

连二亚硫酸钠对铬污染土壤修复条件优化及生物有效性研究^①

刘增俊^{1,2}, 刘红敏³, 夏旭⁴, 张旭², 李广贺², 张丹¹, 姜林¹

(1 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037; 2 清华大学环境学院, 北京 100084; 3 河南财政税务高等专科学校, 郑州 451464;

4 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081)

摘要: 选用连二亚硫酸钠作为修复药剂, 通过正交试验, 探讨了药剂用量、水土比、养护时间及搅拌时间等 4 个因素对该药剂修复铬污染土壤效果的影响, 并基于肠胃模拟方法, 考察了修复前后土壤中铬的生物有效性变化, 并评估其健康风险。结果表明, 就铬污染土壤而言, 药剂用量对修复后土壤的六价铬浸出浓度影响最大, 其他因素次之。达到较好修复效果的最佳修复条件为药剂用量为 8%、水土比为 0.5、养护时间为 1 天、搅拌时间为 15 min。药剂修复后土壤的六价铬生物有效性大幅降低, 降幅为 63.21% ~ 84.67%, 六价铬致癌风险降幅达 81.7%, 有效降低人体健康风险。

关键词: 药剂; 铬; 污染土壤; 生物有效性

中图分类号: X53

铬及其化合物广泛应用于冶金、金属加工及电镀等多种行业。铬存在多种价态, 以三价及六价较为稳定, 其中, 六价铬具有高毒、致癌、致畸的特点, 其环境风险不容忽视。含铬废渣经过雨水长期淋溶后, 大量六价铬随雨水渗入地下, 导致土壤及地下水的严重污染, 给生态环境安全和人类健康带来潜在危险^[1-3]。

铬污染土壤的修复已成为公众日益关注的热点问题^[4-6]。药剂稳定化技术发展迅速, 该技术可通过改变重金属在土壤中的存在状态, 降低其迁移性及生物有效性, 以削弱其环境风险^[7]。连二亚硫酸钠以其价廉、化学性质活泼、毒性和二次污染小等优点被广泛应用于环境治理, 如地下水重金属和有机污染物的修复^[8-9]。研究表明土壤的还原能力与连二亚硫酸钠的浓度在一定范围内呈正相关, 但是, 超过一定浓度后土壤还原势下降^[10]。药剂稳定化修复效果受污染物类型、浓度、土壤性质以及施工工艺等多重因素影响, 尤其是药剂用量、含水率、养护条件等, 主要表现不适宜的条件使得化学药剂不能充分有效地与污染物反应, 从而对修复效果产生不利影响。

药剂的修复效果除以污染物的浸出毒性为评价指标外, 污染物的生物有效性也是表征污染物健康风

险的指标之一。20 世纪 90 年代以来土壤重金属人体有效性的 In Vitro 实验评估方法得到快速发展, 主要通过加入胃肠的各种主要酶和有机酸, 同时模拟胃肠蠕动, 实验系统处于 37℃ 的厌氧环境, 创造与真实肠胃相似的消化和吸收环境, 以此来测定污染土壤进入人体后的相对生物有效性或生物有效性, 其实验结果与动物实验的结果表现出良好的相关性^[11], 该法在土壤-人体健康相互关系的研究上倍受重视, 方法学上日趋成熟, 因此, 已成为污染物环境健康风险表征的重要手段。

鉴于此, 本研究选取连二亚硫酸钠为修复药剂, 采用正交试验优化其对铬污染土壤修复的药剂用量、含水率、养护时间、搅拌时间等参数, 并同时评估其生物有效性, 为该药剂在实际修复工作中的有效应用提供理论基础及技术支持。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

铬污染土壤采自辽宁沈阳某铬污染场地, 土壤质地为壤土。多点采集 0 ~ 50 cm 的土壤, 然后混匀制备成一个土壤样品。剔除土壤样品中的小石子及植物根茎, 风干过 2 mm 及 0.25 mm 尼龙筛后备用。其基

