

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2013.05.021

模拟降雨条件下22种典型土壤镉的淋溶特征 及影响因子分析*

郑顺安^{1,2} 陈春^{1,3**} 郑向群¹ 刘书田¹ 师荣光¹ 刘潇威^{1,3} 沈跃¹

(1. 农业部环境保护科研监测所, 农业部产地环境与农产品安全重点开放实验室, 天津市农业环境与农产品安全重点开放实验室, 天津, 300191; 2. 农业部农业生态与资源保护总站, 北京, 100125; 3. 农业部农产品质量安全环境因子风险评估实验室, 天津, 300191)

摘要 搞清模拟降雨条件下重金属在农田土壤中的淋溶特性, 有利于阐释重金属的保蓄性能与迁移转化机制. 本研究选取了全国22种典型土壤, 通过室内土柱试验, 探讨雨水作用下土壤镉的淋溶和释放特征, 并对影响土壤镉淋溶特性的因子进行分析. 结果表明, 22种土壤Cd的释放过程大致分为两类, 第1类包括吉林黑土、吉林暗棕壤、吉林黑钙土等7种土壤, 此类土壤在整个淋溶过程中淋出液 Cd^{2+} 浓度极低, 未超过地下水水质Ⅲ级标准. 第2类包括天津潮土、江西红壤、河北褐土等剩余15种土壤, 其Cd释放分为两个阶段, 淋溶量未超出4L时, 淋出液中 Cd^{2+} 浓度较高, 对地下水及环境威胁较大; 超出4L后, Cd释放速率明显变缓, 浓度降低至Ⅲ级标准以下. 逐步回归分析的结果显示, 土壤中Cd含量、阳离子交换量(CEC)、游离氧化铁含量及pH对降雨作用下土壤Cd释放有重要作用, 四者累计的决定系数达到了0.9609, 其中土壤中Cd含量所占权重最高, 且对累计释放量作用为正, 其次为CEC, 作用为负. 游离铁和pH合计所占权重较低, 作用也为负.

关键词 镉, 淋溶, 模拟降雨, 影响因子.

淋溶作用是指污染物随渗透水在土壤中沿垂直剖面向下的运动, 是污染物在水-土颗粒之间吸附-解吸或分配的一种综合行为^[1]. 外源重金属进入土壤后, 不像一般污染物可因挥发-降解-代谢而消失, 由于土壤对重金属的吸附, 可使重金属积累于土壤环境中, 造成重金属元素在土壤表层积累. 在降雨-降雪及灌溉的作用下, 积累的重金属可能会不同程度淋溶出, 有一部分则渗滤进地下水中, 给人类健康和环境带来潜在威胁. 因此, 搞清模拟降雨条件下重金属在不同农田土壤中的淋溶特性, 有利于阐明重金属在土壤中保蓄性能和迁移转化机制, 并为污水灌溉后受重金属污染土壤的改良和修复利用提供理论依据.

影响淋溶的因素很多, 包括溶质的物理化学性质-土壤结构和性质等. 已有研究表明^[2-3], 水溶性高的污染物, 淋溶作用较强, 有可能进入深层土壤而造成水体的污染; 土壤性质不同, 对污染物淋溶特征的影响也不同. 土壤粘粒含量愈低, 土壤的砂性愈重, 则土壤中孔隙所占的比例愈高, 土壤持水量就愈低, 这样就使单位体积土壤内的比表面积减少, 降低了土壤对污染物的吸附性能, 从而增强了污染物的运移性能; 土壤有机质含量愈高, 则吸附性能愈强, 从而减弱了污染物的淋溶能力.

我国地域辽阔, 自然条件复杂, 受地带性地理因素和人为活动的影响不同, 各类农田土壤的酸碱性质-氧化还原状况-有机和无机胶体的种类和数量等均呈现明显差异, 对进入土壤中的重金属的分布-富集及迁移转化有着重要制约作用. 由于镉(Cd)的危害性很大, 多年来, 镉污染问题一直受到人们的广泛关注. 受限于课题设置或取土难度, 目前在全国尺度范围内选取典型土壤并在统一条件下对土壤镉淋溶特性及其影响因素的研究仍然比较缺乏.

