石灰与生物炭配施对不同浓度镉污染土壤修复  
王 刚1，孙育强2，杜立宇1，吴 岩1，梁成华1，王沛文1，郭炜辰1(1.沈阳农业大学土地与环境学院**，**沈阳110866**；** 2.河北省土壤肥料总站**，**石家庄050021**)**

摘要**：**通过室内培养试验**，**研究生物炭与石灰不同用量配施对镉污染土壤pH和镉赋存形态的影响**。**结果 表明，生物炭与石灰配施能够明显提高污染土壤pH,且随着施入量的增加pH提升效果显著**。**随着石灰 和生物炭配施用量的增加，土壤交换态镉降低比例逐渐增大**。**培养60天后，镉污染浓度为5 mg/kg的土 壤交换态镉含量同对照处理相比依次减少36.80% ,49.12%和57.38% ;而土壤镉污染浓度为20 mg/kg 的土壤交换态镉含量较对照相比分别降低29. 27% ,31. 68%和39. 03%**。**2个浓度中土壤碳酸盐结合态 镉**、**铁锰氧化物结合态镉和有机结合态镉均有所增加**，** 残渣态镉虽有所增加**，** 但在不同浓度之间存在差异**。** 总体来看，本试验用量条件下，石灰和生物炭配施对污染浓度为5 mg/kg的土壤镉钝化效果优于污染浓度 为 20 mg/kg 的 土 壤 。

关键词**：** 生物炭**；** 石灰**；**镉形态**；** 污染土壤**；** pH

中图分类号：X53 文献标识码:A 文章编号：1009-2242**(**2018**)**06-0379-05

**D0I：**10.13870力.cnki. stbcxb. 201& 06. 055

Study on Remediation of Cd-Contaminated Soils with  
Different Concentrations of Lime and Biochar

WANG Gang1，SUN Yuqiang2，DU Liyu1，WU Yan1，  
LIANG Chenghua1，WANG Peiwen1，GUO Weichen1(1. *College of Soil and Environment***，***Shenyang Agricultural University***，***Shenyang* 110866 **;**

2. *Hebei Soil and Fertilizer Station***，***Shijiazhuang* 050021**)**

**Abstract:** Through indoor incubation experiments**，** the effects of different application rates of biochar and lime on soil pH and cadmium (Cd) form in Cd-contaminated soil were studied . The results showed that the combinationofbiocharandlimecouldsignificantlyincreasesoilpH， andthesee**f**ectsincreasedsignificantly withtheincreasingapplicationamounts Withtheincreasingapplicationamountsoflimeandbiochar， the exchangeableCddecreasedgradua**l**y After60daysofincubation， theexchangeableCdcontentsinsoilwith aCdconcentrationof5mg/kgwasreducedby3680%， 4912% ， and5738%， respectively， comparedwith thecontrol The soil exchangeable Cd contents in the soil containing20mg/kg Cd was reduced by2927%， 31 68%， and3903%， respectively， compared withthecontrol Thecarbonate-boundCd， iron-manganese oxide-boundCd， andorganic-boundCdwereincreasedintwosoils AlthoughtheresidualCdwasincreased， thereweredi**f**erencesamong di**f**erentconcentrations Overa**l**， undertheconditionsofthisexperiment， combinedapplicationoflimeandbiocharhadbe**t**ere**f**ectontheCdinactivationinsoilwithaconcentration of5mg/kgthanthatofasoilwithaconcentrationof20mg/kg

**Keywords**: biochar； lime； cadmium； contaminated soil； pH

收 稿 日期 ：2018-06-21

资助项目：国家重点研发计划项目(016YFC0501205-04)

第一作者：王刚**(**1993**—)，**男，硕士研究生，主要从事重金属污染与修复研究**。**E-mail:ml7640178310@163. com

通信作者：杜立宇**(**1974**—)，**女，博士，副教授，主要从事土壤肥力提升及重金属污染修复与利用研究**。**E-mail:duliyu74@163. com

近年来 ， 随着我国工农业的发展， 土壤镉污染状况 越发严重，2014年《全国土壤污染状况调查公报》［1］表 明， 全国土壤总的超标率为161%， 其中主要污染物是 重金属镉， 点位超标率达70%。镉生物毒性极强， 具有 高移动性和较强的化学活性， 在环境中易积累且积累时 间长， 极易聚集在农作物中， 进而对人类身体健康造成 威胁。通过施用土壤改良剂来原位钝化修复重金属污 染土壤， 可降低土壤镉生物有效性， 保障农产品安全， 被 认为是一种成本较低且行之有效的方法［2］。

