

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.4
第41卷 第4期

目次

基于深度学习的华东地区 PM _{2.5} 浓度遥感反演	刘林钰, 张永军, 李彦胜, 刘欣怡, 万一 (1513)
秋冬季区域性大气污染过程对长三角北部典型城市的影响	李瑞, 李清, 徐健, 李亮, 葛朝军, 黄凌, 孙登红, 刘子义, 张坤, 周国柱, 王杨君, 胡子梅, 宋燕西, 陈勇航, 李莉 (1520)
基于 GAM 模型的西安市 O ₃ 浓度影响因素解析	黄小刚, 邵天杰, 赵景波, 曹军骥, 吕晓虎 (1535)
北京及周边 6 个城市大气 PM _{2.5} 中左旋葡聚糖及其异构体的时空分布特征	朱红霞, 陶雪梅, 王超, 张霖琳, 郑晓燕 (1544)
典型沿海城市采暖期细颗粒物组分特征及来源解析	李明燕, 杨文, 魏敏, 朱红晓, 刘厚凤 (1550)
成都地区黑碳气溶胶变化特征及其来源解析	王璐, 袁亮, 张小玲, 贾月涛 (1561)
天津夏季郊区 VOCs 对臭氧生成的影响	姚青, 韩素芹, 张裕芬, 毕晓辉, 王晓佳, 蔡子颖 (1573)
涂料制造行业挥发性有机物排放成分谱及影响	吴健, 高松, 陈曦, 杨勇, 伏晴艳, 车祥, 焦正 (1582)
典型超低排放燃煤电厂可凝结颗粒物特征和成因	邓建国, 王刚, 张莹, 李妍菁, 段雷, 蒋靖坤 (1589)
中国地表水硝酸盐分布及其来源分析	张鑫, 张妍, 毕直磊, 山泽萱, 任丽江, 李琦 (1594)
中、韩滨海城市化区域水体全氟化合物的空间特征及生态风险	杨洪法, 史斌, 周云桥, 杨璐, 孟晶, 陈礼强, 王铁宇 (1607)
小清河入海口近十年水质变化及驱动因素分析	范新风, 韩美, 王磊, 李秀萍, 周璟 (1619)
浙江省 H 市水处理及供水系统 4 种人工甜味剂的分布特征	马晓雁, 胡慧, 陆思嘉, 李青松, 薛乐飞, 李雪纯, 邓靖 (1629)
三峡库区支流梅溪河附石藻类群落变化及其与环境因子的关系	米文梅, 施军琼, 杨燕君, 杨宋琪, 何书哈, 吴忠兴 (1636)
骆马湖浮游植物演替规律及驱动因子	张庆吉, 王业宇, 王金东, 王日昕, 邓建明, 蔡永久, 彭凯, 陈业, 龚志军 (1648)
拉鲁湿地水生植物群落多样性与水环境因子的关系	王佳俊, 田瀚鑫, 周磊, 徐德福, 张建伟, 彭措次仁 (1657)
基于网络分析解析水源水库春季水体反硝化群落演变特征及驱动因素	周石磊, 孙悦, 张艺冉, 黄廷林, 张春华, 方凯开, 曾明正, 李再兴, 崔建升 (1666)
岱海水体氮、磷时空分布特征及其差异性分析	赵丽, 陈俊伊, 姜霞, 郑朔方, 王书航 (1676)
巢湖滨岸水塘洼地沉积物反硝化速率及对外源碳氮的响应	李如忠, 王莉, 刘超 (1684)
镁改性芦苇生物炭控磷效果及其对水体修复	丁玉琴, 李大鹏, 张帅, 陈丽媛, 徐楚天, 陈姝彤, 朱企, 黄勇 (1692)
氢氧化镁对水体内源磷释放的控制作用	杨春懿, 詹艳慧, 林建伟, 邱波, 徐文隆, 俞阳, 黄良君 (1700)
北京市道路雨水径流溶解性有机物化学组分特性	陈梦瑶, 杜晓丽, 于振亚, 朱英杰, 梁卉, 吴凡 (1709)
新型三维多孔光热材料制备及其高盐废水处理应用	黄乐, 徐颖峰, 谢茜青, 赵炯, 冯华军 (1716)
Ni 掺杂 Sb-SnO ₂ 瓷环粒子电极电催化氧化磺胺嘧啶	石秋俊, 刘安迪, 唐柏彬, 魏世强, 张进忠 (1725)
磁性 Fe ₃ O ₄ -CuO 非均相活化过碳酸钠降解 AO7	徐劫, 王琳, 陈家斌, 许芬, 王柯晴, 侯梓峰, 黄天寅 (1734)
赤泥活化过一硫酸盐降解环丙沙星: 性能和机制	史京转, 魏红, 周孝德, 李克斌, 史颖娟 (1743)
工业废水水质对微气泡臭氧氧化深度处理影响	张静, 张守敬, 刘春, 施佳泽, 陈晓轩, 张磊, 张瑞娜 (1752)
污泥水热炭对亚甲基蓝的吸附特性	陈丽媛, 李大鹏, 朱文娟, 徐楚天, 丁玉琴, 黄勇 (1761)
改性西瓜皮生物炭的制备及其对 Pb(II) 的吸附特性	毕景望, 单锐, 韩静, 袁浩然, 史月月, 张兴庆 (1770)
A ² /O 短程硝化耦合厌氧氨氧化系统构建与脱氮特性	刘小钗, 荣懿, 汶丽杰, 李党勇, 金鹏康 (1779)
基于甲烷氧化菌的城镇污水厂尾水极限脱氮系统构建及机制	杨娅男, 李彦澄, 李江, 吴攀, 杨钊, 向福亮 (1787)
HRT 对 CSTR 亚硝化颗粒污泥性能影响	王建芳, 齐泽坤, 钱飞跃, 刘文如, 张俊, 王伟, 沈聪 (1794)
低基质颗粒污泥反应器中亚硝化的实现过程及其污泥变化特征	朱琳, 程诚, 宋家俊, 郭凯成, 汪倩, 刘文如, 沈耀良 (1801)
不同 HRT 下污水中有机物在 ABR 中的转化过程及污泥形态特征	程诚, 朱琳, 郭凯成, 汪倩, 宋家俊, 刘文如, 沈耀良 (1808)
投加颗粒活性炭和二氧化锰对剩余污泥厌氧消化的影响	杨波, 贾丽娟, 徐辉, 李方, 刘艳彪 (1816)
中国 193 个城市规划区土壤微量元素污染与健康风险	李括, 彭敏, 杨峥, 杨柯, 刘飞, 赵传冬, 成晓梦, 马宏宏, 郭飞, 唐世琪, 刘应汉, 成杭新 (1825)
基于随机森林评价的兰州市主城区校园地表灰尘重金属污染	胡梦瑶, 王佳, 张亚云, 李春艳, 李娜娜 (1838)
扬州市不同功能区表层土壤中多环芳烃的含量、来源及其生态风险	姚成, 倪进治, 刘瑞, 杨柳明, 陈卫锋, 魏然 (1847)
桂西南土壤镉地质异常区水稻种植安全性评估	陈同斌, 庞瑞, 王佛鹏, 周浪, 宋波 (1855)
重庆市主要农耕地土壤 Cd 生物有效性及影响因素	王锐, 胡小兰, 张永文, 余飞, 朱海山, 李瑜 (1864)
棉秆炭对碱性水稻土壤-水稻中镉迁移转化的阻控作用	刘师豆, 朱新萍, 韩耀光, 赵一, 金航, 贾宏涛 (1871)
连续 4 a 施有机肥降低紫泥田镉活性与稻米镉含量	薛毅, 尹泽润, 盛浩, 马颖榴, 周清, 宋达清, 张杨珠 (1880)
纳米氢氧化镁对不同类型土壤镉形态的影响	邓继宝, 张春来, 徐卫红 (1888)
矿业废弃地复垦土壤-作物硒吸收特征及其对重金属拮抗效应	尹炳, 汪建飞, 师胜, 卜中原, 霍天满, 张世文 (1904)
不同生物炭对酸性农田土壤性质和作物产量的动态影响	杨彩迪, 宗玉统, 卢升高 (1914)
化肥减量有机替代对紫色土旱坡地土壤氮磷养分及作物产量的影响	朱浩宇, 高明, 龙翼, 徐国鑫, 王富华, 王子芳 (1921)
紫色土旱坡地氮流失通量对减肥施肥秸秆的响应	熊子怡, 王子芳, 龙翼, 严冬春, 徐国鑫, 高明 (1930)
浒苔生物炭对滨海盐碱土壤改良的效果及途径	吴丹, 孙萍, 路鹏展, 陈友媛, 郭嘉梦, 刘明, 王磊, 张彩杰 (1941)
极端干旱区咸水灌溉人工防护林土壤可溶性碳的垂直分布及其影响因素	孟天歌, 吴路遥, 张少磊, 徐燕莹, 李雄, 张建国 (1950)
红松人工林土壤酶活性与化学性质对氮添加的响应	吕来新, 宋蕾, 刘志理, 张金波, 金光泽 (1960)
稻田土壤 N ₂ O 消纳能力及 nosZ-I 型功能种群应答机制	郭俊丽, 田美洁, 葛体达, 魏文学, 王光军, 孙志龙, 刘毅 (1968)
京津冀电子废弃物回收利用潜力预测及环境效益评估	陈盼, 施晓清 (1976)
中国城市工业化发展与 PM _{2.5} 的关系: 兼论 EKC 曲线形成的内在机制	李雅男, 丁振民, 邓元杰, 侯孟阳, 姚顺波 (1987)
《环境科学》征订启事 (1618) 《环境科学》征稿简则 (1635) 信息 (1724, 1769, 1800)	

纳米氢氧化镁对不同类型土壤镉形态的影响

邓继宝, 张春来, 徐卫红*

(西南大学资源环境学院, 重庆 400715)

摘要: 采用 28 d 室内连续培养实验, 以纳米氢氧化镁和普通氢氧化镁 (100、200 和 300 mg·kg⁻¹) 为镉污染土壤钝化剂, 研究了纳米氢氧化镁和普通氢氧化镁对不同类型镉污染土壤 (1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹) 中镉形态的影响. 结果表明, 在中性土壤上, 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理中土壤交换态 Cd (EX-Cd) 形态分布比例 FDC 为 66.7%~81.8%, 为土壤镉主要形态. 土壤镉含量大小顺序为 EX-Cd > 碳酸盐结合态 Cd (CAB-Cd) > 残渣态 Cd (RES-Cd) > 铁锰氧化态 Cd (FeMn-Cd) > 有机结合态 Cd (OM-Cd). 培养第 14d 时, 土壤 EX-Cd FDC 达到最低值. 培养 0~28 d 期间, 在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下, 纳米氢氧化镁和普通氢氧化镁处理的土壤 EX-Cd FDC 较对照 (CK) 分别降低了 11.4%~67.7%、7.8%~37.2%、7.7%~36.4%、5.0%~28.8% (纳米氢氧化镁) 和 0.5%~49.5%、0.6%~15.0%、1.0%~18.1%、0.7%~14.6% (普通氢氧化镁). 碱性土 EX-Cd 含量均在培养的第 7 d 时达到最低; 酸性土在 1、5 和 10 mg·kg⁻¹ 镉处理中土壤 EX-Cd 含量在第 21d 时达到最低值. 纳米氢氧化镁和普通氢氧化镁均降低了中、酸、碱性土壤 EX-Cd 含量, 且随氢氧化镁施加量的增加, 土壤 EX-Cd 含量呈降低趋势. 相同用量下, 钝化土壤活性镉的效果以纳米氢氧化镁优于普通氢氧化镁.

关键词: 镉污染土壤; 纳米氢氧化镁; 镉形态分布; 可交换态镉; 中、酸、碱性土

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)04-1888-16 DOI: 10.13227/j.hjxx.201910135

Effects of Nano-magnesium Hydroxide on the Forms of Cadmium in Different Types of Soil

DENG Ji-bao, ZHANG Chun-lai, XU Wei-hong*

(College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China)

Abstract: The effects of nano-magnesium hydroxide and common magnesium hydroxide (100, 200, and 300 mg·kg⁻¹) on the forms of cadmium in different types of cadmium contaminated soils (1, 5, 10, and 15 mg·kg⁻¹) were studied under 28 days of continuous culture experiment. In the neutral soil, during the 28 days of culture, soil exchange Cd (EX-Cd) form distribution ratio (FDC) decreased at first and then increased with the culture time increasing under treatment of 1, 5, 10, and 15 mg·kg⁻¹ Cd. The minima of soil EX-Cd FDC were found on the 14th day under 1 mg·kg⁻¹ Cd and 5 mg·kg⁻¹ Cd treatments, whereas the minima of soil EX-Cd FDC were observed on the 4th day under 10 mg·kg⁻¹ Cd and 15 mg·kg⁻¹ Cd treatments. The FDC of soil carbonate bound Cd (CAB-Cd), iron manganese oxidized Cd (FeMn-Cd), and organic bound Cd (OM-Cd) increased at first, then decreased, and finally, became stable, and the maxima of soil CAB-Cd, FeMn-Cd, and OM-Cd FDC were found on the 4th day, whereas the minima of soil CAB-Cd, FeMn-Cd, and OM-Cd FDC were observed on the 14th day. Soil residual Cd (RES-Cd) FDC increased gradually and then tended to become stable during the 28 days of culture. The soil EX-Cd FDC was 66.7%-81.8% at 1, 5, 10, and 15 mg·kg⁻¹ Cd treatments, which was the main form of the soil. The FDC of soil Cd forms was in the order of EX-Cd > CAB-Cd > RES-Cd > FeMn-Cd > OM-Cd. Soil EX-Cd FDC reached the lowest value on the 14th Day. Soil EX-Cd FDC was reduced by nano-magnesium hydroxide and common magnesium hydroxide, and it decreased with the increase of the amount of magnesium hydroxide. During 0-28 days of culture, the soil EX-Cd FDC decreased by 11.4%-67.7%, 7.8%-37.2%, 7.7%-36.4%, 5.0%-28.8% (nano-magnesium hydroxide) and 0.5%-49.5%, 0.6%-15.0%, 1.0%-18.1%, 0.7%-14.6% (ordinary magnesium hydroxide) at 1, 5, 10, and 15 mg·kg⁻¹ Cd treatments, respectively. The EX-Cd content of alkaline soil reached the lowest value on the 7th day of culture, and the EX-Cd content of acidic soil reached the lowest value on the 21st day under 1, 5, and 10 mg·kg⁻¹ Cd treatments. The content of EX-Cd in neutral, acidic, and alkaline soils decreased with the increase of magnesium hydroxide content, and the content of EX-Cd in soil decreased with the increase of magnesium hydroxide amount. At the same amount, the effect of passivating soil EX-Cd under nanometer magnesium hydroxide treatment was superior to ordinary magnesium hydroxide treatment.