本研究在相关课题的支持下, 于2009年7月—2010年10月期间收集了全国22种典型土壤, 通过室内土柱试验, 探讨雨水作用下污染土壤镉的淋溶和释放特征, 并对影响土壤镉淋溶特性的因子进行分析.

2012年8月5日收稿.

*“十二五”农村领域国家科技计划课题(2012AA101404-5); 公益性行业(农业)科研专项(200903015); 2012年农业行业标准制定和修订项目“叶菜类蔬菜中镉安全性评价研究”资助.

**通讯联系人, Tel: 022-23611150, E-mail: chennchun@yahoo.com

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤统一取自耕层(0—20 cm),风干后磨碎过 2 mm 筛备用. 采集地点及相关性质见表 1,各理化性质采用常规分析方法测定^[4].

表 1 供试土壤相关理化性质

Table 1 Selected properties of tested soil samples

编号	地区	类型	pH	有机质/ (g·kg ⁻¹)	CEC/ (cmol·kg ⁻¹)	游离铁/ (g·kg ⁻¹)	活性铁/ (g·kg ⁻¹)	容重/ (g·cm ⁻³)	粘粒 ¹⁾ / (g·kg ⁻¹)	全 Cd/ (mg·kg ⁻¹)
S1	天津宝坻	潮土	7.81	10.51	14.05	12.89	1.17	1.28	159.2	0.175
S2	江西鹰潭	红壤	5.11	8.64	10.36	40.88	2.13	1.31	423.3	0.081
S3	河北石家庄	褐土	7.90	13.54	14.81	4.14	0.56	1.12	168.8	0.170
S4	广西刁江	红壤	7.53	21.78	8.68	34.44	1.33	1.27	358.6	2.945
S5	辽宁沈阳	棕壤	5.37	16.81	12.74	11.95	1.67	1.03	299.9	0.309
S6	甘肃兰州	灰钙土	8.04	14.34	6.31	4.96	0.26	1.25	83.6	0.250
S7	吉林双辽	盐碱土	7.83	9.09	8.14	5.88	0.38	1.28	161.0	0.147
S8	新疆乌鲁木齐	棕漠土	8.18	6.18	4.55	5.29	0.35	1.18	100.1	0.069
S9	吉林公主岭	黑土	5.53	62.25	25.54	12.60	3.07	1.09	225.0	0.289
S10	吉林公主岭	暗棕壤	7.76	25.93	15.86	16.99	5.90	0.93	89.5	0.106
S11	吉林公主岭	黑钙土	7.41	30.77	19.91	10.64	2.64	1.15	318.7	0.113
S12	贵州贵阳	黄壤	4.62	19.33	12.31	31.57	1.94	0.94	269.5	0.094
S13	陕西西安	黄绵土	8.27	11.27	20.49	6.85	0.32	1.29	121.6	0.118
S14	江苏苏州	黄泥土	7.97	22.81	12.88	20.66	3.99	1.04	257.4	0.202
S15	重庆北碚	紫色土	4.46	15.73	11.26	17.68	1.61	1.01	300.9	0.307
S16	湖南祁阳	水稻土	5.37	27.43	12.46	40.89	3.01	1.14	368.8	0.523
S17	西藏拉萨	草毡土	6.72	81.78	26.37	26.06	9.72	1.11	126.1	0.169
S18	海南儋州	砖红壤	6.76	18.41	3.61	55.16	1.11	0.91	392.4	0.055
S19	福建福州	黄壤	7.08	25.23	17.35	23.99	1.43	1.29	425.0	0.246
S20	江苏南京	黄棕壤	6.08	16.37	9.68	21.18	1.83	0.92	145.6	0.211
S21	广西南宁	赤红壤	4.56	12.33	8.52	34.10	6.04	1.22	391.9	0.104
S22	内蒙呼和浩特	栗钙土	8.17	22.33	12.11	4.40	0.15	1.13	100.2	0.110

注:1)粘粒为 < 2 μm 土壤颗粒.