基金项目: 北京市自然科学基金项目(8164055)、环保公益项目(201009016、201009009-003)和北京市环境保护科学研究院科技基金项目(2013B08)资助。

作者简介: 刘增俊(1980—), 男, 河南封丘人, 博士, 助理研究员, 主要从事污染场地修复方面工作。E-mail: lzengj@126.com

本理化性质分别为：pH 9.1、有机质 24.9 g/kg、全氮 0.8 g/kg、全磷 0.5 g/kg、全钾 19.6 g/kg，阳离子交换量 290 cmol/kg，有效 Fe 14 mg/kg、有效 Mn 1.63 mg/kg；总铬及六价铬含量分别为 2 929 mg/kg 和 524 mg/kg。

1.2 供试药剂

连二亚硫酸钠，分析纯(国药集团试剂有限公司)。

1.3 试验方法

选取药剂量、水土比、养护时间和搅拌时间 4 个参数,每个参数设 3 个水平。分别为药剂量(A):2%、4%、8%；水土比(B):0.3、0.5、0.75；养护时间(C):1、3、5 天；搅拌时间(D):5、10、15 min。采用正交试验法,选用 $L_9(3^4)$ 正交表,试验因素水平见表 1。称取 100 g 土壤于具盖塑料盒中,按照正交试验设计设置处理,每处理 3 次重复。依照试验要求,采集土壤样品,测定土壤浸出液中的总铬、六价铬含量及修复前后土壤中铬生物有效性的变化。

表 1 正交试验因素水平表
Table 1 Levels of orthogonal experimental factors

序号	A: 药剂量 (%)	B: 水土比	C: 养护时间 (d)	D: 搅拌时间 (min)
1	2	0.3	1	5
2	4	0.5	3	10
3	8	0.75	5	15

1.4 分析方法

土壤浸出毒性采用水平震荡法 (HJ 557-2010)。浸出液中总铬用 ICP-AES 法测定^[12],六价铬用二苯碳酰二肼分光光度法测定^[13]。六价铬致癌风险计算参见文献[14]。

1.5 生物有效性

生物有效性测定采用 In Vitro 实验方法^[15-17]。

1.5.1 胃阶段 每批样品配制模拟胃液 4 L,内含 0.15 mol/L NaCl 35.06 g、柠檬酸 2 g、苹果酸 2 g、乳酸 1.68 ml、醋酸 2 ml 和胃蛋白酶 5 g,用 12 mol/L HCl 将 pH 调至 1.5。然后,取 500 ml 模拟胃液于 500 ml 蓝盖瓶中,以 1 L/min 的速率通入氩气,创造厌氧环境,持续约 15 min 后,加入供试土壤 5 g (过 0.25 mm 筛),迅速盖上盖子,于 37℃ 恒温摇床上振荡 1 h,转速为 100 r/min。1 h 后用针筒吸取反应液,3 500 r/min 离心,过 0.45 μm 微孔滤膜,将滤液收集在采样瓶中测定六价铬含量。

1.5.2 小肠阶段 用 NaHCO₃ 饱和溶液将反应液 pH 调至 8,在每个反应器中加入胰酶 0.36 g、胆盐 1.2 g,以 1 L/min 的速率通入氩气,以创造厌氧环境,持续约 15 min 后,加入供试土壤 5 g(过0.25 mm 筛),迅速盖上盖子,于 37℃ 恒温摇床上振荡 1 h,转速为 100 r/min。每隔 15 min,测定反应液 pH,若升高,滴加 12 mol/L HCl,维持 pH 为 8.0。在小肠阶段开始后 4 h 吸取反应液,3 500 r/min 离心,0.45 μm 微孔滤膜过滤,将滤液收集在采样瓶中测定六价铬含量。