Key words: cadmium contaminated soil; nanometer magnesium hydroxide; cadmium form and distribution; EX-Cd; neutral, acidic and alkaline soils

镉(Cd)是一种对人体或植物无任何生物学功能的高毒性元素^[1]. 人类活动引起的土壤中镉的积累增加将导致作物镉积累, 通过食物链威胁到人类、动物和植物的健康. 目前中国约有1 000万 hm² 耕地被污染, 每年因土壤重金属污染而损失的粮食作物约1 200万 t^[2]. 通过添加外源活性改良剂原位固定

污染土壤中的重金属被认为是一种简便且低成本的

收稿日期: 2019-10-19; 修订日期: 2019-11-04

基金项目: 现代农业产业技术体系建设专项 (CARS-23); 国家科技支撑计划项目 (2007BAD87B10); 国家重点研发计划项目 (2018YFD0201200)

作者简介: 邓继宝 (1995~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤污染修复技术, E-mail: 1907765118@qq.com

* 通信作者, E-mail: xuwei_hong@163.com

污染土壤修复措施^[3]. 在重金属污染土壤中,应用一些固定化改良剂如石灰石、沸石、磷酸盐和有机材料等,以及纳米生物修复材料及其复合材料可以降低重金属的有效组分或改变其氧化还原状态,从而有效地降低土壤中重金属的迁移率和生物有效性^[4]. 因此,土壤重金属污染的原位钝化修复方法得到研究者的重视^[5]. 传统的钝化剂本身可能含有一定的重金属元素,容易造成二次污染源^[6]. 近年来,环境友好型且高效重金属钝化剂,如以改性生物炭、纳米沸石和纳米羟基磷灰石等作为土壤重金属原位钝化修复材料已有报道^[7]. 纳米氢氧化镁是一种粒径介于 1~100nm 的新型氢氧化镁,不仅可以增加植物必需元素镁的输入^[8,9],而且其对重金属有较大的吸附能力. 刘豫等^[10]在研究中发现施用纳米氢氧化镁后,大白菜叶片、叶柄和根 Cd 含量分别降低 5.3%~19.2%、9.0%~28.1% 和 3.5%~19.3%,土壤 Cd 含量降低 8.2%~41.5%. 相同施用量下,纳米氢氧化镁处理的大白菜叶片、叶柄和根 Cd 含量明显低于普通氢氧化镁处理. 尽管纳米氢氧化镁在环保和肥料领域已有报道,但国内外在应用于土壤重金属污染修复方面的研究报道较少^[11,12],且关于纳米氢氧化镁对土壤镉污染的修复机制也尚不清楚.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试中性土壤采自重庆市北碚区西南大学紫色土基地 (E106°24'50.66", N29°48'30.58"). 土壤基础理化性质为全氮 0.77 g·kg⁻¹, 碱解氮 53.33

mg·kg⁻¹,全磷 0.55 g·kg⁻¹,速效磷 17.07 mg·kg⁻¹,全钾 21.31 g·kg⁻¹,有效钾 84.81 mg·kg⁻¹,有机质 13.88 g·kg⁻¹,pH 6.80,CEC(+) 30.70 cmol·kg⁻¹,全 Cd 0.24 mg·kg⁻¹,未检测到有效 Cd.

供试碱性土壤采自重庆市潼南县小舟村 (E105°05'54.44", N30°14'18.97"),土壤基础理化性质为全氮 0.77 g·kg⁻¹,碱解氮 34.16 mg·kg⁻¹,全磷 1.16 g·kg⁻¹,速效磷 25.78 mg·kg⁻¹,全钾 16.93 g·kg⁻¹,有效钾 46.28 mg·kg⁻¹,有机质 10.33 g·kg⁻¹,pH 8.16,CEC(+) 14.34 cmol·kg⁻¹,全 Cd 0.324 mg·kg⁻¹,未检测到有效 Cd.

供试酸性土壤采自重庆市璧山区喜观村渝西蔬菜研发中心 (E106°17'57.83", N29°47'43.83"),土壤基础理化性质为全氮 1.05 g·kg⁻¹,碱解氮 87.05 mg·kg⁻¹,全磷 0.46 g·kg⁻¹,速效磷 45.19 mg·kg⁻¹,全钾 17.98 g·kg⁻¹,有效钾 167.15 mg·kg⁻¹,有机质 19.38 g·kg⁻¹,pH 4.70,CEC(+) 25.50 cmol·kg⁻¹,全 Cd 0.21 mg·kg⁻¹,未检测到有效 Cd.

供试纳米氢氧化镁 (nMg) 粒径范围为 82~127 nm,由郑州大学提供.

1.2 实验设计

本实验于 2017 年 2 月 13 日至 2017 年 3 月 27 日在重庆市西南大学资源环境学院 713 实验室进行. 采集中、酸性土壤和碱性土壤(土壤 pH 分别为 6.80、4.70 和 8.16),分别设置 4 个土壤 Cd²⁺ 污染水平(1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹),以及纳米氢氧化镁 (nMg) 和普通氢氧化镁 (oMg) 4 个施用量处理(0、100、200 和 300 mg·kg⁻¹,表 1),每个处理 3 个重复. 室内连续培养实验采用熊仕娟^[3]的方法.

表 1 实验设计方案¹⁾
Table 1 Experimental design

氢氧化镁处理		Cd 污染水平/mg·kg ⁻¹			
种类	施用量/mg·kg ⁻¹	1	5	10	15
对照	0	CK1	CK2	CK3	CK4
普通氢氧化镁	100(L)	Cd1 + oMg-L	Cd5 + oMg-L	Cd10 + oMg-L	Cd15 + oMg-L
	200(M)	Cd1 + oMg-M	Cd5 + oMg-M	Cd10 + oMg-M	Cd15 + oMg-M
	300(H)	Cd1 + oMg-H	Cd5 + oMg-H	Cd10 + oMg-H	Cd15 + oMg-H
纳米氢氧化镁	100(L)	Cd1 + nMg-L	Cd5 + nMg-L	Cd10 + nMg-L	Cd15 + nMg-L
	200(M)	Cd1 + nMg-M	Cd5 + nMg-M	Cd10 + nMg-M	Cd15 + nMg-M
	300(H)	Cd1 + nMg-H	Cd5 + nMg-H	Cd10 + nMg-H	Cd15 + nMg-H

1) CK1~CK4 表示不同镉污染水平下的对照处理,Cd1、Cd5、Cd10 和 Cd15 分别表示土壤镉污染水平为 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹;L 表示低量,M 表示中量,H 表示高量,下同

1.3 测定方法

1.3.1 土壤的基本性质测定

土壤 pH、土壤阳离子交换量、土壤全氮、土壤碱解氮、土壤有效磷、土壤速效钾和土壤有机质等基本理化指标采用杨剑虹等^[13]的方法测定.

1.3.2 土壤有效 Cd、全 Cd 含量及土壤 Cd 形态分级测定

测定采用 DTPA 浸提 (GB/T 23739-2009)^[14] 土壤有效 Cd,土壤 Cd 形态分级采用 Tessier 等^[15] 的五步连续提取. 提取液采用原子吸收分光光度法测定

(Perkin Elmer SIMMA 6000, Norwalk, USA).

1.4 数据处理与统计分析

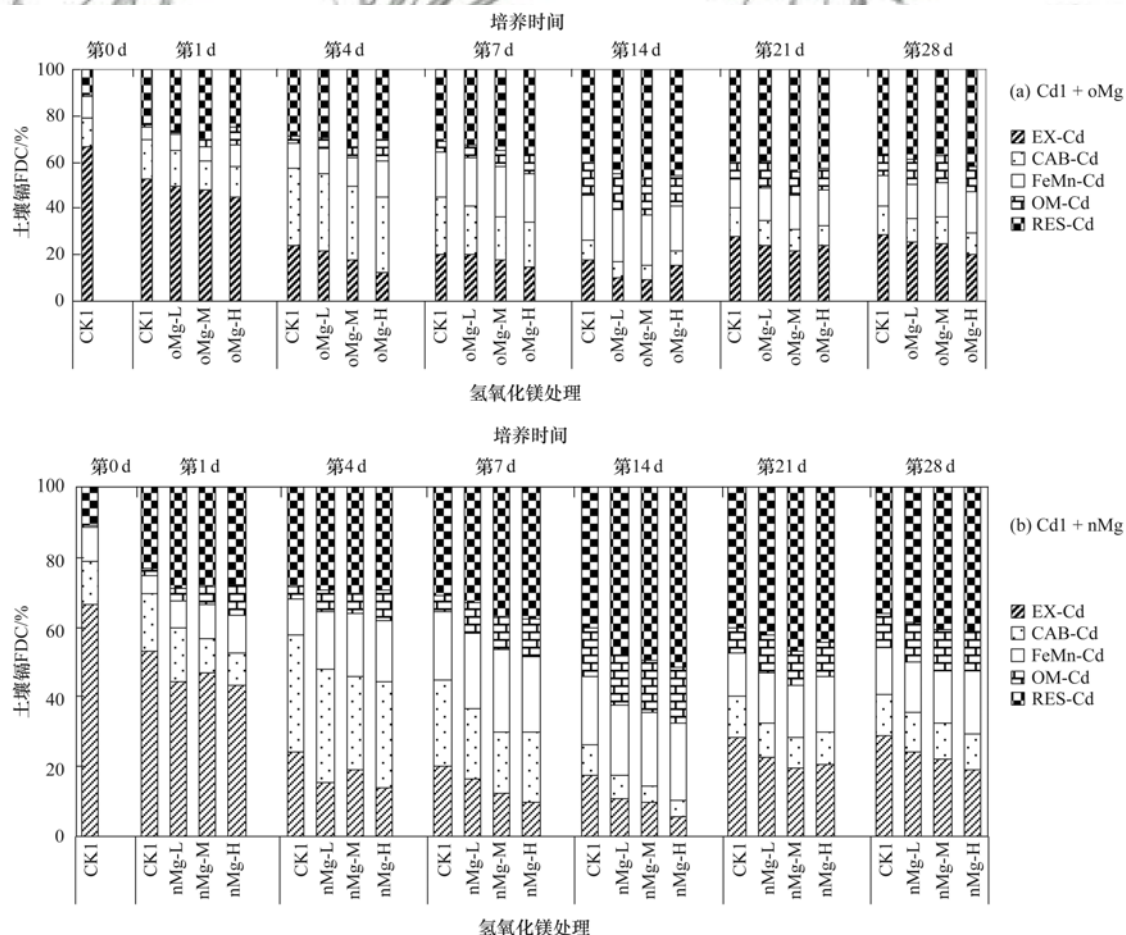
数据采用 SPSS 19.0、Fisher least significant difference (LSD) 及皮尔森相关系数法 (Pearson correlation coefficient method) 进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 不同 Cd 水平下土壤 Cd 形态变化

由图 1~4 可见,在中性土壤上,在 28 d 的培养过程中,不同镉处理下土壤镉的主要存在形态以及随培养时间镉 FDC 的变化趋势均有所不同. 在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下,培养的第 0~1 d 主要以 EX-Cd 存在,其 FDC 为 43.5%~66.7%;第 4 d 时 EX-Cd FDC 减少,以 CAB-Cd 和 RES-Cd 为主要存在形态;从培养的第 4 d 开始直至培养结束,所有处理均以 RES-Cd 为主要镉存在形态,第 7、14、21 和 28 d 的 FDC 分别为 31.0%~37.6%、40.0%~51.8%、40.2%~46.8% 和 36.2%~42.1%. 在 5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下,所有处理在培养的第 28 d 过程中均以 EX-Cd 为主要存在形态,其 FDC 分别为

23.6%~73.7%、26.6%~77.4% 和 35.5%~81.1%. 在培养过程中,不同镉水平下不同形态镉 FDC 表现出不同的变化趋势. 在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下,土壤 EX-Cd FDC 随着培养时间的延长呈先降后升然后趋于平稳的趋势,在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下在第 0~14 d 逐渐下降,在第 14 d 时达到最小值,此时 EX-Cd FDC 较第 0 d 分别降低了 73.7%~91.5% 和 48.9%~67.9%,第 14~21 d 呈增加趋势,在第 21~28 d 趋于平稳;在 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下在第 0~4 d 逐渐下降,在第 4 d 达到最小值,较第 0 d 分别降低了 46.1%~65.7% 和 38.4%~56.2%,第 4~14 d 呈增加趋势,在第 14~28 d 趋于平稳. 培养过程中的 CAB-Cd、FeMn-Cd 和 OM-Cd FDC 在各水平镉条件下则表现出相同的变化趋势,CAB-Cd FDC 在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下均为第 0~4 d 逐渐增大,在第 4 d 达到最大,第 4~14 d 又逐渐减小,在第 14 d 达到最小,第 14~21 d 呈增加趋势,在第 21~28 d 趋于平稳;FeMn-Cd 和 OM-Cd FDC 在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下均为第 1~14 d 呈



CK1~CK4 表示不同镉污染水平下的对照处理, L 表示低量, M 表示中量, H 表示高量, 下同

图 1 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 污染土壤中 Cd 形态分配比例 (FDC) 随培养时间的变化

Fig. 1 Variation of Cd form distribution ratio (FDC) with culture time under $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd contaminated soil

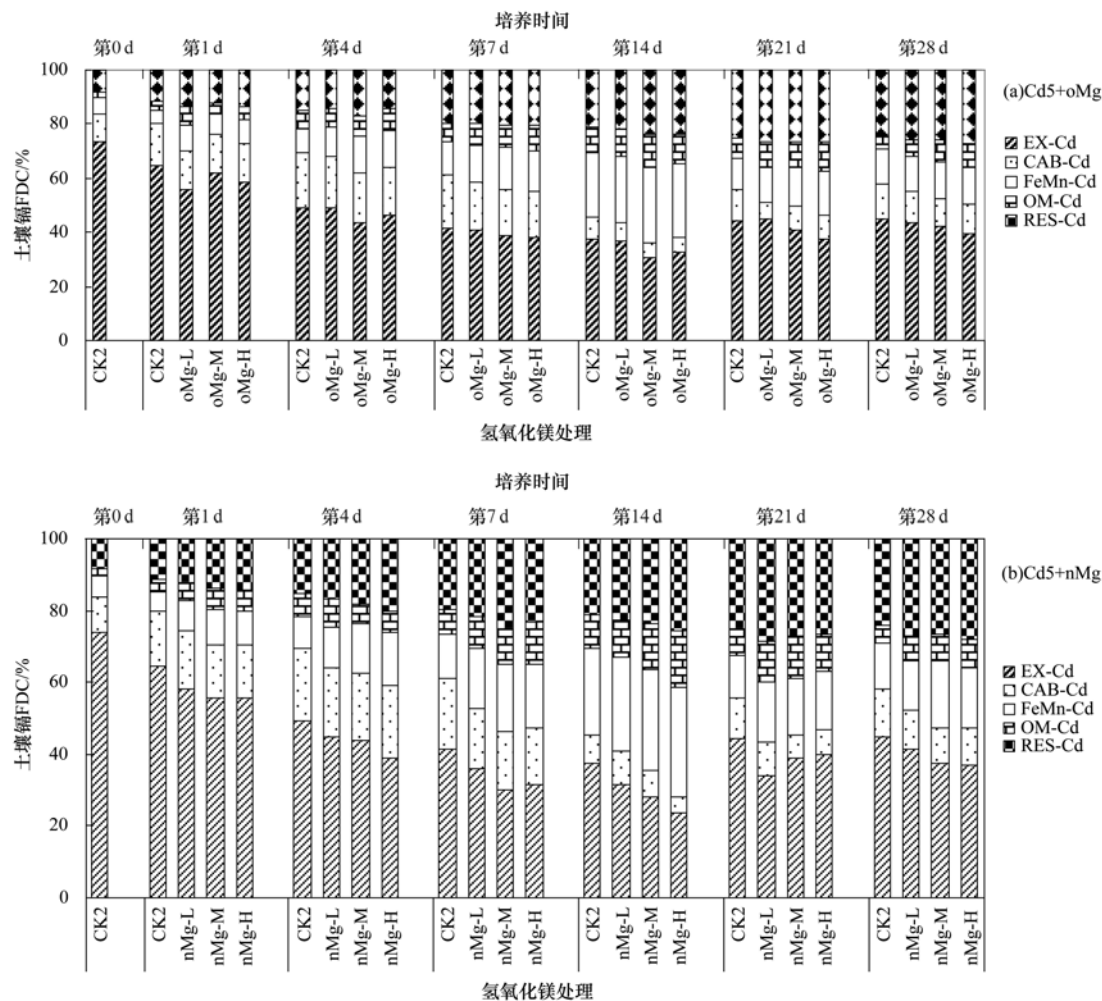


图2 5 mg·kg⁻¹ Cd 污染土壤中 Cd 形态分配比例 (FDC) 随培养时间的变化

Fig. 2 Variation of Cd form distribution ratio (FDC) with culture time under 5 mg·kg⁻¹ Cd contaminated soil

增加趋势,在第 14 d 达到最大,第 14 ~ 21 d 呈下降趋势,在第 21 ~ 28 d 趋于平稳. 不同镉水平下 RES-Cd FDC 在培养过程中的变化趋势稍有不同, 1 mg·kg⁻¹ 镉处理下 RES-Cd FDC 在第 0 ~ 14 d 逐渐增加,第 14 ~ 28 d 趋于平稳;5 mg·kg⁻¹ 镉处理下 RES-Cd FDC 在第 0 ~ 7 d 逐渐增加,第 7 ~ 28 d 趋于平稳;10 mg·kg⁻¹ 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下 RES-Cd FDC 变化趋势一致,随培养时间的延长呈先增后减然后趋于平稳,其中在第 4 d 达到最大,第 14 ~ 28 d 达到平稳的趋势.