供试土壤中 pH 值在 4.46(重庆紫色土)—8.27(陕西黄绵土)范围内,酸性土壤 8 种(pH 4.46—6.08),分别为重庆紫色土、广西赤红壤、贵州黄壤、江西红壤、湖南水稻土、辽宁棕壤、吉林黑土和南京黄棕壤(按从低到高顺序,下同). 中性土壤 3 种(pH 6.72—7.08),分别为西藏草毡土、海南砖红壤和福建黄壤. 碱性土壤 11 种(pH 7.53—8.27),分别为吉林灰钙土、广西刁江红壤、吉林暗棕壤、天津潮土、吉林双辽盐碱土、河北褐土、江苏黄泥土、甘肃灰钙土、内蒙古栗钙土、新疆棕漠土和陕西黄绵土.

1.2 污染土壤的制备

设置外源添加 Cd²⁺以硫酸盐的形式(3CdSO₄·8H₂O),污染水平为 500 mg·kg⁻¹,对应土壤环境质量三级标准(GB15618—1995). 将原土按比例添加重金属,混匀采用逐级混匀的方法,先将重金属溶液与少量土壤混匀,再将少量土壤与大量土壤混匀,直到所有土壤. 混匀后放置陈化 90 d 后(经预备试验证明 90 d 后污染土壤内重金属老化趋于稳定)自然风干,过 2 mm 筛后保存.

1.3 淋溶土柱填装

淋溶土柱为高 25 cm,内径 5 cm 的有机玻璃管. 根据实际野外土壤的容重及土壤的初始含水量进行装填. 土柱分 4 次进行装填,每次装填 5 cm,每次装填所需要的土量根据下式计算:土壤总质量 = [土柱容积 × 土壤容重 × (1 + 初始质量含水量)],填装时用塑料压实器压实土壤,使其达到规定的高

度,以保证实验土柱的容重与自然土壤的容重相同或接近,同时使土柱中颗粒均匀分布.土柱的上下两端均用厚度为 1 cm 石英砂(事先用酸浸泡,去离子水冲洗)作为反滤层,并在反滤层之上加 300 目尼龙纱网和中速滤纸以防堵塞出水孔,示意图见图 1(a).

1.4 淋溶液设置

22 种农田土壤所在地区年降雨量为 200—2500 mm,扣除实际降雨地表径流的影响,每年进入土壤的雨水约等于年平均降雨量的 60%. 本研究设定的淋溶量为 6000 mL,相当于各地土壤 3 年以上的降雨量,淋溶液用稀 HCl 调节值 pH 5.6,模拟雨水的化学成分^[3]: Ca^{2+} 1.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 NH_4^+ 2.62 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 Mg^{2+} 1.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 SO_4^{2-} 10.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 CO_3^{2-} 2.61 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 Cl^- 11.17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 K^+ 1.78 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.5 淋溶实验

实验开始时,先在土柱中加入少量去离子水浸湿土壤,达到田间持水量后,从顶端注入模拟雨水淋溶土壤,使用蠕动泵控制流速,土柱下端的出液液定量(0.2 L)采集,记录时间并测定其中 Cd^{2+} 浓度(美国 Varian 公司 AA220Z 石墨炉原子吸收分光光度计,检出下限为 0.5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),直到淋溶量累计达到 6 L 停止.淋溶试验示意图见图 1(b).

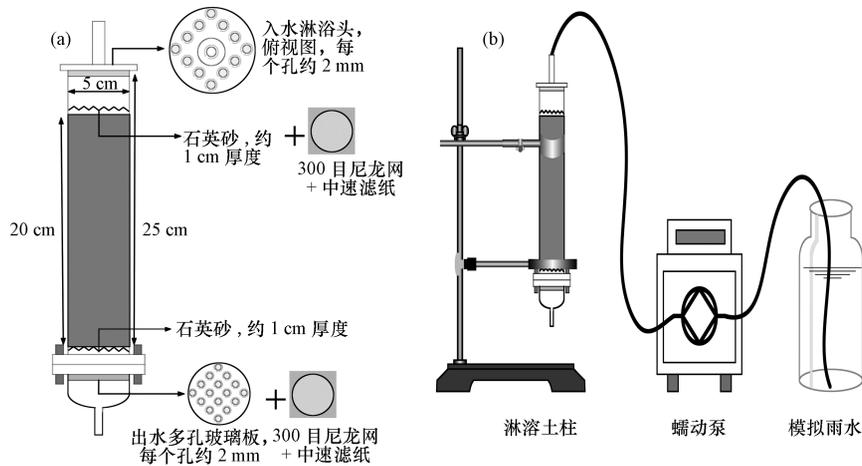


图 1 淋溶土柱(a)及淋溶实验(b)示意图

Fig. 1 Schematic diagram of soil column (a) and leaching experiment (b)