2 结果与讨论

2.1 药剂对污染土壤的修复条件优化效果

由表 2 可知,以修复后土壤的总铬浸出浓度为指标,药剂处理不同因素的极差大小顺序为 $R_A>R_C>R_B>R_D$,即药剂用量是总铬浸出浓度的最主要的影响因素,养护时间次之,水土比相对影响较小,搅拌时间影响最小。

表 2 不同优化条件下药剂处理土壤中总铬浸出量
Table 2 Leaching contents of total Cr in soils under different conditions

处理	因素				总铬浸出浓度(mg/kg)			
	A: 药剂量(%)	B: 水土比	C: 养护时间(d)	D: 搅拌时间(min)	x_1	x_2	x_3	$\bar{x}$
1	2	0.3	1	5	3.98	4.85	4.68	4.50 ± 0.46 a
2	2	0.5	3	10	3.48	2.89	3.03	3.13 ± 0.31 b
3	2	0.75	5	15	1.36	1.04	0.92	1.11 ± 0.23 de
4	4	0.3	3	15	1.8	1.46	1.31	1.52 ± 0.25 d
5	4	0.5	5	5	0.77	0.89	1.15	0.94 ± 0.19 e
6	4	0.75	1	10	2.31	1.88	2.02	2.07 ± 0.22 c
7	8	0.3	5	10	0.87	0.98	1.08	0.98 ± 0.11 e
8	8	0.5	1	15	0.49	0.6	0.58	0.56 ± 0.06 f
9	8	0.75	3	5	0.46	0.62	0.52	0.53 ± 0.08 f
T_1	8.74	7.00	7.13	5.97				
T_2	4.53	4.63	5.19	6.18				
T_3	2.07	3.71	3.02	3.19				
R	6.68	3.29	4.11	2.99				$R_A>R_C>R_B>R_D$

注：T：各因素不同水平总铬浸出浓度之和；R：极差，各因素不同水平总铬浸出浓度和中最大值与最小值之差；表中小写字母不同表示处理间差异达到 $P<0.05$ 显著水平，下表同。

在药剂稳定化修复过程中，由于土壤本身的复杂性及不均匀性，药剂施用量的多少直接影响其与目标污染物接触反应的机率大小，从而影响修复效果，且在一定范围内，供试药剂的还原能力与药剂的施用量呈正相关关系^[10]。由表 2 可知， $T_{A1}>T_{A2}>T_{A3}$ ，供试条件下，药剂最佳水平为 A_3 ，即药剂占 8% 时，铬污染土壤的修复效果较好。

对于水土比，为 $T_{B1}>T_{B2}>T_{B3}$ ，水土比最佳水平为 B_3 ，即当水土比为 0.75 的条件下更有利于土壤中重金属铬的还原。原因可能是当水土比较低时，体系中的水分较少，反应物扩散不充分，不利于重金属铬还原稳定反应的进行；当水土比较高时，重金属铬能够更好地在体系中扩散，可以充分与药剂接触，更有利于还原反应的发生^[18]。

不同养护时间有 $T_{C1}>T_{C2}>T_{C3}$ ，即供试条件下，养护时间为 5 天，利于土壤中重金属铬的修复。因为养护时间长有利于药剂与污染物的还原反应。

一定搅拌强度下，适度的搅拌时间既可以增强土壤的均匀度，同时也能提高药剂与污染物的接触机

率，从而促进污染物的还原稳定。供试条件下， $T_{D2}>T_{D1}>T_{D3}$ ，即搅拌时间为 15 min 时有利于铬污染土壤的修复。

方差分析结果(表 3) 表明，药剂之间 $F = 193.85 > F_{0.01(2,18)} = 6.01$ ，水土比之间 $F = 49.13 > F_{0.01(2,18)} = 6.01$ ，养护时间之间 $F = 71.89 > F_{0.01(2,18)} = 6.01$ ，搅拌时间之间 $F = 47.52 > F_{0.01(2,18)} = 6.01$ ，不同因素水平间差异对总铬浸出浓度产生极显著影响；处理 8 和处理 9 之间总铬浸出浓度无显著差异，且显著低于其他处理。但与处理 9 相比，处理 8 养护时间较短。考虑实际修复工程时间的紧迫性及修复效果，认为最优条件为 $A_3B_2C_1D_3$ ，即药剂量为 8%、水土比为 0.5、养护时间为 1 天、搅拌时间为 15 min。