施用石灰是一项古老而传统的酸性土壤改良措 施， 大约2000年前就已经在农业上使用了［3］。石 灰 对作物镉毒害作用具有显著的缓解效果。石灰通过

提高土壤pH,降低土壤交换性酸和交换性铝含量**，** 从而有效缓解A1和其他重金属毒害，增加阳离子交 换量，并补充Ca、Mg等营养元素以实现对土壤的改 良“勺**。**Uchimiya等旧的研究表明，施用石灰后，土 壤中可交换态镉含量显著降低**，**铁锰氧化物结合态和 有机物结合态镉含量显著增加**。** 但是石灰的改良效 果并不是很稳定**，**一经投入到土壤中**，**便十分迅速的提 升了土壤的pH**，**引发了主要官能团羟基和羧基与氢氧 根离子的反应**，**在反应过程中产生并促其带上了大量的 负电荷**，**负电荷的增多导致了土壤中的可变电荷总量的 增加**，**这种反应随培养时间的增加而逐渐弱化至结束**，** 从而使土壤pH稳定呈现下降趋势，严重影响到其对重 金属离子的固定能力**，**容易解吸下来**，**修复作用的持久 性相对较弱**，**且石灰呈强碱性**，**过高的施入量会对植物 造成伤害，不利于作物生长⑺**。**而生物炭**(**biochar**)** 是由生物残体在缺氧的情况下**，**经高温慢热解**(**通常 <700 °C )产生的一类难溶的、稳定的、高度芳香化 的**、**富含碳素的固态物质**［**8**］，**具有疏松多孔的结构**，**比 表面积巨大**，**表面带有大量负电荷和较高的电荷密 度凹，并且富含一系列含氧、含氮、含硫官能团，具有 很大的阳离子交换量**，**是一种良好的吸附材料**，**能够 吸附大量可交换态阳离子**［**10\本文拟针对外源镉污 染土壤进行研究**，**旨在了解并掌握生物炭和石灰配施 对土壤中重金属形态转化的影响**，**希望改善石灰在土 壤改良修复应用中的不足**，**为重金属镉污染修复的钝 化剂在实际应用及优化提供建议和参考**。**

**1**材料与方法

**1.1**供试材料

供试土壤采自辽宁省沈阳市于洪区彰驿站镇的耕 作层草甸土(0**—**20 cm),采样时间为2015年6月**。**土壤 理化性质为:pH 5. 03,有机质含量16. 69 g/kg,碱解氮含 量25. 4 mg/kg,速效磷含量7. 18 mg/kg,速效钾含量 84.1 mg/kg**,**全磷含量 0. 33 g/kg**,**全钾含量 5. 51 g/kg**,** 全镉含量0249 mg**/**kg**。。** 供试石灰为国药集团的分析 纯Ca(OH**)**2 **,**H 12. 38,全氮含量0. 02 g/kg,全磷含量 0. 004 g/kg**,**全镉含量0. 16 mg/kg**,**全铅含量0. 52 mg**/**kg**。** 供试生物炭来自辽宁省生物炭工程技术研 究中心，基本理化性质为:pH & 49,有机碳含量437 g/kg,全氮含量5. 50 g/kg**,**全磷含量3. 90 g/kg**,**全 镉含量0. 03 mg/kg**,**全铅含量3. 7 mg/kg**。**

**1. 2** 试验处理

将土壤风干后过20目筛，选用由CdCl **•** 2. 5 H2O 配制的镉溶液进行污染处理**。** 污染土壤需要稳定平 衡2 周后装入培养盘**,**在保持田间持水量的80％和 (25±2)°C条件下培养2周**。**采用室内培养的方法，将磨 碎过100目的生物炭和石灰混合(1 : 1**)**后按**0.** 6%**,** 1.2%,.4%(W/W**)**的投入量加入已经过污染培养的 2种不同污染程度的土壤中**，**镉污染浓度为5 mg/kg 土壤中的不同处理用AM1(0. 6%**)、**AM2(1. 2%**)、** AM3(2.4%**)**表示,镉污染浓度为20 mg/kg 土壤中的不 同处理用 BM1(0. 6%)、BM2(1. 2%)、BM3 (2. 4%)表示**。** 设置未添加生物炭和石灰的污染土壤为对照**,**分别用 ACK、BCK表示，每个试验处理设置3个重复**。**称取 100 g经上述处理的土壤样品准确移至500 mL培养 器皿中**,**每隔1 天加去离子水补充土壤水分**,**在保持 田间持水量的65%左右、(25士2)C恒温箱中室温下 培养，分别在7,15,30,60天取样，测定土壤pH和镉 形态含量**。**