1.6 土壤重金属镉累计释放量

土壤重金属镉的累计释放量为:

$$q = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \times v}{m} \quad (1)$$

式(1)中, q 为模拟降雨作用下土壤中重金属的累计释放量($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$); C_i 和 v 为第 i 次采样的淋溶液中重金属浓度($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)和淋溶液体积(本实验设定为 0.2 L), m 为供试土壤质量(kg).

土柱内重金属释放率为:

$$K = \frac{q}{S} \times 100\% \quad (2)$$

式(2)中, K 为土柱内重金属释放率(%), q 为模拟降雨作用下土壤中重金属的累计释放量($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), S 为土柱内重金属初始含量($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

1.7 统计分析

制图及逐步回归分析拟合采用 Origin 8.5(美国 Origin 公司)软件.

2 结果与讨论

2.1 模拟降雨下土壤 Cd 的淋溶特征

模拟降雨作用下供试土壤 Cd 的淋溶特征见图 2. 由图 2 可以看出,22 种土壤 Cd 的释放过程大致

分为两类,第1类包括S9黑土、S10暗棕壤、S11黑钙土、S13黄绵土、S14黄泥土、S17草毡土及S19福建黄壤,这7种土壤在整个淋溶过程中淋出液中 Cd^{2+} 浓度极低,呈小幅振荡式变化,并无显著的上升或下降趋势。