在 3 周的镉老化结束时,即培养的第 0 d,各镉水平处理下土壤均主要以 EX-Cd 形态存在,在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 分别为 66.7%、73.7%、77.4% 和 81.8%,显著高于其它形态 ($P < 0.05$),其中 OM-Cd FDC 仅为 0.9% ~ 1.9%,且都表现为 EX-Cd > CAB-Cd > RES-Cd > FeMn-Cd > OM-Cd. 在培养的第 1 d,与第 0 d 相比,在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 分别降低了 26.1% ~ 34.8%、12.3% ~ 24.7%、

10.7% ~ 29.0% 和 16.4% ~ 34.4%;土壤 OM-Cd 分别增加了 89.1% ~ 855.9%、73.0% ~ 246.4%、153.4% ~ 314.5% 和 279.4% ~ 422.5%;土壤 RES-Cd 分别增加了 118.4% ~ 184.7%、35.8% ~ 69.5%、91.9% ~ 268.2% 和 95.0% ~ 229.8%. 在培养的第 1 d 各镉水平下的各形态镉 FDC 大小顺序有所不同,但均以 EX-Cd FDC 最大,OM-Cd FDC 最小,RES-Cd FDC 以 1 mg·kg⁻¹ 镉处理下最高. 在培养的第 4 d,土壤 EX-Cd FDC 急剧下降,与第 1 d 相比,在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 分别降低了 54.6% ~ 73.1%、12.1% ~ 30.4%、35.0% ~ 51.7% 和 23.1% ~ 36.4%;增加了土壤 CAB-Cd、FeMn-Cd 和 RES-Cd FDC,各镉水平下分别较第 0 d 增加了 17.1% ~ 222.4%、13.5% ~ 118.2% 和 1.3% ~ 127.6%. 培养的第 7 d,在 1 mg·kg⁻¹ 和 5 mg·kg⁻¹ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 继续降低,但在 10 mg·kg⁻¹ 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下却稍有回升,与 RES-Cd FDC 的变化正好相反;CAB-Cd 在各镉水平下均有降低趋势,而 OM-Cd FDC 呈增加趋势;

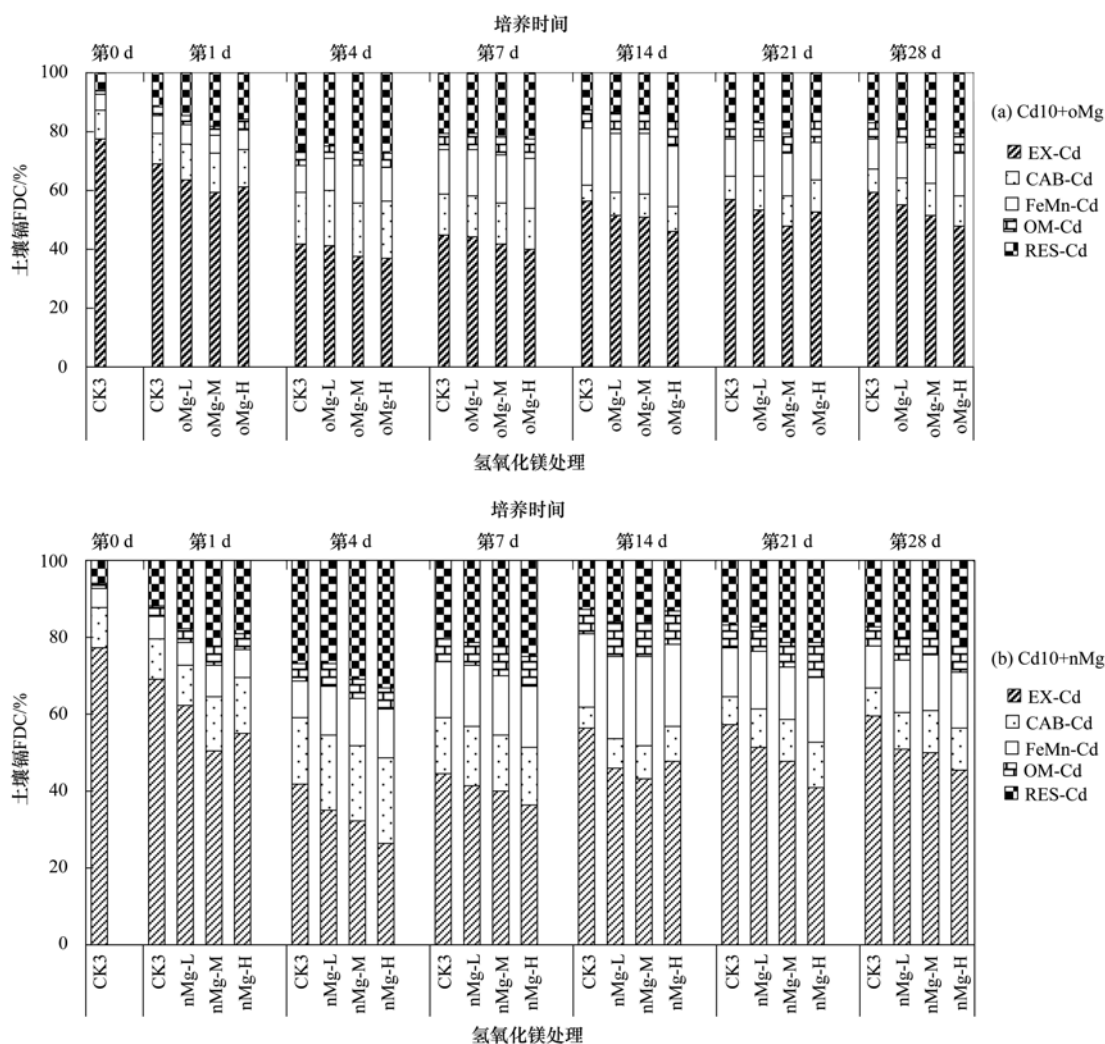


图3 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 污染土壤中 Cd 形态分配比例 (FDC) 随培养时间的变化

Fig. 3 Variation of Cd form distribution ratio (FDC) with culture time under $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd contaminated soil

FeMn-Cd FDC 在 1、5 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下呈继续增加趋势,但在 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 FeMn-Cd FDC 变化不明显. 培养到第 14 d 时,在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 在整个培养过程中达到最低,其中在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下的 EX-Cd FDC 仅为 5.7% ~ 17.6%,在 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 稍有增加,但已开始趋于平稳;各镉水平下的 CAB-Cd FDC 在第 14 d 时达到最低,在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 CAB-Cd FDC 分别为 4.3% ~ 9.0%、4.6% ~ 9.2%、5.5% ~ 8.9% 和 3.1% ~ 7.0%;与 CAB-Cd FDC 变化相反,各镉水平下的 FeMn-Cd 和 OM-Cd FDC 在第 14 d 均达到最大,分别为 $19.0\% \sim 22.2\%$ 和 $13.3\% \sim 16.0\%$ ($1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、 $24.0\% \sim 30.5\%$ 和 $9.5\% \sim 15.7\%$ ($5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、 $19.4\% \sim 23.4\%$ 和 $6.0\% \sim 9.1\%$ ($10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、 $17.8\% \sim 22.9\%$ 和 $9.3\% \sim 11.1\%$ ($15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). 各镉水平下的各处理形态镉 FDC 在培养

的第 21 ~ 28 d 均趋于稳定,变化不明显. 在培养结束时,随着镉水平的增加,土壤 EX-Cd FDC 在各处理间逐渐增大,RES-Cd FDC 呈相反趋势,在各处理间呈降低趋势. 在培养的第 28 d 时各镉水平下的各形态镉 FDC 大小顺序稍有不同. 在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下的镉形态分配大致表现为 RES-Cd ($36.2\% \sim 41.2\%$) > EX-Cd ($19.2\% \sim 29.0\%$) > FeMn-Cd ($13.0\% \sim 18.4\%$) > CAB-Cd ($9.6\% \sim 12.0\%$) > OM-Cd ($9.8\% \sim 11.8\%$); 在 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下表现为 EX-Cd ($37.2\% \sim 44.6\%$) > RES-Cd ($24.2\% \sim 27.9\%$) > FeMn-Cd ($12.9\% \sim 18.9\%$) > CAB-Cd ($10.0\% \sim 13.3\%$) > OM-Cd ($5.0\% \sim 8.3\%$); 在 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下表现为 EX-Cd ($45.6\% \sim 59.3\%$) > RES-Cd ($17.2\% \sim 22.1\%$) > FeMn-Cd ($10.8\% \sim 14.6\%$) > CAB-Cd ($7.7\% \sim 11.3\%$) > OM-Cd ($5.0\% \sim 7.1\%$); 在 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下表现为 EX-Cd ($55.2\% \sim 64.5\%$) > RES-Cd ($12.7\% \sim 15.2\%$) > FeMn-Cd ($9.1\% \sim 13.8\%$) > CAB-Cd

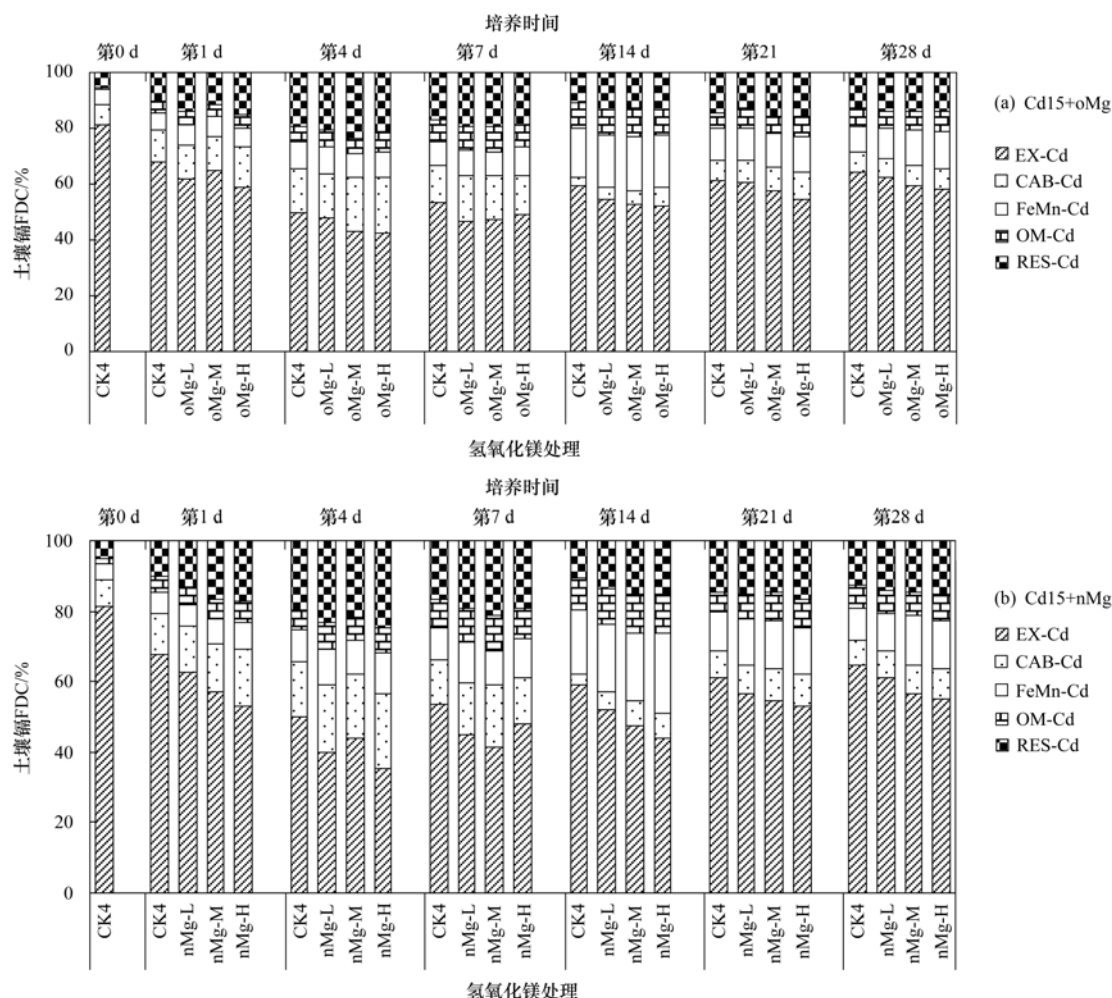


图4 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 污染土壤中 Cd 形态分配比例 (FDC) 随培养时间的变化

Fig. 4 Variation of Cd form distribution ratio (FDC) with culture time under $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd contaminated soil

(6.4%~8.3%) > OM-Cd (6.4%~7.5%)。

nMg 和 oMg 的添加以及氢氧化镁添加量对各镉水平下各形态镉 FDC 的变化影响较为复杂,且没有表现出一致的规律,但从整个培养过程上来看,氢氧化镁的添加降低了各镉水平下的 EX-Cd FDC,也降低了 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 CAB-Cd FDC,增加了 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 CAB-Cd FDC,并且增加了各镉水平下 FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd FDC。在培养的 0~28 d 中,与不加氢氧化镁处理相比,nMg 和 oMg 处理在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 分别降低了 11.4%~67.7%、7.8%~37.2%、7.7%~36.4%、5.0%~28.8% (nMg) 和 0.5%~49.5%、0.6%~15.0%、1.0%~18.1%、0.7%~14.6% (oMg)。氢氧化镁的种类对其它 4 个形态镉 FDC 没有明显的变化规律,但氢氧化镁的添加对 4 个形态镉分配比例还是有影响的。在培养过程中,与不加氢氧化镁处理相比,在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下添加氢氧化镁使土壤 CAB-Cd FDC 分别降低了

