量

Figure 5 Content of antibiotics in the eco-fermentation products and feces from public toilets

而且引发的生态风险更低。

3 结论

(1)节水型公厕和水冲型公厕中的尿液以及粪渣中含有丰富的营养组分,适于作有机肥料,但其中重金属和抗生素残留显著。

(2)粪液和尿液中重金属含量对农田土壤的生态风险可忽略;粪渣中重金属对农田土壤存在不同等级的风险,其中Co、V和Cr为低风险,Ni和Pb为中等或高风险,Cd为极高风险。

(3)抗生素对于土壤所产生的生态风险与将尿液、粪液以及粪渣作为何种肥料施用有关,尿液、粪液以及粪渣中可能带来较严重生态风险的抗生素主要有OTC、OFLO和CIP。

(4)与水冲型公厕粪渣相比,节水型公厕粪便的抗生素生态风险更低。

参考文献:

- [1] ZHANG S L, LI Y, ZHANG Y P, et al. Does sanitation infrastructure in rural areas affect migrant workers' health? Empirical evidence from China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, 42(2): 625–646.
- [2] CHENG S K, LI Z F, UDDIN S M N, et al. Toilet revolution in China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 216: 347–356.
- [3] LE V G, VU C T, SHIH Y J, et al. Phosphorus and potassium recovery from human urine using a fluidized bed homogeneous crystallization (FBHC) process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 384: 123282.
- [4] ZHOU X Q, LI Z F, ZHENG T L, et al. Review of global sanitation development[J]. *Environment International*, 2018, 120: 246–261.
- [5] NASRI B, BRUN F, FOUCHE O. Evaluation of the quality and quantity of compost and leachate from household waterless toilets in France [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(3): 2062–2078.

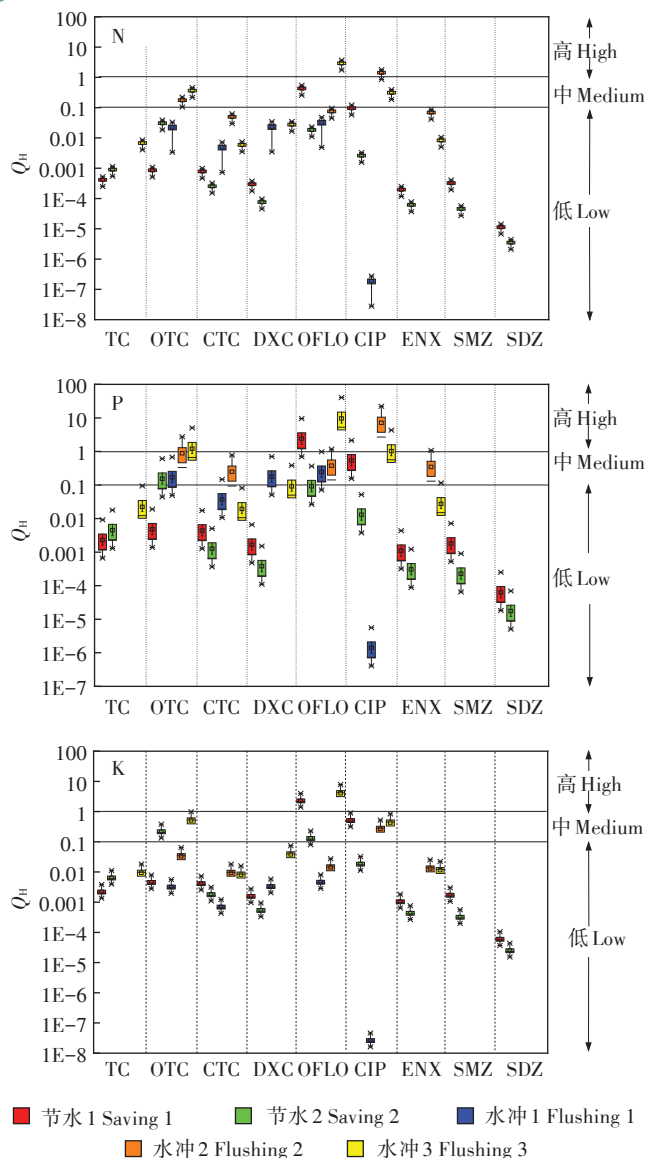


图6 公厕粪液和尿液分别作为N、P、K肥施用于土壤时所含抗生素的风险评估

Figure 6 Antibiotic risk assessments of the effluent of septic tanks and urines collected from different public toilets when these were regarded as N, P and K fertilizer