以修复后土壤六价铬浸出浓度为指标，药剂处理不同因素的极差大小顺序为 $R_A>R_B>R_C>R_D$ (表 4)，即药剂用量是影响六价铬浸出浓度的最主要因素，水土比次之，养护时间相对影响较小，搅拌时间影响最小。方差分析结果 (表 5) 表明，药剂之间 $F = 39.21 > F_{0.01(2,18)} = 6.01$ ，水土比之间 $F = 23.83 > F_{0.01(2,18)} =$

表 3 总铬浸出量的方差分析结果
Table 3 Anova of different treatments on leaching contents of total Cr

变异来源	方差	自由度	均方差	<i>F</i>	<i>F</i> _{0.05}	<i>F</i> _{0.01}
药剂	22.80	2	11.40	193.85**	3.55	6.01
水土比	5.78	2	2.89	49.13**		
养护时间	8.46	2	4.23	71.89**		
搅拌时间	5.59	2	2.80	47.52**		
误差	1.06	18	0.06			
总变异	43.68	26				

表 4 不同优化条件下药剂处理土壤中六价铬浸出量
Table 4 Leaching contents of hexavalent Cr in soils under different conditions

处理	因素				六价铬浸出浓度(mg/kg)			
	A: 药剂量(%)	B: 水土比	C: 养护时间 (d)	D: 搅拌时间 (min)	<i>x</i> ₁	<i>x</i> ₂	<i>x</i> ₃	$\bar{x}$
1	2	0.3	1	5	3.51	2.87	2.78	3.05 ± 0.40 a
2	2	0.5	3	10	1.16	1.38	0.83	1.12 ± 0.28 bc
3	2	0.75	5	15	0.76	1.18	1.23	1.06 ± 0.26 bc
4	4	0.3	3	15	1.59	0.91	0.98	1.16 ± 0.37 b
5	4	0.5	5	5	0.62	0.92	1.02	0.85 ± 0.21 bc
6	4	0.75	1	10	1.32	0.99	0.98	1.10 ± 0.19 b
7	8	0.3	5	10	0.56	0.96	0.65	0.72 ± 0.21 bc
8	8	0.5	1	15	0.45	0.86	0.58	0.63 ± 0.21 c
9	8	0.75	3	5	0.33	0.38	0.78	0.50 ± 0.25 c
<i>T</i> ₁	5.23	4.94	4.78	4.40				
<i>T</i> ₂	3.11	2.61	2.78	2.94				
<i>T</i> ₃	1.85	2.65	2.63	2.85				
<i>R</i>	3.38	2.33	2.15	1.56				<i>R</i> _A > <i>R</i> _B > <i>R</i> _C > <i>R</i> _D

表 5 六价铬浸出量的方差分析结果
Table 5 Anova of different treatments on leaching contents of hexavalent Cr

变异来源	方差	自由度	均方差	<i>F</i>	<i>F</i> _{0.05}	<i>F</i> _{0.01}
药剂量	5.85	2	2.92	39.21**	3.55	6.01
水土比	3.55	2	1.78	23.83**		
养护时间	2.88	2	1.44	19.29**		
搅拌时间	1.52	2	0.76	10.20**		
误差	1.34	18	0.08			
总变异	15.14	26				