2.0%~51.7% 和 1.3%~43.5%,在 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下添加氢氧化镁增加了土壤 CAB-Cd FDC,其增幅为 1.9%~62.3% 和 0.6%~128.0%;FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd FDC 在添加氢氧化镁后绝大部分呈增加趋势,也有少部分有所降低。在培养结束时,各镉水平下的土壤 EX-Cd FDC 随氢氧化镁添加量的增加呈现降低趋势,且以 nMg 的降低效果优于 oMg,与不加氢氧化镁处理相比,在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下添加 nMg 和 oMg 处理的土壤 EX-Cd FDC 分别降低了 16.5%~33.8% 和 12.4%~31.0% ($1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、7.8%~17.5% 和 2.2%~12.2% ($5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、14.3%~23.2% 和 7.0%~19.1% ($10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、5.0%~14.4% 和 3.2%~10.2% ($15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。在培养的第 28d,氢氧化镁的添加量对 CAB-Cd、FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd FDC 影响不同,但普遍存在 nMg 的影响大于 oMg。与不加氢氧化镁处理相比,CAB-Cd FDC 在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下添加氢氧化镁后降低了 4.2%~19.4% 和 14.6%~24.7%,在

10 mg·kg⁻¹和 15 mg·kg⁻¹镉处理下增加了 15.0%~46.7% 和 4.2%~14.9% (oMg-L 处理降低了 11.7%);在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹镉处理下添加氢氧化镁后土壤 FeMn-Cd FDC 分别增加了 9.2%~41.3%、0.8%~46.7%、11.6%~34.4% 和 20.1%~50.6%, OM-Cd FDC 分别增加了 9.4%~19.6%、26.1%~68.0%、3.8%~40.6% 和 2.2%~17.0% (oMg-L 处理降低了 0.5%), RES-Cd FDC 分别增加了 3.4%~16.1%、6.4%~14.9%、7.1%~29.0% 和 8.5%~19.6%。

2.2 不同类型镉污染土壤可交换态 Cd 含量变化

重金属以多种化学形态存在于土壤中,其中可交换态组分在土壤环境中可移动性和生物有效性最强,是评价土壤重金属污染的重要指标^[5, 16, 17]。进一步研究 nMg 和 oMg 对不同类型土壤中活性最高的土壤可交换态镉含量随培养时间的变化影响。如图 5~8 所示,在培养的第 0~28 d 过程中,酸性土和碱性土在 28 d 培养中的土壤 EX-Cd 含量变化趋

势不同。碱性土在各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量随培养时间的变化趋势一致,均表现为从培养的第 0~7 d 土壤 EX-Cd 含量逐渐降低,且在培养的第 7 d 时达到最低,第 7~14 d 呈增加趋势,从培养的第 14~21 d 基本趋于平稳,到培养的第 28 d 时又有所降低。酸性土在各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量随培养时间的变化趋势不完全一致,在 1、5 和 10 mg·kg⁻¹镉处理时土壤 EX-Cd 含量变化表现为刚开始培养的第 0~4 d 逐渐降低,在第 7 d 稍有增加,在第 7~21 d 逐渐降低,且在第 21 d 时达到最低值,但在第 21~28 d 时又开始回升;在 15 mg·kg⁻¹镉处理下不同处理间的土壤 EX-Cd 含量在培养期间没有表现出一致的变化规律,大致表现为在培养的第 0~4 d 逐渐降低,第 4~7 d 开始回升,在第 7~14 d 又开始降低,随后培养的第 14~28 d 趋于平稳。

从表 2 和表 3 可以看出,在整个培养过程中,碱性土的土壤 EX-Cd 含量均低于酸性土的土壤 EX-Cd 含量。在 3 周的镉平衡结束,即培养的第 0 d,在

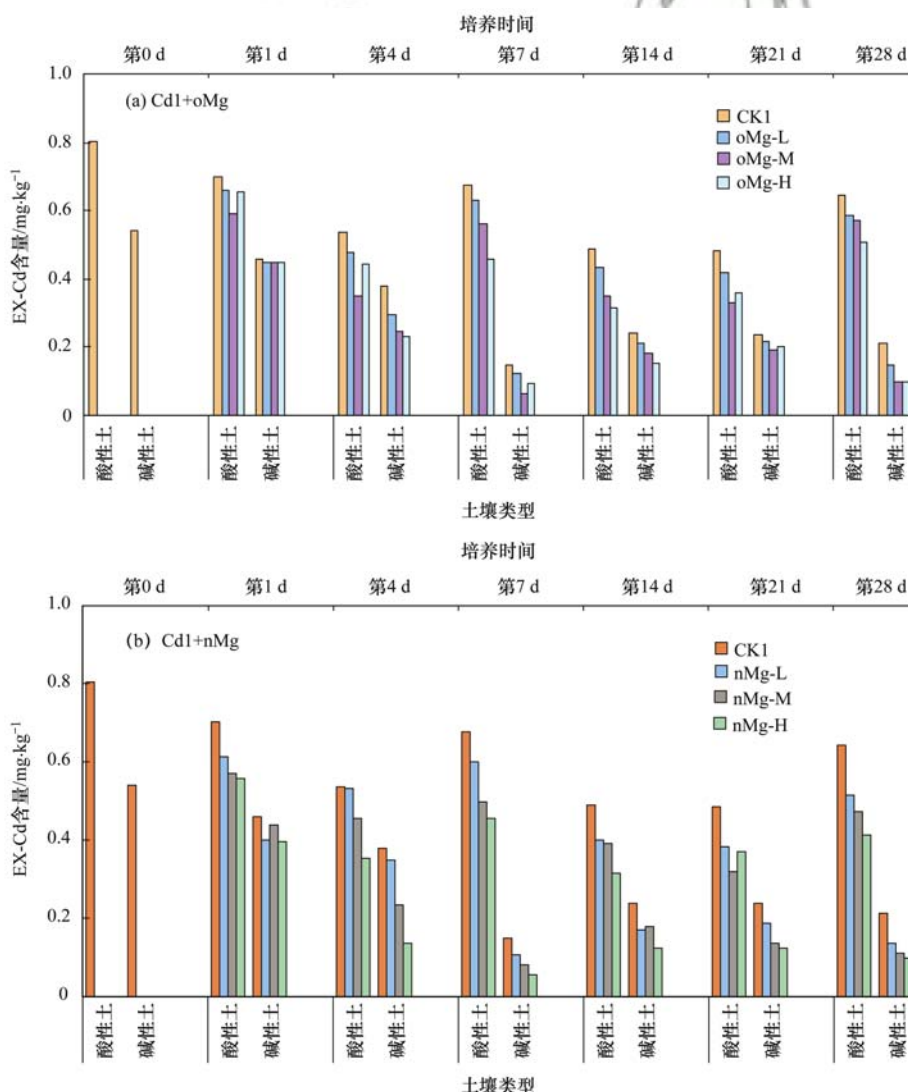


图 5 1 mg·kg⁻¹ Cd 污染土壤中 EX-Cd 含量随培养时间的变化

Fig. 5 Changes of EX-Cd content in 1 mg·kg⁻¹ Cd contaminated soil with culture time

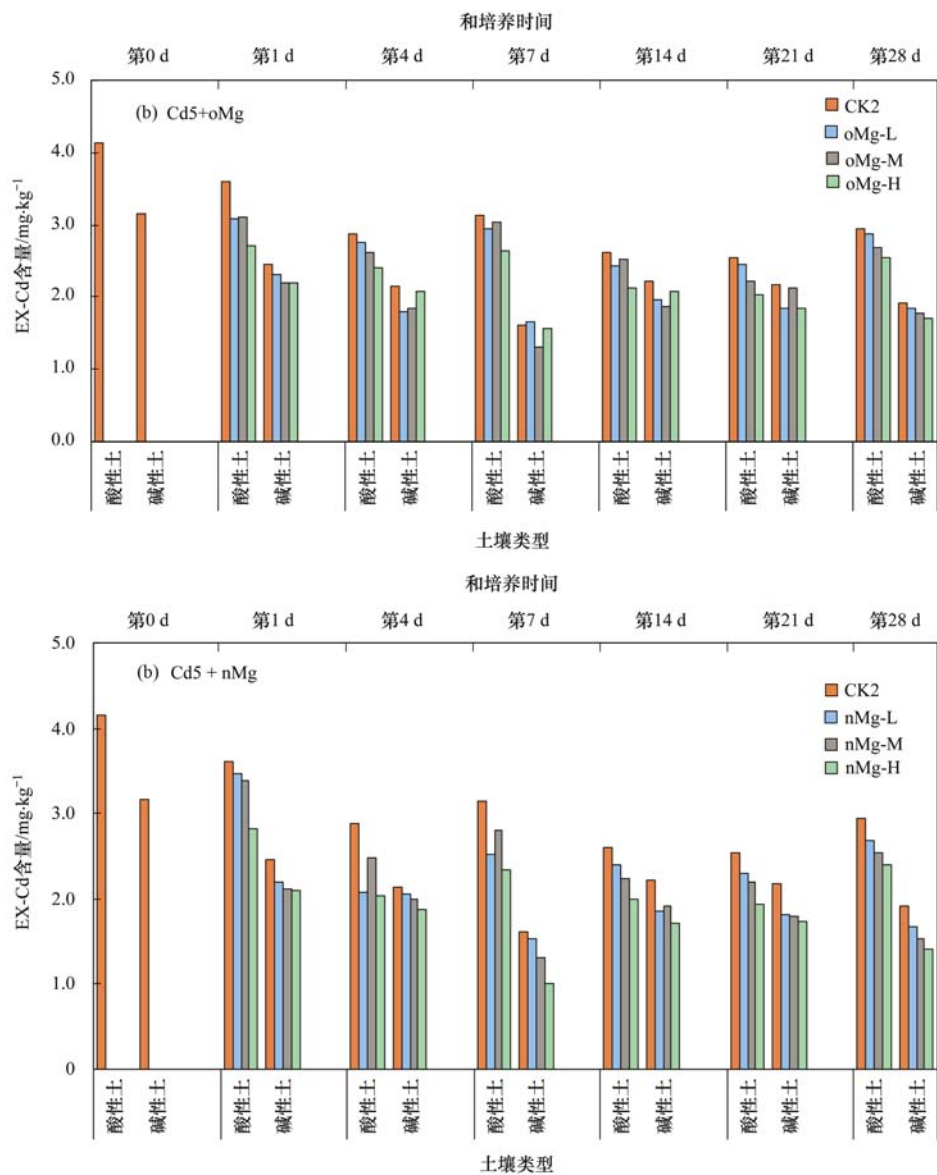


图 6 5 mg·kg⁻¹ Cd 污染土壤中 EX-Cd 含量随培养时间的变化

Fig. 6 Changes of EX-Cd content in 5 mg·kg⁻¹ Cd contaminated soil with culture time

1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下的酸性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量分别为 0.805、4.146、8.436 和 13.313 mg·kg⁻¹ (酸性土) 和 0.542、3.161、6.780 和 10.205 mg·kg⁻¹ (碱性土). 在培养的第 1 d, 各镉水平下镉处理间的 2 种土壤 EX-Cd 含量均有所降低, 与第 0 d 相比, 在 1、5、10、15 mg·kg⁻¹ 镉处理下的酸性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量分别降低了 12.9% ~ 30.6%、13.1% ~ 31.9%、11.1% ~ 27.0%、21.5% ~ 38.3% (酸性土) 和 15.3% ~ 26.8%、22.1% ~ 33.6%、17.7% ~ 39.3%、16.6% ~ 32.1% (碱性土). 培养的第 4 d, 酸性土和碱性土在各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量均继续降低, 与第 1 d 相对应的处理相比, 在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下的酸性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量分别降低了 13.4% ~ 36.7%、10.5% ~ 27.9%、15.8% ~

21.6%、6.4% ~ 23.2% (酸性土) 和 12.8% ~ 66.0%、5.3% ~ 22.1%、3.8% ~ 20.0%、8.6% ~ 25.2% (碱性土). 在培养的第 7 d, 酸性土和碱性土在各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量表现出了不同变化, 碱性土在培养到第 7 d 时持续保持降低趋势, 且在第 7 d 降低到最小值, 在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下土壤 EX-Cd 含量分别仅为 0.054 ~ 0.149、1.004 ~ 1.648、2.157 ~ 3.479 和 4.585 ~ 6.351 mg·kg⁻¹, 较第 4 d 分别降低了 57.8% ~ 73.4%、8.5% ~ 46.6%、25.7% ~ 45.2% 和 9.2% ~ 27.4%, 较第 0 d 分别降低了 72.5% ~ 90.0%、47.9% ~ 68.2%、48.7% ~ 68.2% 和 37.8% ~ 55.1%; 与碱性土的变化相反, 酸性土在第 7 d 时各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量呈增加趋势, 在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下较第 4 d 分别增加了 3.1% ~ 60.9%、6.5% ~ 21.7%、1.6% ~

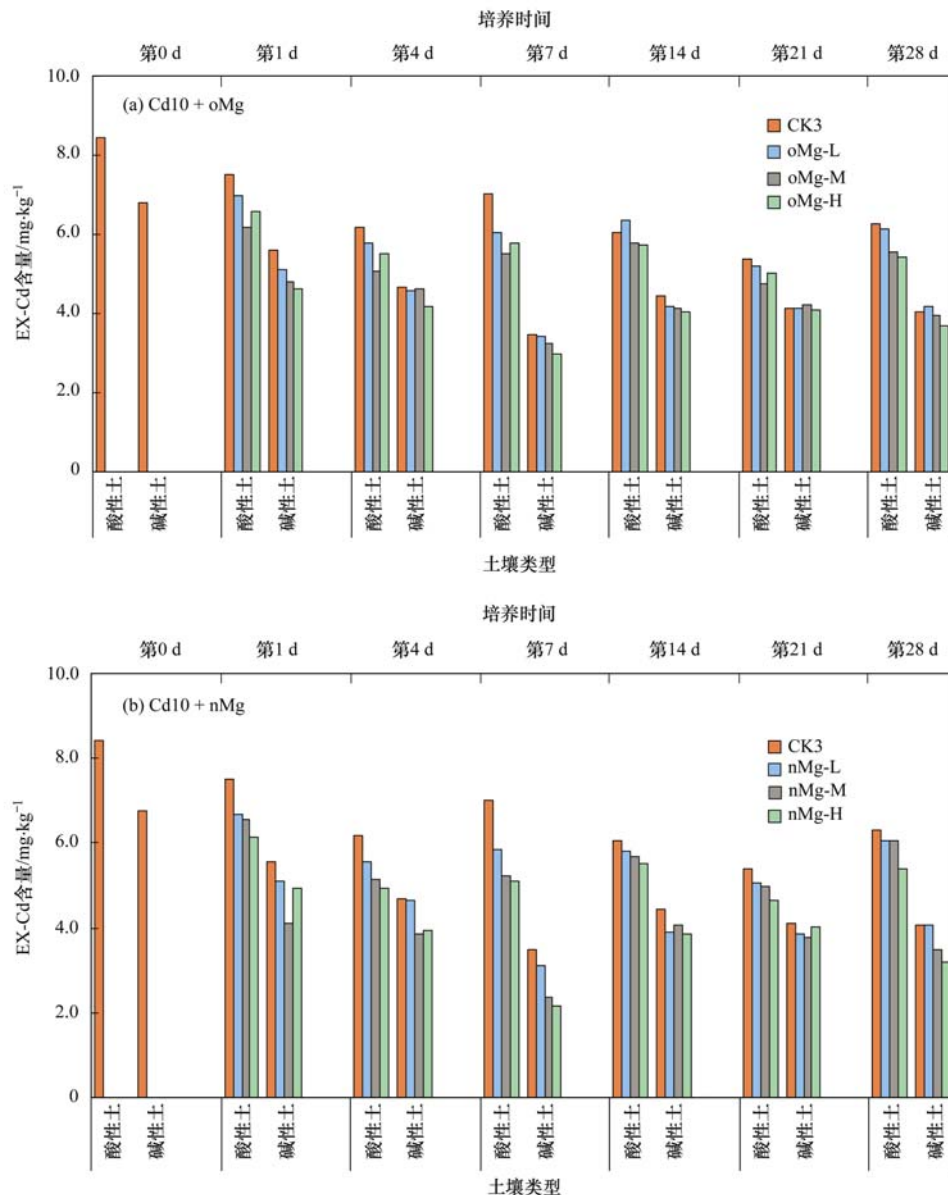


图7 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 污染土壤中 EX-Cd 含量随培养时间的变化

Fig. 7 Changes of EX-Cd content in $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd contaminated soil with culture time