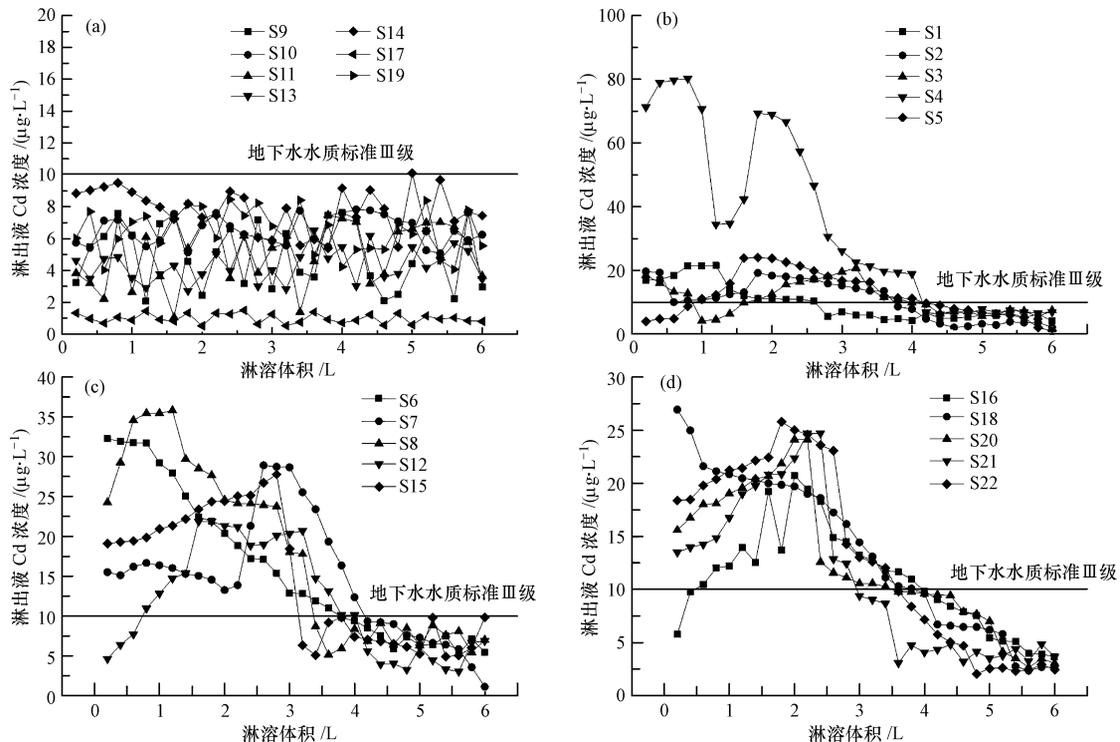


图2 模拟降雨作用下Cd的淋溶特征

Fig. 2 Leaching characteristics of Cd in tested soils receiving simulated rain

第2类包括其余15种土壤,淋溶过程包含两个阶段,当淋溶体积在4 L之内,淋出液中 Cd^{2+} 浓度较高,且变化比较剧烈.超出4 L后,Cd释放速率明显变缓.第一阶段(4 L以内)释放的 Cd^{2+} 可能来源于土壤中的水溶及交换态Cd,这些形态一旦有水淋洗就很容易释放出来,其释放速率主要由淋溶液在土柱中的迁移速率决定,与土柱高度、土壤容重、外源重金属的加入量和实验用土量有关^[5-6].雨水中因有 CO_2 的融入而呈弱酸性, H^+ 的连续输入使得土壤溶液中 H^+ 升高,增加了 H^+ 对重金属的竞争吸附力,使吸附于土壤上的交换态Cd易于解吸,同时土壤中的碳酸盐态、有机结合态等重金属在雨水的作用下也可被缓慢的释放出来,这就出现释放的第2个阶段,即相对稳定的缓慢释放阶段^[7].Lestan^[8]等人的淋溶实验也表明了相似的重金属释放规律,但快速释放阶段所需的淋溶液量有所差异,这与研究的土壤和实验条件有关.另外,雨水中 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、 Ca^{2+} 也会对土壤中Cd的释放产生影响,根据郭朝晖等人的研究^[9],雨水中 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、 Ca^{2+} 可以激活重金属的活性,加速交换态重金属的溶出,使更多的交换态重金属被解吸溶出. NH_4^+ 、 Ca^{2+} 浓度对重金属溶出的影响更为明显.Miller^[10]认为,土壤溶液中 Ca^{2+} 离子可与重金属离子产生陪补效应,竞争土壤中的有效吸附点位,使重金属的吸附点位减少,从而增加了重金属的释放量; NH_4^+ 离子在土壤中发生硝化,产生 H^+ ,使土壤酸度增大,从而促进重金属离子的释放.

根据我国地下水水质标准(GB/T 14848—93),Cd的Ⅲ级标准为 $0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (适用于集中式生活应用水水源及工农业用水).S9黑土、S10暗棕壤、S11黑钙土、S13黄绵土、S14黄泥土、S17草毡土及S19福建黄壤在整个淋溶过程中流出液中 Cd^{2+} 含量均未超过Ⅲ级标准.其余土壤在淋溶的快速释放阶段流出液中 Cd^{2+} 浓度超出Ⅲ级标准,对环境及地下水有一定威胁.进入第二阶段后,淋出液中 Cd^{2+} 浓度降低到Ⅲ级标准以内.

2.2 土壤Cd的累计释放量和释放率特征

淋溶结束后,土壤Cd的累计释放量和释放率计算结果见表2.

表 2 模拟降雨下土壤 Cd 的累计释放量及释放率

Table 2 Accumulative release amounts and release rates of Cd from tested soils

土壤	Cd 含量 ¹⁾ / ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	累计释放量 q / ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	释放率 K / %	土壤	Cd 含量 ¹⁾ / ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	累计释放量 q / ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	释放率 K / %
S1	1085.70	292.59	26.95	S12	982.41	355.93	36.23
S2	871.29	313.41	35.97	S13	1028.56	137.32	13.35
S3	986.31	328.72	33.33	S14	1043.34	258.71	24.80
S4	3621.51	1028.77	28.41	S15	1214.20	463.51	38.17
S5	1157.16	360.55	31.16	S16	1428.57	324.55	22.72
S6	1197.50	469.19	39.18	S17	1118.73	26.70	2.39
S7	929.07	475.09	51.14	S18	996.98	400.33	40.15
S8	907.58	557.46	61.42	S19	1182.45	191.66	16.21
S9	1059.56	147.68	13.94	S20	1064.47	367.34	34.51
S10	989.87	192.12	19.41	S21	932.88	329.10	35.28
S11	909.32	146.64	16.13	S22	939.06	394.10	41.97

注:1)为加入外源 Cd 并老化结束后测定的土壤 Cd 含量.