6.01, 养护时间之间 $F = 19.29 > F_{0.01(2,18)} = 6.01$, 搅拌时间之间 $F = 10.20 > F_{0.01(2,18)} = 6.01$, 不同因素水平间差异对六价铬浸出浓度产生极显著影响; 处理 2、处理 3、处理 5、处理 7、处理 8 和处理 9 之间无显著差异, 且显著低于其他处理。考虑与总铬浸出效果最优条件的一致性, 六价铬浸出浓度最低的最优条件亦为 $A_3B_2C_1D_3$, 即药剂量为 8%、水土比为 0.5、养护时间为 1 天、搅拌时间为 15 min。

2.2 药剂处理后污染土壤铬生物有效性变化

生物体内重金属的浓度可以用来评价重金属的生物有效性^[19], 目前多采用连续提取及种植植物的方法进行评价^[20-22], 研究表明植物中重金属的浓度与土壤中交换态和碳酸盐结合态重金属的含量有显著的相关性^[23]。但该类方法只能间接推测其对人体的影响, 而肠胃模拟法能够更为直接地反映污染物对人体健康的影响, 在环境健康风险评价中发挥着独特的作用^[24]。

本研究中, 修复前铬污染土壤的六价铬生物有效性 *BA* 在胃阶段和小肠阶段分别为 2.87% 和 3.81%, 成人在胃阶段和小肠阶段的六价铬吸收量分别为 0.75 μg/d 和 1.00 μg/d, 儿童在胃阶段和小肠阶段的六价铬吸收量分别为 3.01 μg/d 和 3.99 μg/d(数据未发表)。由表 6 可知, 与修复前相比, 修复后土壤的六价铬生物有效性 *BA* 大幅降低, 降低幅度为 63.21% ~ 84.67%, 其中, 处理 8 的六价铬生物有效性为 1.22%, 与处理前相比降低了 81.77%。成人在胃阶段和小肠阶段的六价铬吸收量分别为 0.11 μg/d 和 0.21 μg/d, 儿童在胃阶段和小肠阶段的六价铬吸收量分别为 0.42 μg/d 和 0.86 μg/d(表 6)。修复前土壤中六价铬经口摄入的致癌风险为 2.36×10^{-4} , 修复后土壤中六价铬经口摄入的致癌风险为 4.3×10^{-5} , 与修复前相比, 土壤中六价铬经口摄入的致癌风险大幅降低, 降幅达 81.7%。可见, 修复后土壤中铬的生物有效性大幅降低, 同时, 也大幅降低了其人体健康安全风险。

表 6 修复后土壤不同消化阶段六价铬的生物有效性
Table 6 Bioavailabilities of hexavalent Cr in soils under digestive stages after remediation

处理	六价铬 <i>C_m</i> (μg/g)	六价铬 <i>C_{IV}</i> (mg/L)		<i>BA</i> (%)		<i>W_m</i> (μg/d)		<i>W_A</i> 成人(μg/d)			<i>W_A</i> 儿童(μg/d)		
		胃	小肠	胃阶段	小肠阶段	成人	儿童	胃阶段	小肠阶段	累加	胃阶段	小肠阶段	累加
1	524	0.018	0.051	0.34	0.98	26.20	104.80	0.09	0.26	0.35	0.36	1.03	1.39
2	524	0.014	0.052	0.27	1.00	26.20	104.80	0.07	0.26	0.33	0.28	1.04	1.32
3	524	0.021	0.033	0.40	0.62	26.20	104.80	0.11	0.16	0.27	0.42	0.65	1.07
4	524	0.018	0.037	0.34	0.70	26.20	104.80	0.09	0.18	0.27	0.36	0.73	1.09
5	524	0.011	0.045	0.21	0.86	26.20	104.80	0.06	0.23	0.28	0.22	0.91	1.13
6	524	0.018	0.051	0.34	0.98	26.20	104.80	0.09	0.26	0.35	0.36	1.03	1.39
7	524	0.032	0.097	0.61	1.85	26.20	104.80	0.16	0.48	0.64	0.64	1.94	2.58
8	524	0.021	0.043	0.40	0.82	26.20	104.80	0.11	0.21	0.32	0.42	0.86	1.28
9	524	0.039	0.046	0.74	0.88	26.20	104.80	0.20	0.23	0.42	0.78	0.92	1.70