**1.3**测定项目与方法

1 31 土壤基本理化性质的测定 采用**《**土壤农化 分析**》［**11**］**所提供的方法测定土壤基本理化性质**；**采用

HC1**—**HNO3 **—**HC1O4消解，火焰原子吸收法测定土 壤全镉含量；采用Tessier五步连续提取，石墨炉原 子吸收法进行土壤镉形态提取**。**

132 数据分析 试验数据的分析与制图采用 Mi－ crosoft Excel 2010 软件，采用 SPSS 22. 0 统计软件 完成数据显著性检验和相关性分析**。**

**2** 结果与分析

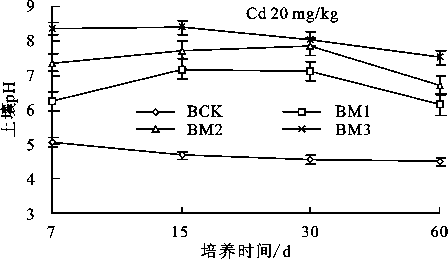
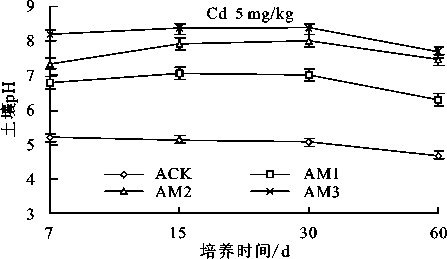
**2.1**石灰与生物炭配施处理对土壤**pH**的影响 从图1 可以看出**,**向土壤中加入重金属离子会导致 土壤pH降低**。**这是因为向土壤中加入重金属离子后**，** 其中一部分外源重金属离子可与CO**厂、**SiO**厂、**0才 等离子结合生成沉淀而使H+被置换并释放出来，随着 培养时间的延长**,**土壤中可与重金属离子结合生成沉淀 的阴离子越来越少,使土壤pH稳定下来,最终引起土壤 pH的降低，这与图1中对照处理(ACK、BCK)在整个培 养过程中pH呈现平稳降低的变化趋势相一致**。**在镉污 染浓度为5 mg/kg的污染土壤中，生物炭和石灰配施加 入土壤后,培养初期已经明显提高土壤pH,且随着配施 量的增加呈现明显的升高趋势**。** 培养至60 天**,**各处理 土壤pH与培养初期相比有所降低，但同对照处理相比 仍明 显 提 高 , 相应提高的百分比依次为34 22%, 59.47%和64.06%**。**在镉污染浓度为20 mg/kg的污染 土壤中**,**生物炭和石灰配施处理加入土壤后**,**在培养初 期明显提高土壤的pH,且随着配施量的增加呈现明显 的升高趋势**。**但与5 mg/kg污染浓度土壤存在不同之 处，即BM2和BM3处理在培养初期在生物炭和石灰 的共同作用下土壤pH均达到7以上，随着培养时间 的增加，BM1、BM2处理呈现先增高后降低的趋势**，** 而BM3处理呈现平稳降低的趋势**。**由于土壤污染浓度较大，重金属镉混入土壤后会增加土壤氢离子含 量，而施入生物炭和石灰的量较少，不能很快与土壤 中的氢离子完全结合，所以BM1处理会呈现一个明 显升高又降低的趋势。培养60天后，各处理同对照

处理相比较，相应提高污染土壤pH的百分比依次为

36 75%，4955%和67 48%。培养后期，2个不同镉

污染浓度土壤中添加了石灰和生物炭的各处理组 pH 均有所降 低， 但 不 显 著， 这 主 要 是因为生物炭的 灰分中含Na、K、Ca、Mg等的氧化物或碳酸盐，其在 水溶液中呈碱性，施入土壤后可提高土壤pH［12］,且 生物炭表面也含有大量盐基离子能与土壤中 Al3＋ 、