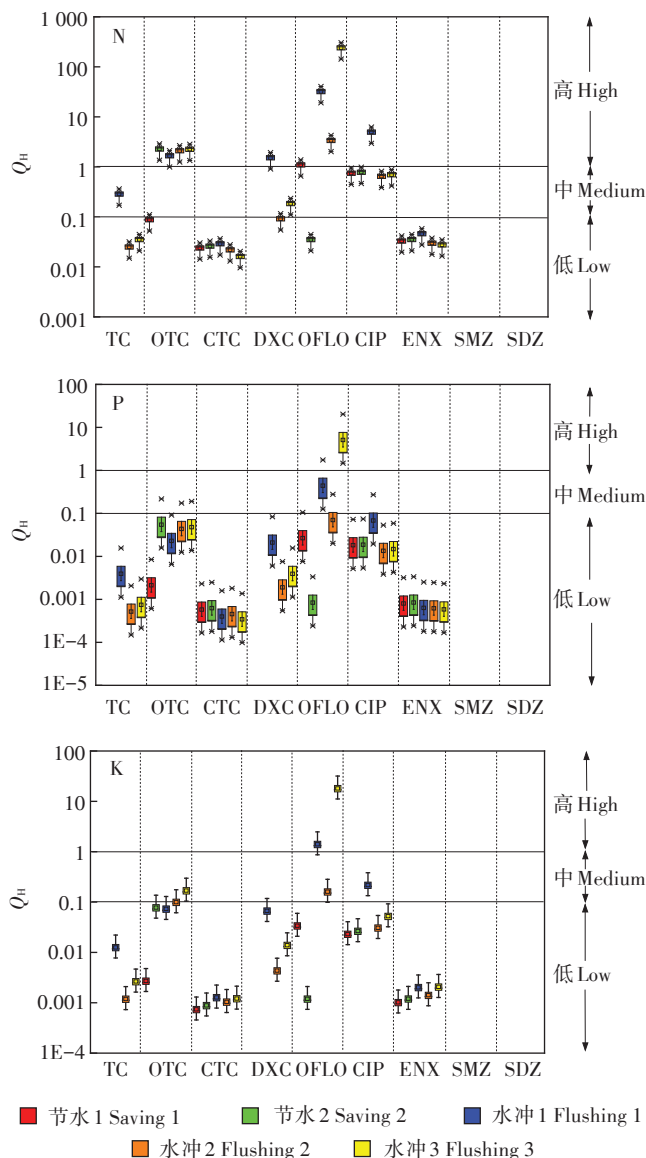


图7 公厕粪便生态发酵产品和粪渣分别作为N、P、K肥施用于土地时所含抗生素的风险评估

Figure 7 Antibiotic risk assessments of eco-fermentation products and slag collected from different public toilets when these were regarded as N, P and K fertilizer

- [6] HU M, FAN B, WANG H L, et al. Constructing the ecological sanitation: A review on technology and methods[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 125:1-21.
- [7] 国家环境保护总局. 水和废水检测分析方法[M]. 四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2020. State Environmental Protection Administration of China. Water and wastewater detection and analysis method[M]. 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2020.
- [8] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 三版. 北京: 中国农业科技出版社, 2000:12-13. LU R K. Methods of agricultural chemical analysis of soil[M]. 3rd edition. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000:12-13.

- [9] LOU Y Y, YE Z L, CHEN S H, et al. Influences of dissolved organic matters on tetracyclines transport in the process of struvite recovery from swine wastewater[J]. *Water Research*, 2018, 134:311-326.
- [10] 郭奎, 刘合印, 彭成法, 等. 污泥基生物炭中重金属形态分析和应用风险评价[J]. 山东化工, 2021, 50(6):247-251. GUO K, LIU H Y, PENG C F, et al. Speciation analysis and application risk assessment of heavy metals in sludge-based on biochar[J]. *Shandong Chemical Industry*, 2021, 50(6):247-251.
- [11] SINGH P, PURAKAYASTHA T J, MITRA S, et al. River water irrigation with heavy metal load influences soil biological activities and risk factors[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 270:110517.