注: 换算公式: $BA = C_{IV}V_{IV} \times 100 / C_S M_S$, $W_m = C_m \times W_{soil}$, $W_A = W_m \times BA$, 其中, *BA*: 特定重金属的生物有效性(%); *C_{IV}*: In Vitro 实验的胃阶段或小肠阶段反应液中特定重金属的可溶态总量(mg/L); *V_{IV}*: 反应器中反应液的体积(L); *C_S*: 土壤样品中特定重金属的总量(mg/kg); *M_S*: 加入反应器中的土样的重量(kg); *W_m*: 金属元素的摄入量(μg/d); *C_m*: 土壤中重金属的浓度(μg/g); *W_{soil}*: 土壤摄入量(g/d); *W_A*: 可吸收的重金属量(μg/d); *W_m*: 重金属元素的摄入量(μg/d)。

污染土壤经口摄入是对人体健康造成危害的重要途径, 同时, 由于六价铬多以铬酸根等阴离子团形式存在, 不易被土壤吸附, 污染土壤中的铬通过淋溶进入地下水或地表水后经饮用及皮肤接触

也是其对人体健康造成危害的重要暴露途径,而肠胃模拟法主要考虑了土壤经口摄入后经肠胃吸收后的健康风险,不体现地下水及地表水经口及皮肤产生的健康风险,在地下水或地表水作为生活用水的情况下,应考虑水中铬经口摄入及皮肤产生的健康风险。

3 结论

1) 对铬污染土壤而言,影响修复后土壤总铬及六价铬浸出浓度的最主要因素是药剂用量,其他影响因素次之。药剂用量、水土比、养护时间及搅拌时间4因素均能对总铬和六价铬浸出浓度产生显著影响。

2) 对铬污染土壤而言,达到较好修复效果的最优修复条件为药剂量为8%、水土比为0.5、养护时间为1天、搅拌时间为15 min。

3) 就供试土壤而言,与修复前相比,药剂修复后土壤六价铬生物有效性大幅降低,能有效降低人体健康及环境安全风险。不同处理的降低幅度为63.21%~84.67%,其中,处理8的六价铬生物有效性为1.22%,与处理前相比降低了81.77%,土壤中六价铬经口摄入的致癌风险降低达81.7%。

致谢:感谢中国科学院南京土壤研究所李振高研究员给予的指导和建议。

参考文献:

