王丙烁, 黄亦玟, 李 娟, 等. 不同改良剂和水分管理对水稻吸收积累砷的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1835-1843.
WANG Bing-shuo, HUANG Yi-wen, LI Juan, et al. Effect of different amendments and water management on arsenic uptake and accumulation by rice in arsenic contaminated soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(8): 1835-1843.

不同改良剂和水分管理对水稻吸收积累砷的影响

王丙烁[1,2], 黄亦玟[3], 李 娟[2], 龙 健[4], 黄益宗[1*], 韩 廿[1]

(1.农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2.贵州师范大学地理与环境科学学院, 贵阳 550001; 3.北京一零一中学, 北京 100091; 4.贵州师范大学贵州省山地环境信息系统与生态环境保护重点实验室, 贵阳 550001)

摘 要: 为筛选出有效治理As污染农田土壤的修复模式,采用盆栽试验的方法,比较了不同混合改良剂和水分管理对As污染土壤中水稻吸收积累As的影响。结果表明,土壤以及水稻籽粒、茎叶和根系中的As含量在不淹水条件下较低,在淹水条件下较高,在孕穗期至灌浆期淹水条件下处于前两者之间。不同水分管理方式下,添加Si+Mo使籽粒As含量降低4.8%~19.9%,茎叶As含量降低16.9%~56.3%;添加Fe+Ca使籽粒As含量降低26.6%~50.6%,茎叶As含量降低40.3%~81.2%。添加改良剂还能降低水稻根系向茎叶和籽粒转运As的能力。综合而言,不淹水+Fe+Ca处理降低水稻As含量的效果最明显。

关键词: 砷污染土壤;水分管理;改良剂;水稻

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2019)08-1835-09 doi:10.11654/jaes.2019-0585

Effect of different amendments and water management on arsenic uptake and accumulation by rice in arsenic contaminated soil

WANG Bing-shuo[1,2], HUANG Yi-wen[3], LI Juan[2], LONG Jian[4], HUANG Yi-zong[1*], HAN Nian[1]

(1.Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 2.School of Geography and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; 3.Beijing 101 Middle School, Beijing 100091, China; 4.Guizhou Provincial Key Laboratory for Information System of Mountainous Areas and Protection of Ecological Environment, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China)

Abstract: To screen the effective remediation model of As-contaminated farmland, the effect of different mixed amendments and water management on the uptake and accumulation of As in As-contaminated soil were compared using a pot experiment. The results showed the concentrations of As in soil and rice grains, shoots, and roots were lower under the non-flooded conditions, while the higher As concentrations were seen under the flooded conditions. Under different water management methods, compared with the control treatment, with the addition of Si + Mo the concentration of As in grains decreased by 4.8%~19.9% and in shoots by 16.9%~56.3%. With the addition of Fe + Ca, the concentration of As in grains decreased by 26.6%~50.6% and in shoots by 40.3%~81.2%. The addition of amendments could also reduce the ability of As transport from rice roots to shoots and grains. To sum up, the effect of non-flooded + Fe + Ca on reducing As concentration in rice was the most noticeable.

Keywords: arsenic contaminated soil; water management; amendments; rice

收稿日期: 2019-05-27 **录用日期:** 2019-07-04

作者简介: 王丙烁(1993—),女,贵州赤水人,硕士研究生,从事土壤重金属修复研究。E-mail:wangbingshuo@163.com

*通信作者:黄益宗 E-mail:yizonghuang@126.com

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0801500);国家科技支撑计划项目(2015BAD05B02)

Project supported: The National Key R&D Program of China (2017YFD0801500); The National Science and Technology Support Program (2015BAD05B02)