13.1% 和 1.7%~12.9%。培养的第 14 d, 酸性土和碱性土在各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量变化趋势仍旧相反, 酸性土呈降低趋势, 碱性土却呈增加趋势; 培养到第 21 d 时, 酸性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量均基本保持平稳。培养结束, 即培养的第 28 d, 酸性土的土壤 EX-Cd 含量又开始回升, 但整体均比第 0~1 d 时低, 碱性土在第 28 d 时却有所降低, 酸性土和碱性土在 1、5、10 和 15 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时的土壤 EX-Cd 含量分别为 0.414~0.644 和 0.098~0.211 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、2.404~2.947 和 1.413~1.913 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、5.390~6.288 和 3.212~4.172 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、8.091~9.385 和 5.425~6.663 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (15 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)。

从整体上来看, 添加氢氧化镁后显著降低了酸

性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量 ($P < 0.05$), 随着氢氧化镁添加量的增加土壤 EX-Cd 含量呈降低趋势, 且以 nMg 降低土壤 EX-Cd 含量的效果好于 oMg。在培养的 0~28 d 中, 与培养时间相对应的不加氢氧化镁处理相比, nMg 和 oMg 处理使酸性土在 1、5、10 和 15 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下的土壤 EX-Cd 含量分别降低了 0.7%~35.7%、3.9%~29.2%、3.5%~26.9%、5.6%~23.1% (nMg 化镁) 和 5.7%~35.8%、2.7%~24.5%、2.7%~21.5% (第 14 d 时的 oMg-L 处理增加了 5.4%)、0.4%~23.1% (oMg), 碱性土分别降低了 4.6%~63.8%、4.2%~26.1%、0.7%~38.0%、4.8%~27.8% (nMg 化镁) 和 2.0%~54.0%、2.5%~15.8% (第 7 d 时的 oMg-L 处理增加了 2.5%)、1.1%~17.5% (第 21 d 时的 oMg-L 和 oMg-M 处理分别增加了 0.6% 和 1.8%, 第

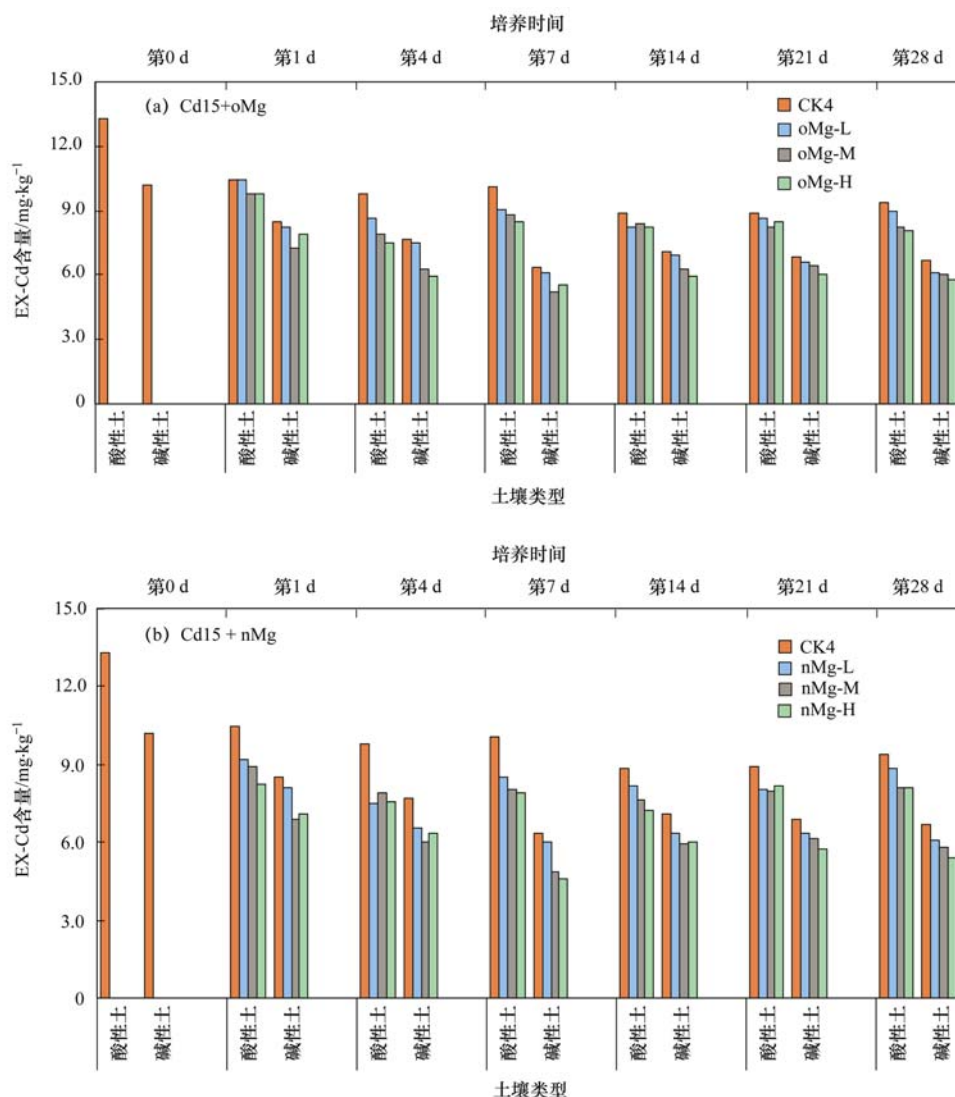


图8 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 污染土壤中可 EX-Cd 含量随培养时间的变化

Fig. 8 Changes of EX-Cd content in $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd contaminated soil with culture time

28 d 时的 oMg-L 处理增加了 2.6%)、1.8% ~ 23.0% (oMg). nMg 和 oMg 对土壤 EX-Cd 含量随培养时间的变化没有表现出明显的趋势,在培养结束即培养的第 28 d 时,与不加氢氧化镁处理相比,nMg 和 oMg 的添加使酸性土在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下的土壤 EX-Cd 含量分别降低了 0.130 ~ 0.230 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.057 ~ 0.136 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (在 1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、0.260 ~ 0.543 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.079 ~ 0.399 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (在 5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、0.220 ~ 0.898 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.172 ~ 0.855 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (在 10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、0.530 ~ 1.294 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.444 ~ 1.285 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (在 15 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时),碱性土分别降低了 0.077 ~ 0.113 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.065 ~ 0.114 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (在 1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、0.238 ~ 0.500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.063 ~ 0.213 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (在 5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、0.012 ~ 0.854 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.105 ~ 0.387 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (oMg-L 处理增加了 0.106

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在 10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时)、0.563 ~ 1.238 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.575 ~ 0.863 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (在 15 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时). 整个培养期间,随着 nMg 和 oMg 添加量的增加,酸性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量大致呈现出降低趋势(除培养过程中极少数处理有增加趋势外),与低量 oMg 处理(oMg-L)相比,在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下的 oMg-M 和 oMg-H 处理使酸性土的土壤 EX-Cd 含量分别降低了 2.7% ~ 27.3%、4.8% ~ 9.6%、8.4% ~ 12.2%、2.7% ~ 9.0% (oMg-M) 和 1.1% ~ 27.6%、9.8% ~ 16.6%、2.7% ~ 11.2%、0.2% ~ 13.4% (oMg-H),使碱性土的土壤 EX-Cd 含量分别降低了 0.7% ~ 47.6%、5.3% ~ 20.3%、1.0% ~ 5.6%、3.0% ~ 16.0% (oMg-M) 和 7.0% ~ 28.1%、4.9% ~ 5.2%、1.5% ~ 12.4%、3.2% ~ 20.8% (oMg-H); 与低量 nMg 处理(nMg-L)相比,在 1、5、10 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下的 nMg-M 和 nMg-H 处理使酸性土的土壤 EX-Cd 含量分别降

低了 1.5%~16.9%、2.4%~6.3%、0.2%~10.5%、1.3%~8.1% (nMg-M) 和 2.6%~33.3%、1.5%~18.5%、5.3%~11.3%、6.5%~11.8% (nMg-H), 使碱性土的土壤 EX-Cd 含量分别降低了 16.4%~33.1%、0.3%~15.1%、1.6%~23.2%、3.2%~18.5% (nMg-M) 和 0.3%~61.1%、3.8%~34.8%、1.1%~30.5%、4.1%~23.4% (nMg-H). 氢氧化镁

添加量相同的情况下, nMg 表现出对土壤 EX-Cd 含量有更好的降低效果, 与添加量相对应的 oMg 处理相比, 酸性土和碱性土的 nMg 各处理在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹ 镉处理下土壤 EX-Cd 含量分别降低了 0.4%~20.4%、0.5%~24.9%、0.8%~11.2%、0.1%~16.1% (酸性土) 和 2.0%~43.8%、0.4%~36.0%、0.3%~27.8%、1.1%~17.1% (碱性土).

表 2 不同类型 Cd 污染土壤 EX-Cd 含量变化¹⁾

Table 2 Changes in the content of EX-Cd in different types of Cd contaminated soil

处理	土壤可交换态 Cd 含量/mg·kg ⁻¹					
	第 1d		第 4 d		第 7 d	
	酸性土	碱性土	酸性土	碱性土	酸性土	碱性土
CK1	0.701 ± 0.024a	0.459 ± 0.006a	0.535 ± 0.007a	0.380 ± 0.019a	0.675 ± 0.017a	0.149 ± 0.011a
Cd1 + oMg-L	0.661 ± 0.017b	0.450 ± 0.018a	0.479 ± 0.019b	0.294 ± 0.009c	0.628 ± 0.012b	0.124 ± 0.003b
Cd1 + oMg-M	0.591 ± 0.02cd	0.447 ± 0.008a	0.348 ± 0.013d	0.244 ± 0.016d	0.560 ± 0.015c	0.065 ± 0.004f
Cd1 + oMg-H	0.654 ± 0.001b	0.450 ± 0.016a	0.445 ± 0.015c	0.232 ± 0.007d	0.459 ± 0.021e	0.096 ± 0.003d
Cd1 + nMg-L	0.613 ± 0.018c	0.398 ± 0.005b	0.531 ± 0.002a	0.347 ± 0.015b	0.599 ± 0.016b	0.108 ± 0.005c
Cd1 + nMg-M	0.570 ± 0.019d	0.438 ± 0.015a	0.457 ± 0.005bc	0.232 ± 0.005d	0.498 ± 0.010d	0.083 ± 0.001e
Cd1 + nMg-H	0.559 ± 0.003d	0.397 ± 0.013b	0.354 ± 0.019d	0.135 ± 0.004e	0.457 ± 0.003e	0.054 ± 0.002f
CK2	3.602 ± 0.020a	2.461 ± 0.022a	2.875 ± 0.055a	2.139 ± 0.009a	3.137 ± 0.065a	1.608 ± 0.074a
Cd5 + oMg-L	3.076 ± 0.096c	2.312 ± 0.088b	2.754 ± 0.077a	1.802 ± 0.062c	2.933 ± 0.039b	1.648 ± 0.028a
Cd5 + oMg-M	3.105 ± 0.046c	2.190 ± 0.082bc	2.623 ± 0.027b	1.847 ± 0.02bc	3.031 ± 0.049ab	1.313 ± 0.011b
Cd5 + oMg-H	2.718 ± 0.030d	2.192 ± 0.026bc	2.402 ± 0.025c	2.075 ± 0.063a	2.645 ± 0.034d	1.568 ± 0.037a
Cd5 + nMg-L	3.462 ± 0.049ab	2.203 ± 0.065bc	2.068 ± 0.067d	2.049 ± 0.087a	2.517 ± 0.031e	1.540 ± 0.045a
Cd5 + nMg-M	3.379 ± 0.090b	2.110 ± 0.013c	2.470 ± 0.054c	1.988 ± 0.020ab	2.810 ± 0.059c	1.308 ± 0.056b
Cd5 + nMg-H	2.822 ± 0.042d	2.099 ± 0.043c	2.036 ± 0.056d	1.880 ± 0.102bc	2.341 ± 0.035f	1.004 ± 0.016c
CK3	7.496 ± 0.062a	5.579 ± 0.062a	6.199 ± 0.144a	4.687 ± 0.057a	7.008 ± 0.085a	3.479 ± 0.072a
Cd10 + oMg-L	6.972 ± 0.100b	5.107 ± 0.070b	5.773 ± 0.106b	4.584 ± 0.099a	6.056 ± 0.084b	3.407 ± 0.108a
Cd10 + oMg-M	6.179 ± 0.078d	4.819 ± 0.036c	5.071 ± 0.072d	4.634 ± 0.103a	5.498 ± 0.051d	3.243 ± 0.048b
Cd10 + oMg-H	6.571 ± 0.079c	4.603 ± 0.010e	5.532 ± 0.035c	4.165 ± 0.045b	5.768 ± 0.074c	2.986 ± 0.016c
Cd10 + nMg-L	6.663 ± 0.104c	5.090 ± 0.038b	5.567 ± 0.079bc	4.652 ± 0.029a	5.855 ± 0.109c	3.103 ± 0.036bc
Cd10 + nMg-M	6.575 ± 0.048c	4.115 ± 0.062f	5.154 ± 0.067d	3.853 ± 0.110c	5.238 ± 0.079e	2.384 ± 0.040d
Cd10 + nMg-H	6.161 ± 0.015d	4.918 ± 0.020c	4.940 ± 0.090d	3.933 ± 0.023c	5.123 ± 0.045e	2.157 ± 0.088e
CK4	10.450 ± 0.037a	8.509 ± 0.065a	9.781 ± 0.049a	7.698 ± 0.117a	10.070 ± 0.071a	6.351 ± 0.031a
Cd15 + oMg-L	10.406 ± 0.012a	8.193 ± 0.091b	8.680 ± 0.101b	7.486 ± 0.086b	9.015 ± 0.097b	6.101 ± 0.042b
Cd15 + oMg-M	9.792 ± 0.121b	7.294 ± 0.015d	7.897 ± 0.083c	6.289 ± 0.081d	8.775 ± 0.085c	5.236 ± 0.108d
Cd15 + oMg-H	9.788 ± 0.084b	7.929 ± 0.055c	7.521 ± 0.095d	5.928 ± 0.115e	8.491 ± 0.066d	5.532 ± 0.102c
Cd15 + nMg-L	9.165 ± 0.106c	8.103 ± 0.062b	7.523 ± 0.073d	6.587 ± 0.030c	8.484 ± 0.031d	5.984 ± 0.082b
Cd15 + nMg-M	8.895 ± 0.075d	6.925 ± 0.022e	7.873 ± 0.017c	6.013 ± 0.090e	8.010 ± 0.043e	4.877 ± 0.025e
Cd15 + nMg-H	8.216 ± 0.098e	7.071 ± 0.085e	7.575 ± 0.002d	6.318 ± 0.061d	7.932 ± 0.014e	4.585 ± 0.019f
方差分析 LSD _{0.05}						
土壤类型	11 231.641 ***		4 529.473 ***		34 831.728 ***	
外源 Cd 水平	101 312.126 ***		60 483.290 ***		78 321.593 ***	
氢氧化镁种类	11 231.641 ***		209.065 ***		940.302 ***	
外源 Cd 水平 × 土壤类型	1 185.634 ***		602.722 ***		3 719.603 ***	
土壤类型 × 氢氧化镁种类	22.004 ***		19.250 ***		0.250	
外源 Cd 水平 × 氢氧化镁种类	314.887 ***		29.504 ***		122.814 ***	
土壤类型 × 氢氧化镁种类 × 外源 Cd 水平	109.315 ***		22.136 ***		19.724 ***	