H＋ 等阳离 子 发生离 子 交换作用， 使盐 基 饱和度 增 加， 也能使土壤的 pH 增加［13］， 减缓了因石灰引起的 土壤pH升高后又急剧下降的趋势。

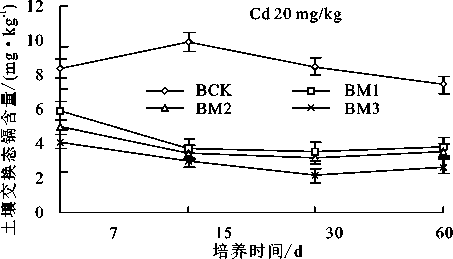
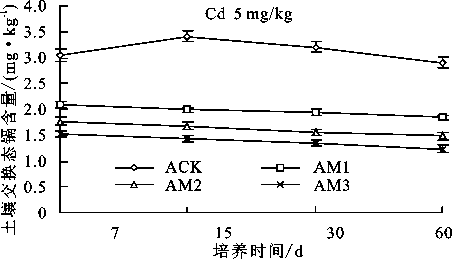


图**1** 配施处理对土壤**pH**的影响

**2.2**石灰与生物炭配施处理对土壤镉生物有效性的 影响

从图2可 以 看出， 在污 染 浓度为 5mg／kg 的 污 染土壤中 ， 生物炭和石灰配施加入土壤中有效减少了 土壤中交换态镉含量， 这种效果在培养初期最为明 显， 且随着施 入 量的 增加， 各试验 组土 壤 中 交换态 镉含量依次减少。 整个培养周期对照处理土 壤 交换 态镉含量呈 现先升 高 后 降 低的 趋 势， 而其 余各配施 处理均呈 现平稳降低的趋势， 培养60天后各试验组 土壤交换态镉含量同对照处 理 相 比， 随着施 入量的 增加依次减少了3680%，4912%和5738%。 在污 染浓度为 20 mg／k g 的污染土壤中 ， 由于污染浓度的 增加，配施各处理变化趋势与5 mg/kg污染浓度土 壤的变化 趋 势完 全 不同。 对照处 理 中 ， 土 壤 交换态 镉含量在培养周期内， 呈 现先升高后降低的 趋势， 这 与5 mg/kg污染浓度土壤的变化趋势相一致。而添 加生物炭和石灰 后， 培养初期各处理土壤交换态镉 含量同对照处理相比明显减少， 且随着施入量的增 加依次减少， 随着培养时间的延长各配施处理组均呈 现先降低再升 高 的 趋 势， 这可 能与 土 壤 中 重金属镉 离子较多及吸附—解吸反应的发生有关。 培养60天 后， 配施各处理同对照处理 相 比， 随着添加量的增加 依次降低土壤交换态镉含量的百分比为29 27%， 31 68% 和 3903% 。

生物 炭施入土 壤 中 会改善土 壤 质地， 增 加 土 壤 CEC， 减少土壤镉交换态向其他形态转化， 自身的 多 孔性、芳香性以及其超大比表面积均有助于其表面对 重金属镉的表面吸附；而石灰施入土壤中大幅度改善 了污 染土 壤 的 pH， 可 加 强土 壤 黏粒及土 壤 有机/无 机胶体对重金属离子的吸附能力［14］。 土壤溶液中 的 OH- 的增加会使重金属形成氢氧化物沉淀， 其中 有 机质、铁锰氧化物等作为土壤吸附重金属的重要载 体， 使重金属更加牢固的与 之结合， 降低土壤中重金 属镉的生物可 利用性［15］。 可 见， 土 壤 在 配施改良剂 的共同作用下， 可以提供更多吸附点位， 增 强土壤 自 身离子交换能力， 从而影响土壤镉生物有效性。