砷(As)是一种非金属元素,因其处于金属与非金属过渡的区域,具有金属性,所以也被称为类金属,又因其毒性与重金属相近而被列为八大土壤重金属之一。As是多种金属矿物开采的副产品,在采矿、提炼、加工等过程中,含As的粉尘、气体、污水以及固体废弃物等进入周围环境,从而导致大气、水源以及土壤环境受到污染,又经过大气沉降、污水灌溉等过程进入到土壤环境造成严重污染。胡毅鸿等[1]对湖南省石门雄黄矿区的As含量进行了研究,结果表明其矿渣表面覆土As含量高达3.8~27.3 g·kg^{-1},矿区周围农田土壤As含量为43.0~2 268.0 mg·kg^{-1},说明含As矿物的开采是周围土壤As的主要来源。生活中的耗能、排污等行为也会成为As污染的来源,主要包括生活垃圾的焚烧、未经处理的生活污水排放、煤炭燃烧以及汽车尾气的排放等,由此产生的废水、废气和废渣中可能含有As[2]。据Matschullat[3]报道,每年全球土壤中的As有2.8×10^7~9.4×10^7 kg是由人为排放。总的来说,人为活动是造成土壤As污染的主要原因,也导致了我国多个地区受As污染严重。赵筱青等[4]研究表明,云南沘江流域农田土壤中As的超标率为16.7%。刘春早等[5]对湘江流域土壤样品进行分析表明,As重度污染占总超标率的2.8%。As的化合物具有很强的毒性,研究发现,低浓度的As能促进水稻发芽和根生长,当As浓度过高时则会产生抑制作用[6]。As浓度过高时,会导致水稻幼苗和根系中的抗氧化酶活性(CAT、POD、SOD)降低,抑制水稻生长,使其生物量减少等[7]。长时间在As污染环境中会导致人体产生慢性As中毒现象,As可通过呼吸道进入人体使肺功能受损[8]。土壤中的As可通过植物的吸收积累进入食物链,从而导致人体中细胞氧化还原能力下降,组织和机体功能受影响,还可能引起多种癌症发生[9-10]。

在土壤重金属修复中,硅酸钠(Si)是常见的钝化剂,其主要修复机理是提高土壤pH值、改变重金属在土壤中的存在形态等[11]。黄益宗等[12]研究表明,添加Si后水稻根系As(Ⅲ)和As(Ⅴ)含量明显降低。薛高峰等[13]发现施Si能提高水稻抗白叶枯病害的能力,并显著提高水稻植株的生物量。钼(Mo)是一种重金属元素,在自然界中普遍存在,是植物和动物正常生长必不可缺的营养元素之一。植物若Mo元素不足,会导致叶片卷曲、枯黄、易长斑点等症状[14]。研究表明,施Mo可提高植物的抗寒、抗盐和抗重金属等胁迫能力[15-17]。石灰是经济、有效的土壤改良剂,能改善土壤结构、养分状况以及土壤微生物群落的数量和组成,并通过改变土壤pH值、土壤阳离子交换量和氧化还原电位等多种机制来影响植物对重金属的吸收[18]。Jamali等[19]研究表明石灰能降低As的生物有效性。据报道,As对植物的胁迫还可以通过施用硫酸铁、硫酸亚铁、零价铁、氯化铁、氧化铁等含Fe物质来缓解[20-22]。研究发现,施Fe处理可显著降低土壤As的迁移性,增强土壤对As的固定,从而降低土壤As的毒性[23-24]。水分管理是一种农业生态修复技术,一般可分为全生育期淹水、不淹水、湿润(保持一定的田间持水量)和不同生育期干湿交替等管理模式。研究表明,水分管理可影响作物对营养元素的吸收、转运和分配,影响作物的光合速率、生物量和产量等。不同水分管理模式导致土壤pH值发生变化,影响土壤重金属的生物有效性和迁移性,从而影响作物对重金属的吸收积累[25]。