从表 2 中可以看出,模拟降雨条件下土壤 Cd 的释放率在 2.39% (西藏草毡土)—61.42% (新疆棕漠土)之间. Cd 属于在土壤中较易迁移及释放的重金属,交换态 Cd 在土壤溶液中主要以水合离子态存在,被土壤颗粒通过非专性吸附固持在表面,阻碍了向其它形态的转化,在降雨等作用下相对其它重金属较易被淋溶出土体^[11]. 如许中坚^[12]等人的研究表明,在酸雨作用下红壤中各重金属累计释放量大小依次是: $\text{Pb} > \text{Co} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Cd}$,但土壤不同,累计释放量及释放率相差巨大,有必要对影响因子进行进一步分析.

2.3 土壤 Cd 释放量影响因子分析

将土壤 Cd 的累计释放量 q 作为因变量,将表 1 中各土壤理化性质作为自变量(各性质间方差膨胀系数 $\text{VIF} < 4$,多元共线性不显著),判定哪些性质是影响降雨条件下 Cd 释放量的因子及所占权重. 逐步回归分析的结果见表 3.

表 3 逐步回归分析

Table 3 Summary of stepwise regression analysis

逐步	多重回归方程	调整后的 决定系数 R^2	SE
1	$q = 251[\text{Cd}, \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}] + 266.3$	0.5364	31.28
2	$q = 224[\text{Cd}, \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}] - 20.4[\text{CEC}, \text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}] + 541.7$	0.9184	15.67
3	$q = 237[\text{Cd}, \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}] - 21.7[\text{CEC}, \text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}] - 2.69[\text{Fed}^{1)}, \text{g}\cdot\text{kg}^{-1}] + 609.4$	0.9525	12.67
4	$q = 244[\text{Cd}, \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}] - 22.2[\text{CEC}, \text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}] - 3.66[\text{Fed}, \text{g}\cdot\text{kg}^{-1}] - 17.2[\text{pH}] + 748.9$	0.9609	11.27

注:1) Fed 表示游离态氧化铁.

通过分析有进有出逐步回归方程中的调整后的偏决定系数 (Partial R^2),可以判定各因素对 Cd 释放量变化 (Variance) 的影响权重. 引入方程的参数对 Cd 释放量的影响权重是不同的,从表 3 的方程 (1) 可以看出,土壤中 Cd 的污染水平对 Cd 释放量的影响所占权重最大,以下依次为 CEC、Fed 和 pH,这些因素对 Cd 释放量的影响在逐步回归方程中达到了显著水平,而有机质、粘粒、容重、游离铁等性质未达到显著性水平,因而排除.

可以看出,对累计释放量拟合性最好的回归方程为:

$$q = 244[\text{Cd}, \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}] - 22.2[\text{CEC}, \text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}] - 3.66[\text{Fed}, \text{g}\cdot\text{kg}^{-1}] - 17.2[\text{pH}] + 748.9 \quad (R^2 = 0.9609, P < 0.05)$$

土壤中 Cd 含量、阳离子交换量、游离氧化铁含量及 pH 对降雨作用下土壤 Cd 释放有重要作用,四者累计的决定系数达到了 0.9609. 其中土壤中 Cd 含量所占权重最高,且对累计释放量作用为正,偏决定系数为 0.5364,其次为 CEC,偏决定系数为 0.3820,游离铁和 pH 合计所占权重的偏决定系数为 0.0425. CEC、游离铁及 pH 对累计释放量的作用为负.

从逐步回归分析的结果可以看出,土壤中 Cd 的污染水平是决定 Cd 释放的最重要因素,且作用为正,即污染越严重释放越多. 在 22 种土壤中,释放量最大的为广西刁江地区红壤,该地区受上游有色金属矿山开发的影响,土壤重金属污染十分严重,Cd 是主要污染重金属元素之一,已有调查表明该地区大米中 Cd 含量超出国家食品卫生标准 4.9 倍^[13-14]. 从本研究的结果来看,在降雨等淋溶作用下该地区地下水也受到比较严重的威胁,值得高度关注.