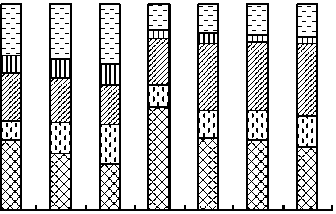


图**2**配施处理对土壤交换态镉含量的影响

土壤pH是重金属迁移转化的重要因素〔込20。土 增强了 Cd2+的电性吸附。此外，因pH升高会释放

**2.3** 土壤**pH**与可交换态镉相关性分析

壤表面胶体所带负电荷量随土壤pH的升高而增加，



**80**

**60**

**40**

**20**

**0**交换态镉 口碳酸盐结合态镉 □残渣态镉

因铁猛氧化物结合态镉 □有机结合态镉

**100**

**ACK AMI AM2 AM3 BCK BM1 BM2 BM3**

处理

图**3**配施处理对土壤镉形态转化的影响

2 种污染土壤中施入配施改良剂后，均有降低土 壤交换态镉含量的作用，并促使其向其他形态转化

土壤溶液中OH\_，促使Cd2+与CO厂、OH\_等发生 沉淀反应，生成难溶的CdCO3和Cd（OH）2沉淀，降 低可交换态镉含量。经SPSS软件分析验证，在污染 浓度为5 mg/kg的污染土壤中，各处理组土壤交换 态镉含量与土壤pH的相关系数为0.935。在污染 浓度为20 mg/kg的污染土壤中，土壤交换态镉含量 与土壤pH的相关系数为0. 890,二者在0. 01水平 （双侧）均为显著负相关。

**2. 4**石灰与生物炭配施处理对土壤镉形态转化的影响

Mao[21]根据各形态重金属生物利用性的大小将 水溶态和可交换态定义为可利用态，这2种形态的重 金属元素容易被植物吸收，碳酸盐结合态、铁锰氧 化物结合态和有机结合态定义为潜在可利用态，是 可利用态重金属的直接提供者，残渣态定义为不可 利用态。 向土壤中添加生物炭和石灰，对土壤理化 性质起到了调节作用的同时也与镉发生了一系列 沉淀、吸附和络合反应改变了镉形态，大大降低了 镉在土壤中的可移动性。 图3 为不同污染浓度土壤 培养60 天各处理对土壤中镉形态转化的影响。 污染 浓度为5 mg/kg 的土壤培养60 天后，土壤镉的赋存 形态以交换态为主，占土壤镉总量的55 34%，其次 是铁锰氧化物结合态占总量的19 42%，残渣态占总 量的14 04%，碳酸盐结合态和有机结合态含量最 少，依次占总量的675%和4 44%。 培养60 天后 污染土壤中交换态镉含量明显减少向其他各形态转 化，且随着施入量的增加有明显的变化趋势，AM1、 AM2 和 AM3 中土壤交换态镉含量占土壤镉总量的 3375%，2717%和2276%，碳酸盐结合态随着施入量 的增加依次升高，占土壤镉总量的9 59%，15 16%和 18 63%。 残渣态镉含量均高于对照处理，分别占土 壤镉总量的2496%，26 28%和2884%。 污染浓度 为20 mg/kg 的土壤培养60 天后，空白处理污染土 壤中镉主要以交换态存在占总量的50 38%，其次是 铁锰氧化物结合态占总量的22 47%，残渣态占总量 的1231%，碳酸盐结合态和有机结合态含量最少 依次占总量的10 38%和4 46%。 污染土壤中配施 各处理交换态镉含量明显减少，随着施入量的增加土壤 交换态镉含量依次占土壤镉总量的353%，341%和 3043%。 碳酸盐结合态镉含量依次增加占土壤镉 总量的13 41%，14 64%和15 22%。 铁锰氧化物结合 态镉含量依次增加占土壤镉总量的31 82%，32 68%和 35.10%。有机结合态镉含量除了 BM1处理高于对 照处理占土壤镉总量的5 64%，其余各处理均低于 对照处理，分别占土壤镉总量的3 68%和3 31% 残渣态镉含量均高于对照处理，分别占土壤镉总量的 13 84%，1490%和15 95%。

这主要是因为石灰和生物炭的加入更显著地提高了 土壤pH,使土壤溶液中的H+、Fe3+、A1+、Mn2+浓 度减小，与重金属镉竞争吸附能力减弱。生物炭表面 积巨大,本身含有大量含氧官能团,具有很大的阳离 子交换量,能吸附大量可交换态阳离子,增强了对镉 的吸附,从而降低了镉的有效性。但从总体上看