1) 1、4、7 d 数据; 不同小写字母表示同一个 Cd 污染水平下不同氢氧化镁处理间的差异显著性 ($P < 0.05$); * 表示 $0.01 < P < 0.05$, ** 表示 $0.001 < P < 0.01$, *** 表示 $P < 0.001$; 下同

2.3 土壤 pH 值与土壤可交换态 Cd 含量的相关性
如图 9 所示, 无论酸性土还是碱性土, 在各镉水

平下各处理间的土壤 EX-Cd 含量均随着土壤 pH 的增加大致呈降低趋势, 表现趋势为线性负相关关系。

表 3 不同类型 Cd 污染土壤 EX-Cd 含量变化¹⁾
Table 3 Changes in the content of EX-Cd in different types of Cd contaminated soil

处理	土壤可交换态 Cd 含量/mg·kg ⁻¹					
	第 14 d		第 21 d		第 28 d	
	酸性土	碱性土	酸性土	碱性土	酸性土	碱性土
CK1	0.489 ± 0.010a	0.240 ± 0.007a	0.484 ± 0.009a	0.238 ± 0.004a	0.644 ± 0.007a	0.211 ± 0.006a
Cd1 + oMg-L	0.434 ± 0.003b	0.210 ± 0.002b	0.421 ± 0.014b	0.215 ± 0.014b	0.587 ± 0.019b	0.146 ± 0.008b
Cd1 + oMg-M	0.348 ± 0.011d	0.183 ± 0.005c	0.330 ± 0.009d	0.191 ± 0.012c	0.571 ± 0.015b	0.101 ± 0.003cd
Cd1 + oMg-H	0.314 ± 0.013e	0.151 ± 0.011d	0.359 ± 0.013c	0.200 ± 0.008bc	0.508 ± 0.017c	0.097 ± 0.006d
Cd1 + nMg-L	0.399 ± 0.012c	0.171 ± 0.008c	0.382 ± 0.006c	0.187 ± 0.002c	0.514 ± 0.003c	0.134 ± 0.005b
Cd1 + nMg-M	0.393 ± 0.014c	0.178 ± 0.010c	0.319 ± 0.015d	0.138 ± 0.006d	0.472 ± 0.021d	0.112 ± 0.009c
Cd1 + nMg-H	0.317 ± 0.001e	0.123 ± 0.003e	0.372 ± 0.007c	0.122 ± 0.009d	0.414 ± 0.014e	0.098 ± 0.004d
CK2	2.607 ± 0.085a	2.209 ± 0.056a	2.540 ± 0.065a	2.177 ± 0.039a	2.947 ± 0.023a	1.913 ± 0.063a
Cd5 + oMg-L	2.430 ± 0.022b	1.972 ± 0.044bc	2.447 ± 0.013a	1.847 ± 0.060b	2.868 ± 0.052a	1.850 ± 0.042ab
Cd5 + oMg-M	2.513 ± 0.067ab	1.866 ± 0.067cd	2.213 ± 0.018b	2.115 ± 0.039a	2.690 ± 0.007b	1.775 ± 0.038abc
Cd5 + oMg-H	2.122 ± 0.076de	2.071 ± 0.085ab	2.042 ± 0.052c	1.855 ± 0.059b	2.548 ± 0.046c	1.700 ± 0.103bc
Cd5 + nMg-L	2.393 ± 0.061bc	1.858 ± 0.065cd	2.307 ± 0.080b	1.806 ± 0.088b	2.687 ± 0.008b	1.675 ± 0.061cd
Cd5 + nMg-M	2.243 ± 0.059cd	1.914 ± 0.082bc	2.201 ± 0.016b	1.801 ± 0.051b	2.547 ± 0.071c	1.538 ± 0.083de
Cd5 + nMg-H	2.003 ± 0.053e	1.715 ± 0.089d	1.934 ± 0.091c	1.738 ± 0.019b	2.404 ± 0.034d	1.413 ± 0.026e
CK3	6.037 ± 0.102b	4.454 ± 0.016a	5.378 ± 0.012a	4.125 ± 0.035ab	6.288 ± 0.087a	4.066 ± 0.025ab
Cd10 + oMg-L	6.365 ± 0.111a	4.174 ± 0.105b	5.182 ± 0.014b	4.150 ± 0.048ab	6.116 ± 0.088ab	4.172 ± 0.014a
Cd10 + oMg-M	5.800 ± 0.079c	4.134 ± 0.034b	4.746 ± 0.097d	4.200 ± 0.054a	5.560 ± 0.077c	3.961 ± 0.065b
Cd10 + oMg-H	5.718 ± 0.101c	4.060 ± 0.083bc	5.042 ± 0.027bc	4.088 ± 0.026ab	5.433 ± 0.026c	3.679 ± 0.093c
Cd10 + nMg-L	5.807 ± 0.062c	3.896 ± 0.050cd	5.072 ± 0.033bc	3.850 ± 0.035c	6.068 ± 0.109b	4.054 ± 0.033ab
Cd10 + nMg-M	5.683 ± 0.048cd	4.070 ± 0.104bc	4.983 ± 0.053c	3.787 ± 0.103c	6.055 ± 0.087b	3.466 ± 0.012d
Cd10 + nMg-H	5.501 ± 0.009d	3.852 ± 0.086d	4.636 ± 0.099d	4.038 ± 0.054b	5.390 ± 0.070c	3.212 ± 0.040e
CK4	8.855 ± 0.079a	7.098 ± 0.091a	8.911 ± 0.029a	6.879 ± 0.099a	9.385 ± 0.048a	6.663 ± 0.069a
Cd15 + oMg-L	8.225 ± 0.032abc	6.968 ± 0.098a	8.671 ± 0.061b	6.630 ± 0.084b	8.941 ± 0.064b	6.088 ± 0.095b
Cd15 + oMg-M	8.389 ± 0.018ab	6.277 ± 0.016b	8.270 ± 0.064d	6.433 ± 0.111bc	8.268 ± 0.056c	6.012 ± 0.046b
Cd15 + oMg-H	8.208 ± 0.093abc	5.947 ± 0.026c	8.439 ± 0.087c	6.040 ± 0.104c	8.100 ± 0.095c	5.800 ± 0.034c
Cd15 + nMg-L	8.180 ± 0.066abc	6.326 ± 0.017b	8.064 ± 0.087ef	6.365 ± 0.082cd	8.855 ± 0.100b	6.100 ± 0.027b
Cd15 + nMg-M	7.630 ± 0.830bc	5.969 ± 0.097c	7.958 ± 0.060f	6.160 ± 0.072de	8.139 ± 0.077c	5.812 ± 0.086c
Cd15 + nMg-H	7.213 ± 0.788c	6.028 ± 0.044c	8.157 ± 0.088de	5.753 ± 0.105f	8.091 ± 0.082c	5.425 ± 0.109d
方差分析 LSD _{0.05}						
土壤类型	977.833 ***		6080.324 ***		17768.153 ***	
外源 Cd 水平	9113.399 ***		72340.197 ***		73593.571 ***	
氢氧化镁种类	38.812 ***		197.232 ***		106.710 ***	
外源 Cd 水平 × 土壤类型	163.315 ***		1323.835 ***		1916.705 ***	
土壤类型 × 氢氧化镁种类	2.207		2.433		40.713 ***	
外源 Cd 水平 × 氢氧化镁种类	7.475 ***		29.276 ***		7.056 ***	
土壤类型 × 氢氧化镁种类 × 外源 Cd 水平	1.303		6.391 **		27.876 ***	

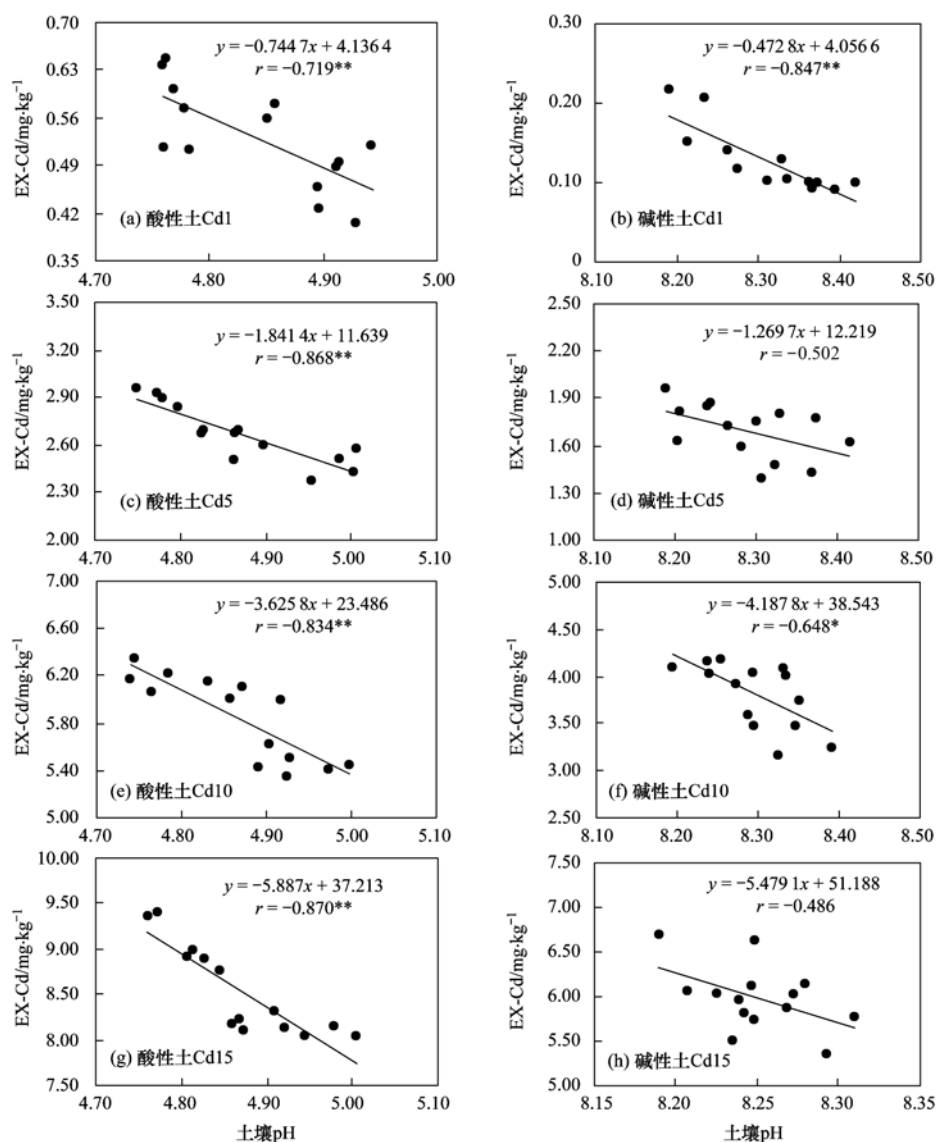
1) 14、21、28 d 数据

在 1 mg·kg⁻¹镉处理下,酸性土和碱性土的土壤 pH 与土壤 EX-Cd 含量间存在极显著负相关关系($P < 0.01$),其相关系数为 -0.719 和 -0.847;在 5 mg·kg⁻¹镉处理下的酸性土的土壤 pH 与土壤 EX-Cd 含量间存在极显著负相关关系($P < 0.01$),其相关系数为 -0.868,但碱性土的相关性未达到显著水平($P > 0.05$),相关系数仅为 -0.502;在 10 mg·kg⁻¹镉处理下的酸性土的土壤 pH 与土壤 EX-Cd 含量间的相关性达到极显著水平($P < 0.01$),其相关系数为 -0.834,碱性土的相关性达到显著水平($P < 0.05$),相关系数为 -0.648;在 15 mg·kg⁻¹镉处理下的相关性与 5 mg·kg⁻¹镉处理相似,酸性土

的土壤 pH 与土壤 EX-Cd 含量间存在极显著负相关关系($P < 0.01$),其相关系数为 -0.870,但碱性土的相关性较弱,未达到显著水平($P > 0.05$),相关系数仅为 -0.486.

3 讨论

在中性土壤上,经过 3 周的镉平衡之后,土壤 EX-Cd FDC 随着外源镉水平的增加而增加,在 1、5、10 和 15 mg·kg⁻¹镉处理下土壤 EX-Cd FDC 分别为 66.7%、73.7%、77.4% 和 81.8%,远高于其它 4 种形态镉 FDC. 这与熊仕娟^[3]的研究结果一致. 原因可能是自然条件下当土壤镉水平较高时,金属从



* * 表示在 0.01 水平 (双侧) 上显著相关; * 表示在 0.05 水平 (双侧) 上显著相关

图 9 不同类型 Cd 污染土壤 pH 与土壤可交换态 Cd 含量间的相关系数 (r)

Fig. 9 Correlation coefficient (r) between soil pH and EX-Cd content in different types of Cd contaminated soils

松散结合部分 (如可交换部分) 转变为强结合部分 (如铁锰氧化和有机质结合部分) 的过程较为缓慢^[18, 19]. 在 28 d 的培养过程中, 随着培养时间的延长, 土壤 EX-Cd FDC 显著降低, 总体来看土壤镉主要以 EX-Cd 形式存在, 这与邵丽群^[20]的研究结果一致.