CEC 对土壤 Cd 释放作用为负,即土壤 CEC 越大则 Cd 释放趋势越弱,且 CEC 对 Cd 的影响所占权重较大,仅次于土壤 Cd 的污染水平. CEC 反映了土壤胶体的负电荷量,CEC 越高则负电荷量越高,通过静电吸附而固持在土壤颗粒表面的 Cd^{2+} 也越多,因此土壤 CEC 的高低可作为判定土壤对重金属吸附固持能力的指标. 一些研究者^[15] 研究了一些土壤对镉的吸附及交换特性,认为土壤对 Cd 的固持能力与土壤交换容量有显著相关性,一般为其交换容量的 40%—60%.

pH 及游离氧化铁也对土壤 Cd 释放有负作用,但所占权重较低. pH 是土壤化学性质的综合反映,土壤 pH 较高,则土壤中粘土矿物、水合氧化物及有机质表面的负电荷较多,对 Cd^{2+} 的吸附能力也随之提高. 高 pH 值还有利于金属羟基复合物增加,降低了离子的平均电荷,使吸附反应的能障降低,有利于土壤对 Cd^{2+} 的专性吸附;另外, OH^- 的增加也削弱了 H^+ 对交换位点的竞争,提高了土壤有机质-重金属络合物的稳定性,同样会提高土壤对 Cd^{2+} 的吸附能力. 土壤中氧化铁不仅是土壤结构体的胶结物质之一,更重要的是它具有较高的活性,既是引起重金属专性吸附的主要原因,又可以影响土壤的表面电荷性质而影响对 Cd^{2+} 的吸附. Spark 等人的研究表明^[16],可变电荷土壤胶体和矿物表面绝大部分空间吸附位来自氧化铁、氧化铝、氧化锰以及有机质,对重金属的吸附量大小主要由土壤中氧化铁起着主导作用,氧化铝也对其有一定的影响,但影响效果不如氧化铁显著.

3 结论

22 种土壤 Cd 的释放过程大致分为两类,第 1 类包括吉林黑土、吉林暗棕壤、吉林黑钙土、陕西黄绵土、苏州黄泥土、西藏草毡土及贵州黄壤,这 7 种土壤在整个淋溶过程中淋出液中 Cd^{2+} 浓度极低,未超过地下水水质Ⅲ级标准. 第 2 类包括剩余 15 种土壤,其 Cd 释放分为两个阶段,在淋溶量 4 L 之内,淋出液中 Cd^{2+} 浓度较高,且变化比较剧烈,对环境及地下水威胁较大. 超出 4 L 后,Cd 释放速率明显变缓,浓度降低到Ⅲ级标准以下. 逐步回归分析的结果表明,土壤中 Cd 含量、阳离子交换量、游离氧化铁含量及 pH 对降雨作用下土壤 Cd 释放具有重要作用,四者累计的决定系数达到了 0.9609,其中土壤中 Cd 含量所占权重最高,且对累计释放量作用为正,其次为 CEC,作用为负. 游离铁和 pH 合计所占权重较低,作用也为负.

参 考 文 献

- [1] 陈怀满. 环境土壤学[M]. 北京: 科学出版社, 2005
- [2] 方婧,温蓓,单孝全,等. 蚯蚓活动对重金属在土柱中淋溶行为的影响[J]. 环境化学, 2007, 26(6): 768-773
- [3] 张宇峰,姚敏,邵春燕,等. 模拟酸雨对土柱中稀土元素迁移的影响[J]. 环境化学, 2005, 24(4): 379-382
- [4] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
- [5] 谢思琴,周德智. 模拟酸雨下土壤中铜、镉行为及急性毒性效应[J]. 环境科学, 1991, 12(2): 24-28
- [6] Yu J, Klarup D. Extraction kinetics of copper, zinc, iron, and manganese from contaminated sediment using disodium ethylenediaminetetraacetate[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 1994, 75(3): 205-225
- [7] Finzgar N, Lestan D. Multi-step leaching of Pb and Zn contaminated soils with EDTA[J]. Chemosphere, 2007, 66(5): 824-832
- [8] Lestan D, Finzgar N. Leaching of Pb contaminated soil using ozone/UV treatment of EDTA extractants[J]. Separation Science and Technology, 2007, 42(7): 1575-1584
- [9] 郭朝晖,廖柏寒. 酸雨中 SO_4^{2-} , NO_3^- , Ca^{2+} , NH_4^+ 对红壤中重金属的影响[J]. 中国环境科学, 2002, 22(1): 6-10
- [10] Miller W P, Mc Fee W W, Kelly J M. Mobility and retention of heavy metals in sandy soils[J]. Journal of Environmental Quality, 1983, 12(4): 579-591
- [11] Tsang D, Zhang W, Lo I. Modeling cadmium transport in soils using sequential extraction, batch, and miscible displacement experiments[J]. Soil Science Society of America Journal, 2007, 71(3): 674-681
- [12] 许中坚,刘广深. 模拟酸雨对红壤重金属元素释放的影响研究[J]. 水土保持学报, 2005, 14(5): 65-73