AM1、AM2、AM3 处理组与 BM1、BM2、BM3 相比, 改良效果显著,交换态镉含量显著减少,残渣态镉含 量显著增加。这主要是因为改良剂用量不仅影响着 土壤理化性质,同时也影响改良剂对重金属污染土壤 的改良效果[22]。在未来的研究中,对于改良剂性质 及施入量对重金属污染土壤物理化学性质和重金属 形态转化的影响需要更加深入的研究,以便筛选出最 为合适的土壤重金属修复材料。

（1） 在不同污染浓度土壤中,施用配施改良剂均 可显著影响土壤pH,且随着配施量的增加呈现明显 的升高趋势。而在整个培养过程中，BM1和BM2的 土壤pH变化呈现明显的先升高后降低趋势，BM3 处理呈现平稳降低的趋势。

（2） 施入配施改良剂能有效降低土壤中可交换态 镉含量,不同浓度各处理组中可交换态镉含量与土壤 pH 呈极显著负相关关系。

（3） 施入配施改良剂显著改变土壤中镉形态,使 可利用态镉向潜在可利用态和不可利用态转化。 分 析各组分变化量可知,针对不同程度镉污染土壤确定 相对适宜添加量的改良剂,土壤中残渣态镉含量显著 升高,说明两者结合使用能更好地固定土壤中的镉 降低镉的生物有效性,从而降低重金属镉对农作物和 人体的危害。

参考文献：

1. 朱德强,梁成华,杜 立 宇,等 含方解石物质对土壤镉赋

存形态的影响[J].水土保持学报，2016,0（1）：26-330.

1. 谢飞**，**梁成华**，**孟庆欢**，**等 添加天然沸石和石灰对土壤镉形 态转化的影响**[J1**环境工程学报,014,(8):3505-3510.
2. 陈远其**，**张煜**，**陈国梁**，**等 石灰对土壤重金属污染修复 研究进展**[J**],生态环境学报，2016,25(8):1419-1424.
3. 崔红标**，**范玉超**，**周静**，**等 改良剂对土壤铜镉有效性和 微生物 群落结 构的 影 响 **[**J**]** 中 国环 境 科学**，**2016**，**36
4. **:**197-205
5. Hong C O**,** Gutierrez J**,** Yun S W**,** et al. Heavy metal contaminationofarablesoilandcornplantinthevicinity ofazincsmeltingfactoryandstabilizationbyliming[J] ArchivesofEnvironmentalContaminationandToxicolo- gy**,**2009**,**56**(**2**):**190-200
6. Uchimiya M, LimaIM, Klasson K T, etal Immobi- lizationofheavymeta**l**ons (Cu **I**, Cd **I**, Ni**I**, andPb **I**) bybroilerli**t**er-derivedbiocharsinwaterandsoil[J] Journal of Agriculture and Food Chemistry**,** 2010**,** 58 **(**9**):**5538-5544
7. 杜彩艳**,** 木霖**,** 王红华**,** 等 不同钝化剂及其组合对玉米 *(.Zeamays)*生长和吸收Pb、Cd、As、Zn影响研究**[J**].农 业环境科学学报 2016**,**35**(**8**):**1515-1522
8. 李力**,**刘娅**,** 陆宇超**,** 等 生物炭的环境效应及其应用的 研究进展[J]环境化学，2011,30(8):411-1421.
9. LairdD, FlemingP, WangB, etal Biocharimpacton nutrientleaching from a midwestern agriculturalsoil

**[**J**]** Geoderma**,**2010**,**158**(**3**／**4**):**436-442

1. 张丽**,** 侯萌瑶**,** 安毅**,** 等 生物炭对水稻根际微域土壤

Cd生物有效性及水稻Cd含量的影响[J]农业环境科 学学报**,**2017**,**36**(**4**):**665-671

1. 鲍士旦.土壤农化分析[M**]**北京：中国农业出版社**，** 2000
2. 吴岩**,** 杜立宇**,**梁成华**,** 等 生物炭与沸石混施对不同污 染土壤镉形态转化的影响**[J]**水土保持学报**,**018**,**2 **(**1**):**286-290
3. Zwieten V L, KimberS, MorrisS, etal E**f**ectsof

(上接第378 页)