中性土壤在 1、5、10 和 15 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理下, 其 EX-Cd FDC 呈下降趋势, 土壤 CAB-Cd、FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd FDC 均升高. 在培养的第 4 ~ 14 d, 在 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理下的土壤 EX-Cd 和 CAB-Cd FDC 逐渐降低, 在整个培养过程中达到最小值, 土壤 FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd FDC 均逐渐升高; 在 10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 15 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理下的土壤 EX-Cd 开始回升, 土壤 FeMn-Cd 和 OM-Cd FDC 则继续升高, 而 CAB-Cd 和 RES-Cd FDC 则呈现出

了降低趋势. 在培养的第 28 d, 各镉处理下土壤 Cd 形态变化仍未达到平衡, 土壤 EX-Cd FDC 仍有上升趋势, 土壤 CAB-Cd FDC 降低, 其它形态变化不大. 该结果与刘丽娟^[21]研究结果不同, 但与曹胜^[22]的研究结果类似. 原因可能是 Cd^{2+} 与土壤发生各种物理化学反应而逐渐向活性较低的化学形态转化, 且随着活性形态含量比例趋于稳定, 活性较低的化学形态又向活性更低的化学形态缓慢转化^[23]. 在培养结束时土壤 EX-Cd FDC 略有回升是因为土壤中的其它金属离子跟 Cd 存在竞争关系, 所以在后期略有上升^[24].

nMg 和 oMg 的添加降低了中性土壤 EX-Cd FDC, 也降低了 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理中土壤 CAB-Cd FDC. 说明在低镉条件下氢氧化镁和培养时间更能降低土壤中活性态镉含量. 王立群等^[25]

对不同钝化剂的时间效应比较中也发现,高镉污染土壤中,培养时间对钝化效果影响不如低镉污染土壤中显著,主要是因为大部分钝化剂已经被 Cd 污染物所饱和,其钝化容量有限,因而随着培养时间延长,钝化效果变化不大. 本实验还发现,氢氧化镁的添加增加了各镉处理下 FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd FDC,在培养结束时,各镉水平处理中的土壤 EX-Cd FDC 随氢氧化镁添加量的增加呈现降低趋势,且以 nMg 的降低效果优于 oMg. 说明 nMg 和 oMg 对土壤镉均产生了一定的钝化效果,且 nMg 效果好于 oMg,在 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下 2 种氢氧化镁的添加促进了土壤 EX-Cd 和 CAB-Cd 向 FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd 的转化,在 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下促进了土壤 EX-Cd 向 CAB-Cd、FeMn-Cd、OM-Cd 和 RES-Cd 的转化. 这与吴岩等^[26]和王秀丽等^[27]的研究结果类似. 原因可能是由于 Cd 与 Mg 有相同的核外电子和相近的离子半径,在土壤吸附中竞争交换点位^[28],使得土壤对 Cd 和 Mg 的吸收富集之间存在拮抗作用^[29~31]. 翟德伟等^[32]将 nMg 用于含铬废水的处理中得到了较好的效果,且 nMg 处理效果要好于 oMg.

在整个培养过程中,碱性土的土壤 EX-Cd 含量均低于酸性土的土壤 EX-Cd 含量,这可能是与土壤黏粒矿物组成、有机质含量等理化性质不同有关,也可能是因为碱性土壤的 pH 比酸性土壤高,使土壤溶液中的碱性基团如 OH^- 、 SiO_3^{2-} 和 CO_3^{2-} 逐渐增加,促进了氢氧化物、硅酸盐沉淀的生成,然后减少有效态重金属的含量^[33]. 土壤在培养的第 28 d 过程中,酸性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量变化趋势有所不同. 碱性土在各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量随培养时间的变化趋势一致,均表现为从培养的第 0~7 d 土壤 EX-Cd 含量逐渐降低,且在培养的第 7 d 时达到最低,较第 0 d 降低了 37.8%~90.0%,第 7~14 d 呈增加趋势,从培养的第 14~21 d 基本趋于平稳,到培养的第 28 d 时又有所降低. 酸性土在各镉水平下的土壤 EX-Cd 含量随培养时间的变化趋势不完全一致,在 1 、 5 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理时土壤 EX-Cd 含量变化表现为刚开始培养的第 0~4 d 逐渐降低,在第 7 d 稍有增加,在第 7~21 d 逐渐降低,且在第 21 d 时达到最低值,较第 0 d 降低了 36.2%~60.4%,但在第 21~28 d 时又开始回升;在 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉处理下不同处理间的土壤 EX-Cd 含量在培养期间没有表现出一致的变化规律,大致表现为在培养的第 0~4 d 逐渐降低,第 4~7 d 开始回升,在第 7~14 d 又开始降低,随后培养的第 14~28 d 趋于平稳. 说明在碱性条件下的土壤能更迅速的固

定土壤中的可交换态镉,降低土壤中的可交换态镉含量,但 2 种土壤在培养的第 28 d 中均未达到平衡. 该结果与黄敏等^[31]的研究结果类似但也有所不同,该研究中碱性土土壤有效镉含量在低镉 ($3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 条件下培养的第 0~14 d 迅速降低,在第 14~28 d 变化不明显,高镉 ($6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 条件下在培养的第 7 d 就迅速达到平衡;酸性土土壤有效镉含量在 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 镉污染条件下添加钙镁磷肥后在培养的第 0~7 d 快速降低,第 7~14 d 有回升现象,第 14~28 d 逐渐下降,说明钙镁磷肥在碱性土壤中能迅速与土壤中的有效镉反应达到动态平衡,而与酸性土壤中的有效镉反应缓慢,在培养的第 28 d 未达到动态平衡. 说明无论酸性土还是碱性土,随着培养时间的延长,施加的调控剂可增强土壤对可交换态镉的固定吸附,但土壤可交换态镉含量变化的动态平衡时间可能与调控剂种类、环境条件以及土壤理化性质等因素有关^[34]. 苏炳林等^[24]曾报道,在设置 50% 田间最大持水量条件下向土壤添加纳米氧化铁,在整个培养的第 0~120 d 期间土壤有效镉呈现先下降再升高趋势.

镁对土壤 Cd 具有一定的表面直接吸附和离子交换作用,可对土壤中镉的有效性进行调节^[35,36]. 本实验从整体上来看,添加氢氧化镁后显著降低了酸性土和碱性土的土壤 EX-Cd 含量 ($P < 0.05$),随着氢氧化镁添加量的增加土壤 EX-Cd 含量呈降低趋势. 说明氢氧化镁对 2 种土壤中的可交换态镉均表现出了钝化效果^[36]. 另一方面,土壤可交换态镉含量的降低也可能是由于 nMg 和 oMg 的施入导致土壤 pH 升高所致. 本实验中,氢氧化镁的添加增加了 2 种土壤在各镉水平下的土壤 pH,且随施加量的增加呈增加趋势;无论是酸性土还是碱性土,在各镉水平下各处理间的土壤 EX-Cd 含量均随着土壤 pH 的增加大致呈降低趋势,表现趋势为线性负相关关系. 实验还发现, nMg 在降低土壤 EX-Cd 含量的效果好于 oMg,但氢氧化镁种类对土壤 pH 的影响并没有达到显著水平. 说明 nMg 在降低土壤 EX-Cd 含量具有更好的效果主要是因为纳米颗粒具有巨大的比表面积,可增强对土壤重金属的吸附作用^[37]. 迟荪琳等^[23]的研究结果也发现,在外源镉污染土壤中,施加纳米沸石对降低土壤中可交换态镉含量的效果优于普通沸石. 从总体来看,氢氧化镁的添加更有利于增强酸性土的土壤 pH 与土壤 EX-Cd 含量的相关性. 可能是因为氢氧化镁是一种中强碱,饱和水溶液的 pH 值为 10.4,加入土壤后更能引起酸性土 pH 的波动^[38]. 这与黄敏等^[31]的研究结果一致.

4 结论

(1)在中性土壤上,在 28 d 的培养过程中,在 1、5、10 和 15 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 EX-Cd FDC 随着培养时间的延长呈先降后升然后趋于平稳,在培养结束时略有回升,未达到动态平衡;在 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理下在第 14 d 时达到最小值,在 10 和 15 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理下在第 4 d 达到最小值. 土壤 CAB-Cd、FeMn-Cd 和 OM-Cd FDC 在培养过程中的变化趋势则与土壤 EX-Cd FDC 相反,呈先增后减然后趋于平稳的趋势,在第 4 d 达到最大,第 14 d 达到最小. 土壤 RES-Cd FDC 在培养过程中大致呈现出逐渐增加然后趋于平稳的趋势.

(2)nMg 和 oMg 均降低了酸性土壤和碱性土壤中的可交换态镉含量. 碱性土 EX-Cd 含量均在培养的第 7 d 时达到最低;酸性土在 1、5 和 10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 镉处理下土壤 EX-Cd 含量在第 21 d 时达到最低值. 相同用量下钝化土壤活性镉的作用以 nMg 大于 oMg.

参考文献:

- [1] 秦余丽. 两个品种黑麦草镉富集特性及相关基因表达差异研究[D]. 重庆: 西南大学, 2018.
- [2] Hu Q L, Zeng W A, Li F, *et al.* Effect of nano zeolite on the transformation of cadmium speciation and its uptake by tobacco in cadmium-contaminated soil [J]. *Open Chemistry*, 2018, **16** (1): 667-673.
- [3] 熊仕娟. 纳米沸石对 Cd 污染土壤的修复效应及机理研究[D]. 重庆: 西南大学, 2016.
- [4] 迟苏琳, 徐卫红, 熊仕娟, 等. 不同镉水平下纳米沸石对土壤 pH、CEC 及 Cd 形态的影响[J]. *环境科学*, 2017, **38**(4): 1654-1666.
Chi S L, Xu W H, Xiong S J, *et al.* Effect of nano zeolites on pH, CEC in soil and Cd fractions in plant and soil at different cadmium levels [J]. *Environmental Science*, 2017, **38** (4): 1654-1666.
- [5] 熊仕娟, 徐卫红, 谢文文, 等. 纳米沸石对土壤 Cd 形态及大白菜 Cd 吸收的影响[J]. *环境科学*, 2015, **36**(12): 4630-4641.
Xiong S J, Xu W H, Xie W W, *et al.* Effect of nano zeolite on chemical fractions of Cd in soil and its uptake by cabbage [J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(12): 4630-4641.
- [6] 秦余丽, 熊仕娟, 徐卫红, 等. 不同镉浓度及 pH 条件下纳米沸石对土壤镉形态及大白菜镉吸收的影响[J]. *环境科学*, 2016, **37**(10): 4030-4043.
Qin Y L, Xiong S J, Xu W H, *et al.* Effect of nano zeolite on chemical fractions of Cd in soil and uptake by Chinese cabbage at different soil pH and cadmium levels [J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(10): 4030-4043.
- [7] 段然, 胡红青, 付庆灵, 等. 生物炭和草酸活化磷矿粉对镉镍复合污染土壤的应用效果[J]. *环境科学*, 2017, **38**(11): 4836-4843.
Duan R, Hu H Q, Fu Q L, *et al.* Remediation of Cd/Ni contaminated soil by biochar and oxalic acid activated phosphate rock [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(11): 4836-4843.
- [8] 袁婷, 王正银, 谷守宽, 等. 低钾配施纳米氢氧化镁对白菜的营养效应研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 2017, **23**(1): 254-261.
Yuan T, Wang Z Y, Gu S K, *et al.* Effect of combined application of low-level potassium fertilizer with nano-Mg(OH)₂ on Chinese cabbage quality [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2017, **23**(1): 254-261.
- [9] 左青青, 王烁康, 赵陈晨, 等. 纳米羟基磷灰石对镉的吸附解吸及对镉污染土壤修复研究[J]. *环境工程*, 2017, **35** (3): 179-183, 151.
Zuo Q Q, Wang S K, Zhao C C, *et al.* Adsorption and desorption of Cd on nHAP and remediation test on Cd contaminated soil [J]. *Environmental Engineering*, 2017, **35** (3): 179-183, 151.
- [10] 刘豫, 姚云柯, 陈胜伦, 等. 纳米氢氧化镁对大白菜产量、Cd 含量及土壤 Cd 形态的影响[J]. *中国农学通报*, 2018, **35** (28): 57-62.
Liu Y, Yao Y K, Chen S L, *et al.* Effect of nano magnesium hydroxide on yield and Cd content of brassica pekinensis and Cd forms of soil [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2018, **35**(28): 57-62.
- [11] 郝建文, 柴多里, 杨保俊. 片状纳米氢氧化镁吸附铅离子吸附平衡与动力学[J]. *硅酸盐通报*, 2012, **31** (5): 1127-1132.
Hao J W, Chai D L, Yang B J. Adsorption equilibrium and kinetics of adsorbing lead ion on nanoflake magnesium hydroxide [J]. *Bulletin of the Chinese Ceramic Society*, 2012, **31** (5): 1127-1132.
- [12] 郭茹. 氢氧化镁及其复合材料吸附去除水中的络合态 Cr(Ⅲ)的研究[D]. 西安: 陕西科技大学, 2019.
- [13] 杨剑虹, 王成林, 代亨林. 土壤农化分析与环境监测[M]. 北京: 中国大地出版社, 2008.
- [14] GB/T 23739-2009, 土壤质量 有效态铅和镉的测定 原子吸收法[S].
- [15] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. *Analytical Chemistry*, 1979, **51**(7): 844-851.
- [16] 林海, 靳晓娜, 董颖博, 等. 膨润土对不同类型农田土壤重金属形态及生物有效性的影响[J]. *环境科学*, 2019, **40** (2): 945-952.
Lin H, Jin X N, Dong Y B, *et al.* Effects of bentonite on chemical forms and bioavailability of heavy metals in different types of farmland soils [J]. *Environmental Science*, 2019, **40** (2): 945-952.
- [17] Yuan C, Jiang G, Liang L, *et al.* Sequential extraction of some heavy metals in Haihe river sediments, People's Republic of China [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, **73**(1): 59-66.
- [18] 刘达, 涂路遥, 赵小虎, 等. 镉污染土壤施硒对植物生长及根际镉化学行为的影响[J]. *环境科学学报*, 2016, **36**(3): 999-1005.
Liu D, Tu L Y, Zhao X H, *et al.* Effect of selenium application to the cadmium-polluted rhizosphere on plant growth and chemical behavior of cadmium [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, **36**(3): 999-1005.
- [19] Lu A X, Zhang S Z, Shan X Q. Time effect on the fractionation of heavy metals in soils [J]. *Geoderma*, 2005, **125**(3-4): 225-234.
- [20] 邵丽群. 改良剂对土壤中外源镉形态转化及生物有效性影响研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2011.
- [21] 刘丽娟. 不同改良剂对镉污染土壤的修复作用及其机理研究