- [1] 刘玉强,李丽,王琪,等.典型铬渣污染场地的污染状况与综合整治对策[J].环境科学研究,2009,22(2):248-253
- [2] 曹泉,王兴润.铬渣污染场地污染状况研究与修复技术分析[J].环境工程学报,2009,3(8):1493-1497
- [3] 宋昕,林娜,殷鹏华.中国污染场地修复现状及产业前景分析[J].土壤,2015,47(1):1-7
- [4] 李世业,成杰民.化工厂遗留地铬污染土壤化学淋洗修复研究[J].土壤学报,2015,52(4):869-878
- [5] 蒋红群,王彬武,刘晓娜,等.北京市土壤重金属潜在风险预警管理研究[J].土壤学报,2015,52(4):731-746
- [6] 许伟,施维林,沈桢,等.工业遗留场地复合型污染分层健康风险评估研究.土壤,2016,48(2):322-330
- [7] 孙小峰,吴龙华,骆永明.有机修复剂在重金属污染土壤修复中的应用[J].应用生态学报,2006,17(6):1123-1128
- [8] Langell M A, Kadossov E, Boparai H, et al. Effect of sodium dithionite on the surface composition of iron-containing aquifer sediment[J]. Surface and Interface Analysis, 2009, 41: 941-950
- [9] Su C M, Ludwig R D. Treatment of hexavalent chromium in chromite ore processing solid waste using a mixed reductant solution of ferrous sulfate and sodium dithionite[J]. Environmental Science and Technology, 2005, 39: 6208-6216
- [10] 杨金艳.还原剂处理下富铁土壤中酰胺类农药的转化及其影响机制[D].北京:武汉纺织大学,2013
- [11] Ruby M V, Schoof R, Brattin W, et al. Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment[J]. Environmental Science and Technology, 1999, 33: 3697-3705
- [12] Lazauskas A, Grigaliūnas V, Guobienė A, et al. Atomic force microscopy and x-ray photoelectron spectroscopy evaluation of adhesion and nanostructure of thin Cr films[J]. Thin Solid Films, 2012, 520(19): 6328-6333
- [13] Rai D, Eary L E, Zachara J M. Environmental chemistry of chromium[J]. Environmental Science and Technology, 1989, 23: 15-23
- [14] 中华人民共和国环境保护部.污染场地风险评估技术导则(HJ/25.3-2014)[S].北京:中国环境科学出版社,2014
- [15] Ruby M V, Davis A, Schoof R, et al. Estimation of Lead and Arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test[J]. Environmental Science and Technology, 1996, 30(2): 422-430
- [16] Rodriguez R R, Basta N T, Casteel S W, et al. An in Vitro gastrointestinal method to estimate bioavailable Arsenic in contaminated soil and solid media[J]. Environmental Science and Technology, 1999, 33(4): 642-649
- [17] 唐翔宇,朱永官.土壤中重金属对人体生物有效性的体外试验评估[J].环境与健康杂志,2004,21(1):183-185
- [18] 刘浩,陈胡星,徐小希,等.碱矿渣胶凝材料固化/稳定化铬污染土壤[J].环境工程,2012,30:306-309
- [19] 程晓东,郭明新.河流底泥重金属不同形态的生物有效性[J].农业环境保护,2001,20(1):19-22
- [20] 郑明霞,黄斌,陈明,等.土壤中铬对油菜生物有效性的研究[J].有色金属,2007,59(2):95-99
- [21] 李淑仪,林翠兰,许建光,等.施硅对污染土壤中铬形态及其生物有效性的影响[J].生态环境,2008,17(1):227-231
- [22] 王丹,魏威,梁东丽,等.土壤铜、铬(VI)复合污染重金属形态转化及其对生物有效性的影响[J].环境科学,2011,32(10):3113-3120
- [23] 赵兴敏,董德明,花修艺,等.污染源附近农田土壤中铅、镉、铬、砷的分布特征和生物有效性研究[J].农业环境科学学报,2009,28(8):1573-1577
- [24] 孙歆,韦朝阳,王五一.土壤中砷的形态分析和生物有效性研究进展[J].地球科学进展,2006,21(6):625-632

Optimal Conditions of Sodium Hyposulfite Remediation on Cr-contaminated Soil and Bioavailability Change of Cr in Soil

LIU Zengjun^{1,2}, LIU Hongmin³, XIA Xu⁴, ZHANG Xu², LI Guanghe², ZHANG Dan¹, JIANG Lin¹

(1 *Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037, China*; 2 *School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China*; 3 *Henan College of Finance and Taxation, Zhengzhou 451464, China*; 4 *Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China*)

Abstract: The optimal conditions of remediation of sodium hyposulfite and the bioavailability changes of Cr in soil before and after remediation were studied. The results showed that for the chromium-contaminated soil, agent dosage was the factor that had the most effect on total and hexavalent Cr leaching concentration. The optimal conditions for the agent on the remediation of Cr-contaminated soil were 8% dosage, 0.5 : 1 water soil ratio (v/w), 1 d curing time and 15 min stirring time. After remediation, bioavailability of the hexavalent Cr was significantly decreased by 63.21% – 84.67%, the carcinogenic risk of hexavalent Cr decreased 81.7%, and so the human health risk could be reduced effectively.

Key words: Agent; Cr; Contaminated soil; Bioavailability