1. Shu S**,** Yuan L Y**,** Guo SR, et al. Effects of xogenous spermine on chlorophy**l**fluorescence, antioxidantsystem andultrastructureofchloroplastsin *Cucumis sativus* L undersaltstress[J] PlantPhysiologyand Biochemis- try,2013,63(7):209-216
2. 张艳艳**,**刘俊**,** 刘友良 一氧化氮缓解盐胁迫对玉米生 长的抑制作用 **[**J**]** 植物生理与 分子生物学 学 报**,**2004**,** 30**(**4**):**455-459
3. 周艳**,** 刘慧英**,** 王松**,** 等 外源 GSH 对盐胁迫下番茄幼 苗生长及 抗逆生 理 指标的 影 响 **[**J**]** 西北 植物 学 报**,** 2016**,**36**(**3**):**515-520
4. 阮海华**,**沈文飚**,** 刘开力**,**等 外源一氧化氮供体对盐胁 迫下小麦幼苗叶片谷胱甘肽抗氧化酶系统的影响**[]**. 作物学报**,**2005**,**31**(**9**):**1144-1149 biochar from slow pyrolysis of papermi**l**waste on ag- ronomicperformanceand soilfertility [J] Plantand Soil**,**2010**,**327**(**1**／**2**):**235-246
5. 王期凯**,**郭文娟**,** 孙国红**,**等 生物炭与肥料复配对土壤 重金属镉污染钝化修复效应农业环境科学学报**,** 2015**,**32**(**6**):**583-589
6. 李明瑶**,**张妍**,**杜立宇**,**等 生物炭与沸石混施对土壤镉形 态转化的影响水土保持学报,2014,28(3):248-252.
7. Lim A P, AhmadZ A Areviewoneconomica**l**yad- sorbentsonheavy metalsremovalin waterand waste water[J] Reviewsin EnvironmentalScienceand Bio／ Technology**,**2014**,**13**(**2**):**163-181
8. SayedY K, PourayB, Elham A *Cerastoderma lama*- *rcki* shell as a natural**,** low cost and new adsorbent to removalofdyepo**l**utantfromaqueoussolutions: Equi- libriumandkineticstudies[J] EcologicalEngineering， 2016 88**:**82-89
9. ChowdhuryS，PapitaS Seashe**l**powderasanewad- sorbenttoremove Basic Green 4 ( Malachite Green) fromaqueoussolutions: Equilibrium，kineticandther- modynamicstudies[J] ChemicalEngineeringJournal， 2010164**(**1**):**168-177
10. ShiW Y，Shao H B，LiH，etal Progressinthere- mediationofhazardous heavy metalpo**l**utedsoils by naturalzeolite [J] Journal of Hazardous Materials， 2009 170**(**1**):**1-6
11. 刘清**，**王子健**，**汤鸿霄 重金属形态与生物毒性及生物有效 性关系的研究进展**[J]**环境科学，1996,17(1**)**8492.
12. Mao M Z Speciationofmetalsinsedimentsalongthe Le an river [R] CEREP Final Report France: Im- primerieJouve Mayenne,1996:55-57
13. 高译丹**,**梁成华**,** 裴中健**,**等 施用生物炭和石灰对土壤 镉形态转化的 影响 **[**J**]** 水 土 保 持 学 报**,**2014**,**28**(**2**):** 258-261
14. ZhouY, WenZL, ZhangJ W, etal Exogenousglu- tathionea**l**eviatessalt-induced oxidativestressinto­mato seedlings by regulating glutathione metabolism, redoxstatus, andtheantioxidantsystem[J] Science Hortic,2017,220(4):90-101
15. 李金亭**,**张元昊**,** 郭晓双**,**等 吲哚丁酸对怀牛膝幼苗生 长及谷胱甘肽抗氧化酶系统的影响河南师范大学 学报**(**自然科学版**),**2014**,**42**(**3**):**105-108
16. 李晓云**,** 王秀峰**,**吕乐福**,** 等 外源 NO 对铜胁迫下番茄 幼苗根系 抗 坏 血 酸 - 谷胱甘肽循环的影响 **[**J **]** 应 用 生 态学报**,**2013**,**24**(**4**):**1023-1030
17. 孙德智**,** 杨恒山**,** 彭靖**,** 等 外源 SA 和 NO 对 NaCl 胁 迫下番茄幼苗生长、光合及离子分布的影响生态 学报**,**2014**,**34**(**13**):**3519-3528