- [D]. 南京: 南京农业大学, 2012.
- [22] 曹胜. 土壤调理剂对不同母质稻田土壤 Cd 形态转化过程的研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2017.
- [23] 周利军, 武琳, 林小兵, 等. 土壤调理剂对镉污染稻田修复效果[J]. 环境科学, 2019, **40**(11): 5098-5106.
- Zhou L J, Wu L, Lin X B, *et al.* Remediation of cadmium contaminated paddy fields using soil conditioners [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 5098-5106.
- [24] 苏炳林, 孙梦强, 林加奖, 等. 绿色合成纳米氧化铁对污染土壤中镉的钝化研究[J]. 环境科学学报, 2019, **39**(3): 908-916.
- Su B L, Sun M Q, Lin J J, *et al.* Immobilization of cadmium in soil by green synthesized iron oxide nanoparticles [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, **39**(3): 908-916.
- [25] 王立群, 罗磊, 马义兵, 等. 不同钝化剂和培养时间对 Cd 污染土壤中可交换态 Cd 的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, **28**(6): 1098-1105.
- Wang L Q, Luo L, Ma Y B, *et al.* Effects of different amendments and incubation times on exchangeable cadmium in contaminated soils [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, **28**(6): 1098-1105.
- [26] 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, 2018, **32**(1): 286-290.
- Wu Y, Du L Y, Liang C H, *et al.* Influence of fixed addition of biochar and natural zeolite on the fraction transform of cadmium in different contaminated soil [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2018, **32**(1): 286-290.
- [27] 王秀丽, 梁成华, 马子惠, 等. 施用磷酸盐和沸石对土壤镉形态转化的影响[J]. 环境科学, 2015, **36**(4): 1437-1444.
- Wang X L, Liang C H, Ma Z H, *et al.* Effects of phosphate and zeolite on the transformation of Cd speciation in soil [J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(4): 1437-1444.
- [28] Ding Y, Luo W, Xu G. Characterisation of magnesium nutrition and interaction of magnesium and potassium in rice[J]. *Annals of Applied Biology*, 2006, **149**(2): 111-123.
- [29] 杜文琪. 外源镁对镉在稻田系统中生物有效性及转运累积的影响[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2018.
- [30] 周宇健. 镁氧化物对水稻吸收积累 Cd 的影响[D]. 长沙: 湖南大学, 2018.
- [31] 黄敏, 陈川红, 杨海舟, 等. 两种典型调控剂对镉污染土壤镉形态的影响[J]. 武汉理工大学学报, 2013, **35**(11): 132-137.
- Huang M, Chen C H, Yang H Z, *et al.* Effects of two typical regulating agents on cadmium fractions in soils contaminated by cadmium[J]. *Journal of Wuhan University of Technology*, 2013, **35**(11): 132-137.
- [32] 翟德伟, 陈爱民, 倪哲明. 纳米氢氧化镁合成及用于含铬废水处理的研究[J]. 科技通报, 2007, **23**(1): 141-145.
- Zhai D W, Chen A M, Ni Z M. Preparation of nanocrystalline magnesium hydroxide and using for wastewater containing chromium disposal [J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2007, **23**(1): 141-145.
- [33] 李洪达, 李艳, 周薇, 等. 稻壳生物炭对矿区重金属复合污染土壤中 Cd、Zn 形态转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, **37**(9): 1856-1865.
- Li H D, Li Y, Zhou W, *et al.* Effects of rice-husk-derived biochar on the morphological transformation of Cd and Zn in mining area soils polluted by heavy metals [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, **37**(9): 1856-1865.
- [34] 王立群. 镉污染土壤原位修复剂及其机理研究[D]. 北京: 首都师范大学, 2009.
- [35] 韩雷, 陈娟, 杜平, 等. 不同钝化剂对 Cd 污染农田土壤生态安全的影响[J]. 环境科学研究, 2018, **31**(7): 1289-1295.
- Han L, Chen J, Du P, *et al.* Assessing the ecological security of the cadmium contaminated farmland treated with different amendments [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2018, **31**(7): 1289-1295.
- [36] 李造煌, 杨文毅, 邹佳玲, 等. 钙镁磷肥对土壤 Cd 生物有效性和糙米 Cd 含量的影响[J]. 环境科学学报, 2017, **37**(6): 2322-2330.
- Li Z H, Yang W T, Zou J L, *et al.* Effects of calcium magnesium phosphate fertilizer on Cd bioavailability in soil and Cd contents in rice [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, **37**(6): 2322-2330.
- [37] 叶兴银, 张卫, 龙精华, 等. 人工纳米颗粒输入对稻田土壤 Cd 形态转化及生物有效性的影响[J]. 环境工程学报, 2018, **12**(12): 3426-3432.
- Ye X Y, Zhang W, Long J H, *et al.* Impact of engineered nanoparticles on Cd chemical speciation and bioavailability in paddy soil [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, **12**(12): 3426-3432.
- [38] 郑军. 纳米氢氧化镁/氧化镁的制备及其抗菌性能研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2013.

CONTENTS

PM _{2.5} Inversion Using Remote Sensing Data in Eastern China Based on Deep Learning	LIU Lin-yu, ZHANG Yong-jun, LI Yan-sheng, <i>et al.</i> (1513)
Regional Air Pollution Process in Winter over the Yangtze River Delta and Its Influence on Typical Northern Cities	LI Rui, LI Qing, XU Jian, <i>et al.</i> (1520)
Influencing Factors of Ozone Concentration in Xi'an Based on Generalized Additive Models	HUANG Xiao-gang, SHAO Tian-jie, ZHAO Jing-bo, <i>et al.</i> (1535)
Spatial and Temporal Distribution Characteristics of Levoglucosan and Its Isomers in PM _{2.5} in Beijing and Six Surrounding Cities	ZHU Hong-xia, TAO Xue-mei, WANG Chao, <i>et al.</i> (1544)
Characteristics and Sources Apportionment of Fine Particulate Matter in a Typical Coastal City During the Heating Period	LI Ming-yan, YANG Wen, WEI Min, <i>et al.</i> (1550)
Characteristics and Source Apportionment of Black Carbon in Chengdu	WANG Lu, YUAN Liang, ZHANG Xiao-ling, <i>et al.</i> (1561)
Effects of VOCs on Ozone Formation in the Tianjin Suburbs in Summer	YAO Qing, HAN Su-qin, ZHANG Yu-fen, <i>et al.</i> (1573)
Source Profiles and Impact of Volatile Organic Compounds in the Coating Manufacturing Industry	WU Jian, GAO Song, CHEN Xi, <i>et al.</i> (1582)
Characteristics of Condensable Particulate Matter in Ultra-low Emission Coal-Fired Power Plants	DENG Jian-guo, WANG Gang, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1589)
Distribution and Source Analysis of Nitrate in Surface Waters of China	ZHANG Xin, ZHANG Yan, BI Zhi-lei, <i>et al.</i> (1594)
Spatial Characteristics and Ecological Risks of Perfluoroalkyl Substances in Coastal Urbanized Areas of China and South Korea	YANG Hong-fa, SHI Bin, ZHOU Yun-qiao, <i>et al.</i> (1607)
Analysis of Water Quality Change and Its Driving Factors of the Xiaoqing River Estuary in Recent Ten Years	FAN Xin-feng, HAN Mei, WANG Lei, <i>et al.</i> (1619)
Distribution of Four Artificial Sweeteners in Water Treatment and Water Supply System in City H of Zhejiang Province	MA Xiao-yan, HU Hui, LU Si-jia, <i>et al.</i> (1629)
Changes in Epilithic Algae Community and Its Relationship with Environmental Factors in the Meixi River, a Tributary of the Three Gorges Reservoir	MI Wen-mei, SHI Jun-qiong, YANG Yan-jun, <i>et al.</i> (1636)
Succession Pattern of Phytoplankton and Its Drivers in Lake Luoma, Jiangsu Province	ZHANG Qing-ji, WANG Ye-yu, WANG Jin-dong, <i>et al.</i> (1648)
Relationship Between Diversity of Aquatic Plant Communities and Water Environmental Factors in Lhalu Wetland	WANG Jia-jun, TIAN Han-xin, ZHOU Lei, <i>et al.</i> (1657)
Evolution Characteristics and Driving Factors of Denitrification Community Based on Network Analysis in the Process of Spring Thermal Layer Formation in Zhoucun Reservoir	ZHOU Shi-lei, SUN Yue, ZHANG Yi-ran, <i>et al.</i> (1666)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Difference Analysis of Nitrogen and Phosphorus in Daihai Lake	ZHAO Li, CHEN Jun-yi, JIANG Xia, <i>et al.</i> (1676)
Sediment Denitrification Rate and Its Response to Exogenous Carbon and Nitrogen in the Ponds and Bottomland of the Chaohu Lakeshore Zone	LI Ru-zhong, WANG Li, LIU Chao (1684)
Phosphate Control Effect and Water Body Remediation of Magnesium Modified Reed Biochar	DING Yu-qin, LI Da-peng, ZHANG Shuai, <i>et al.</i> (1692)
Efficiency of Magnesium Hydroxide Capping and Amendment to Control Phosphorus Release from Sediments	YANG Chun-yi, ZHAN Yan-hui, LIN Jian-wei, <i>et al.</i> (1700)
Characteristics of Chemical Fractions of Dissolved Organic Matter in Road Runoff in Beijing	CHEN Meng-yao, DU Xiao-li, YU Zhen-ya, <i>et al.</i> (1709)
3D Porous Photothermal Materials for High Salt Wastewater Treatment	HUANG Le, XU Ying-feng, XIE Qian-qing, <i>et al.</i> (1716)
Electrocatalytic Oxidation of Sulfadiazine with Ni-Doped Sb-SnO ₂ Ceramic Ring Particle Electrode	SHI Qiu-jun, LIU An-di, TANG Bo-bin, <i>et al.</i> (1725)
Degradation of A07 with Magnetic Fe ₃ O ₄ -CuO Heterogeneous Catalyzed Sodium Percarbonate System	XU Jie, WANG Lin, CHEN Jia-bin, <i>et al.</i> (1734)
Red Mud-activated Peroxymonosulfate for Ciprofloxacin Degradation: Efficiency and Mechanism	SHI Jing-zhuan, WEI Hong, ZHOU Xiao-de, <i>et al.</i> (1743)
Influence of Industrial Wastewater Quality on Advanced Treatment of Microbubble Ozonation	ZHANG Jing, ZHANG Shou-jing, LIU Chun, <i>et al.</i> (1752)
Adsorption Properties of Sludge-hydrochar for Methylene Blue	CHEN Li-yuan, LI Da-peng, ZHU Wen-juan, <i>et al.</i> (1761)
Preparation of Modified Watermelon Biochar and Its Adsorption Properties for Pb(II)	BI Jing-wang, SHAN Rui, HAN Jing, <i>et al.</i> (1770)
Construction and Denitrification Performance of A ² /O Based on Partial Nitrification Coupled with an ANAMMOX System	LIU Xiao-chai, RONG Yi, WEN Li-jie, <i>et al.</i> (1779)
Construction and Mechanism of Methanotroph-based Ultimate Denitrification System for Tailwater of Urban Sewage Plants	YANG Ya-nan, LI Yan-cheng, LI Jiang, <i>et al.</i> (1787)
Impact of Hydraulic Retention Time on Performance of Partial Nitrification Granular Sludge in Continuous Stirred-Tank Reactor	WANG Jian-fang, QI Ze-kun, QIAN Fei-yue, <i>et al.</i> (1794)
Realization Process of Nitrification and Changes in Sludge Characteristics in Granular Sludge Reactor for Low Strength Sewage Treatment	ZHU Lin, CHENG Cheng, SONG Jia-jun, <i>et al.</i> (1801)
Characteristics of Organics Transformation and Sludge Morphology in an ABR for Sewage Treatment with Different HRTs	CHENG Cheng, ZHU Lin, GUO Kai-cheng, <i>et al.</i> (1808)
Effect of Adding Granular Activated Carbon (GAC)/Manganese Dioxide (MnO ₂) for the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge	YANG Bo, JIA Li-juan, XU Hui, <i>et al.</i> (1816)
Trace Metals Pollution and Health Risks for Planning Area Soils of 193 Chinese Cities	LI Kuo, PENG Min, YANG Zheng, <i>et al.</i> (1825)
Assessment of Heavy Metal Pollution in Surface Dust of Lanzhou Schools Based on Random Forests	HU Meng-jun, WANG Jia, ZHANG Ya-yun, <i>et al.</i> (1838)
Contents, Sources, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Soils of Various Functional Zones in Yangzhou City, China	YAO Cheng, NI Jin-zhi, LIU Rui, <i>et al.</i> (1847)
Safety Assessment of Rice Planting in Soil Cadmium Geological Anomaly Areas in Southwest Guangxi	CHEN Tong-bin, PANG Rui, WANG Fo-peng, <i>et al.</i> (1855)
Bioavailability and Influencing Factors of Soil Cd in the Major Farming Areas of Chongqing	WANG Rui, HU Xiao-lan, ZHANG Yong-wen, <i>et al.</i> (1864)
Control of Cadmium Migration and Transformation in Alkaline Paddy Soil-Rice Using Cotton Stalk Biochar	LIU Shi-dou, ZHU Xin-ping, HAN Yao-guang, <i>et al.</i> (1871)
Reduction of Soil Cadmium Activity and Rice Cadmium Content by 4-year-consecutive Application of Organic Fertilizer	XUE Yi, YIN Ze-run, SHENG Hao, <i>et al.</i> (1880)
Effects of Nano-magnesium Hydroxide on the Forms of Cadmium in Different Types of Soil	DENG Ji-bao, ZHANG Chun-lai, XU Wei-hong (1888)
Selenium Uptake Characteristics of Reclaimed Soil-Crop from Mining Wasteland and Its Antagonistic Effects on Heavy Metals	YIN Bing, WANG Jian-fei, SHI Sheng, <i>et al.</i> (1904)
Dynamic Effects of Different Biochars on Soil Properties and Crop Yield of Acid Farmland	YANG Cai-di, ZONG Yu-tong, LU Sheng-gao (1914)
Effects of Fertilizer Reduction and Application of Organic Fertilizer on Soil Nitrogen and Phosphorus Nutrients and Crop Yield in a Purple Soil Sloping Field	ZHU Hao-yu, GAO Ming, LONG Yi, <i>et al.</i> (1921)
Response of Nitrogen Loss Flux in Purple Soil Sloping Field to Reduced Fertilizer and Combining Straw	XIONG Zi-yi, WANG Zi-fang, LONG Yi, <i>et al.</i> (1930)
Effect and Approach of <i>Enteromorpha prolifera</i> Biochar to Improve Coastal Saline Soil	WU Dan, SUN Ping, LU Peng-zhan, <i>et al.</i> (1941)
Vertical Distribution of Soil Dissolved Carbon and Its Influencing Factors in the Artificial Shelterbelt Irrigated with Saline Water in an Extreme Drought Desert	MENG Tian-ge, WU Lu-yao, ZHANG Shao-lei, <i>et al.</i> (1950)
Response of Soil Enzyme Activity and Chemical Properties to Nitrogen Addition in a Korean Pine Plantation	LÜ Lai-xin, SONG Lei, LIU Zhi-li, <i>et al.</i> (1960)
Consumption Capacity of N ₂ O in Paddy Soil and the Response Mechanism of <i>nosZ-I</i> -containing Communities	GUO Jun-li, TIAN Mei-jie, GE Ti-da, <i>et al.</i> (1968)
Predicting the Recycling Potential and Evaluating the Environmental Benefits of Waste Electrical and Electronic Equipment in Beijing-Tianjin-Hebei	CHEN Pan, SHI Xiao-qing (1976)
Relationship Between Urban Industrialization and PM _{2.5} Concentration in China and the Internal Mechanism of EKC	LI Ya-nan, DING Zhen-min, DENG Yuan-jie, <i>et al.</i> (1987)