- [12] 李亚瑾, 孙志高, 李晓, 等. 闽江大樟溪下游沿线湿地沉积物中重金属分布特征及生态风险评价[J]. 水土保持学报, 2020, 34(2): 331–339. LI Y J, SUN Z G, LI X, et al. Distribution characteristics and ecological risk of heavy metals in sediments of wetland along the lower reach of the Dazhang stream (Min River)[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 34(2): 331–339.
- [13] SHEN X L, ZENG J F, ZHANG D L, et al. Effect of pyrolysis temperature on characteristics, chemical speciation and environmental risk of Cr, Mn, Cu, and Zn in biochars derived from pig manure[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 704: 135283.
- [14] JI X W, ABAKUMOV E, TOMASHUNAS V, et al. Geochemical pollution of trace metals in permafrost-affected soil in the Russian Arctic marginal environment[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, 42(12): 4407–4429.
- [15] REHMAN I U, ISHAQ M, ALI L, et al. Enrichment, Spatial distribution of potential ecological and human health risk assessment via toxic metals in soil and surface water ingestion in the vicinity of Sewakht mines, district Chitral, northern Pakistan[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 154: 127–136.
- [16] NIARAKI H, KESHAVARZI B, ZAREI M, et al. Urban street dust in the middle east oldest oil refinery zone: Oxidative potential, source apportionment and health risk assessment of potentially toxic elements [J]. *Chemosphere*, 2021, 268: 128825.
- [17] LOU Y Y, YE X, YE Z L, et al. Occurrence and ecological risks of veterinary antibiotics in struvite recovered from swine wastewater[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 201: 678–685.
- [18] AVILA C, GARCIA-GALAN M J, UGGETTI E, et al. Boosting pharmaceutical removal through aeration in constructed wetlands[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 412: 125231.
- [19] BISCHER H N, ÖZEL-DUYGAN B D, STRANDE L, et al. Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekweni, South Africa[J]. *Water Research*, 2015, 85: 57–65.
- [20] 林武星, 黄雍容, 洪长福. 闽南丘陵区长期桉树人工林综合效益评价[J]. 林业科学研究, 2013, 26(3): 269–273. LIN W X, HUANG Y R, HONG C F. Comprehensive evaluation on long rotation forest of *Eucalyptus* plantation in south Fujian mountain[J]. *Forest Research*, 2013, 26(3): 269–273.
- [21] ZHOU X, WANG J, LU C, et al. Antibiotics in animal manure and manure-based fertilizers: Occurrence and ecological risk assessment[J]. *Chemosphere*, 2020, 255: 127006.
- [22] MAHMOUD M A M, ABDEL-MOHSEIN H S. Hysterical tetracycline in intensive poultry farms accountable for substantial gene resistance, health and ecological risk in Egypt—manure and fish[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 255: 113039.
- [23] LEE C, AN J, LEE Y S, et al. Uncertainty-based concentration estimation of chlortetracycline antibiotics in swine farms and risk probability assessment for agricultural application of manure[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 402: 123763.
- [24] RAMIREZ-MORALES D, MASIS-MORA M, MONTIEL-MORA J R, et al. Occurrence of pharmaceuticals, hazard assessment and ecotoxicological evaluation of wastewater treatment plants in Costa Rica[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 746: 141200.
- [25] XU Y H, MA Y, CAYUELA M L, et al. Compost biochemical quality mediates nitrogen leaching loss in a greenhouse soil under vegetable cultivation[J]. *Geoderma*, 2020, 358: 113984.
- [26] 刘立新. 试谈化肥烧种、烧苗等毒害作用及对策[J]. 土壤肥料, 1996, 3: 42–43. LIU L X. On the toxic effects and countermeasures of chemical fertilizer and seeding burning[J]. *Soil Fertilizer*, 1996, 3: 42–43.
- [27] WAINAINA S, AWASTHI M K, SARSAYIYA S, et al. Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301: 122778.
- [28] 炊春萌, 李保国, 刘莉, 等. 餐厨垃圾厌氧发酵研究进展[J]. 食品与发酵科技, 2020, 56(4): 60–64. CHUI C M, LI B G, LIU L, et al. Advances in anaerobic fermentation of kitchen waste[J]. *Food and Fermentation Sciences & Technology*, 2020, 56(4): 60–64.
- [29] ZAMRI M F M A, HASMADY S, AKHIAR A, et al. A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, 137: 110637.
- [30] MAGWAZA S T, MAGWAZA L S, ODINDO A O, et al. Evaluating the feasibility of human excreta-derived material for the production of hydroponically grown tomato plants – Part I: Photosynthetic efficiency, leaf gas exchange and tissue mineral content[J]. *Agricultural Water Management*, 2020, 234: 106115.