- [13] 宋书巧,梁利芳,周永章,等. 广西刁江沿岸农田受矿山重金属污染现状与治理对策[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2003, 22(2): 152-155
- [14] 周永章,宋书巧,杨志军,等. 河流沿岸土壤对上游矿山及矿山开发的环境地球化学响应——以广西刁江流域为例[J]. 地质通报, 2005, 24(10/11): 945-951
- [15] 冯绍元,马素英,杨华锋. 北京地区 3 种污灌土壤镉最大吸附容量的推求[J]. 生态毒理学报, 2006, 1(4): 343-349
- [16] Spark K M, Johnson B B, Wells J D. Characterizing heavy-metal adsorption on oxides and oxyhydroxides[J]. European Journal of Soil Science, 2005, 46(4): 621-631

Effect of simulated rain on leaching of cadmium from 22 typical soils and key factors identification

ZHENG Shunan^{1,2} CHEN Chun^{1,3} * ZHENG Xiangqun¹ LIU Shutian¹
SHI Rongguang¹ LIU Xiaowei^{1,3} SHEN Yue¹

- (1. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture/Key Laboratory of Production Environment and Agro-product Safety, Ministry of Agriculture, Tianjin Key Laboratory of Agro-environment and Agro-product Safety, Tianjin, 300191, China;
2. Rural Energy & Environmental Agency, Ministry of Agriculture, Beijing, 100125, China; 3. Laboratory of Quality & Safety Risk Assessment for Agro-product on Environmental Factors, Ministry of Agriculture, Tianjin, 300191, China)

ABSTRACT

Leaching characteristics of heavy metals were closely related to their transformation and migration in soils. However, the information on the leach ability of heavy metals in typical Chinese soils was rather limited. This work was conducted to study the leaching characteristics of cadmium (Cd) and their related influence factors in 22 Chinese soils under simulated rain through column experiment. The results indicated that, 22 soils can be divided into two classes. Class 1 included black soil from Jilin, dark brown soil from Jilin, chernozem from Jilin, loessial soil from Shanxi, paddy soil from Suzhou, felty soil from Tibet and yellow soil from Guizhou. Concentrations of Cd²⁺ in soil leachates from class 1 during leaching process were inconsistent and very low, less than Groundwater Quality Standard for Class III. Class 2 included the other 15 soils (fluvo-aquic soil from Tianjin, red soil from Jiangxi, brown soil from Hebei, paddy soil from Hunan, laterite from Hainan, yellow brown soil from Nanjing, lateritic red soil from Nanning, chestnut soil from Inner Mongolia and so on). The release mechanism of Cd in these soils appears to be consisted of two phases involving the initial rapid process (leachate are less than 4 L) followed by a slow continuous process (leachate exceeds 4 L). In rapid process, the concentrations of Cd in leachate were comparatively higher. In slow process, the concentrations of Cd in leachate were very low compared with Groundwater Quality Standard for Class III. Stepwise multiple regression analysis showed that release of Cd from soils might be related to soil total Cd, CEC, pH and free Fe oxides of soil. These 4 factors could describe 96.09% of the variability in Cd release from soils, which followed by the order: total Cd > CEC > pH plus free Fe oxides. Soil total Cd had positive influence on Cd release, while CEC, pH and free Fe oxides had negative influence.

Keywords: cadmium, leaching, simulated rain, influence factors.