不同改良剂和水分管理对水稻吸收积累As的影响尽管有一些研究,但是改良剂组合+水分管理方式对水稻吸收积累As的影响还未见报道。本文比较不淹水、孕穗期至灌浆期淹水、全生育期淹水3个水分管理模式,配合添加改良剂(硅酸钠、钼酸钠、硫酸铁和石灰)对水稻吸收积累As的影响,筛选出有效治理As污染土壤的修复模式,为As污染农田大面积修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 水稻品种

供试水稻品种为潭两优83(国审稻2010002),记为T83,属籼型两系杂交水稻,品种来源于潭农S和潭早183,熟期适中,产量高。T83在长江中下游作双季早稻种植,全生育期平均109.4 d,株型适中,株高82.7 cm,穗长19.4 cm,每穗总粒数109.1粒,结实率84.4%,千粒重26.1 g(选育单位:湘潭市农业科学研究所)。

1.1.2 供试土壤

土壤采集于湖南省浏阳市焦溪村(113°32′13″ E,28°12′32″ N,海拔89 m)污染农田0~20 cm表土,土壤pH值5.48,有机质31.9 g·kg^{-1},阳离子交换量6.54 cmol·kg^{-1},As含量为59.5 mg·kg^{-1}。

1.1.3 改良剂

试验所用改良剂为硅酸钠、钼酸钠、硫酸铁和石灰,均为分析纯。

1.2 试验方案

1.2.1 试验设置

试验共设置3种水分管理方式：不淹水、孕穗期至灌浆期淹水（以下简称间歇淹水）、全生育期淹水。设置3种改良剂组合处理：不添加改良剂（CK）、Si+Mo（200 mg·kg^{-1}硅酸钠+0.5 mg·kg^{-1}钼酸钠）、Fe+Ca（2%硫酸铁+2%石灰）。共9组处理，每组处理重复4次，共36盆。

1.2.2 试验方法

将采集回来的土壤进行风干、研磨、过筛，待用。水稻移栽前一周将不同改良剂以及底肥（氮、磷、钾肥）添加到每盆1.5 kg土壤里，搅拌均匀，每盆加入1500 mL水湿润土壤，放置待用。选取适量籽粒饱满、颗粒大小相当的T83水稻种子，用5%的过氧化氢（H_2O_2）浸泡约15 min以消毒，用去离子水反复冲洗3~5遍，在培养皿中催芽萌发2 d，从中挑选露白一致的种子移入装有蛭石的育苗盘里放置在人工气候室进行培养，14 d后把蛭石盘放到温室，并添加Hoagland（1/10）营养液。Hoagland营养液配方如下：945 mg·L^{-1} $Ca(NO_3)_2·4H_2O$、2.86 mg·L^{-1} H_3BO_3、1.81 mg·L^{-1} $MnCl_2·4H_2O$、0.22 mg·L^{-1} $ZnSO_4·7H_2O$、0.08 mg·L^{-1} $CuSO_4·5H_2O$、607 mg·L^{-1} KNO_3、115 mg·L^{-1} $NH_4·H_2PO_4$、493 mg·L^{-1} $MgSO_4·7H_2O$、27.85 mg·L^{-1} $FeSO_4·7H_2O$、37.25 mg·L^{-1} EDTA-Na_2、0.02 mg·L^{-1} $(NH_4)_6Mo_7O_{24}·4H_2O$。30 d后将水稻幼苗移栽到塑料盆里。每日进行水分管理，早晚分别在每盆盆栽里加入100 mL水，天气较热导致水分蒸发较快时，每盆加入200 mL或300 mL水。不淹水处理保持土壤湿润且无多余的水渗透，淹水处理保持水分高出土壤表面约5 cm。间歇淹水处理在孕穗期一开始对此处理每盆多加300 mL水，到灌浆期结束时不再加水，直到恢复不淹水状态，再同其他处理一样加水。水稻移栽到塑料盆后第40 d收取一部分样品，每盆剪一株水稻地上部分测定重金属含量。水稻成熟后分别采集地上部分和地下部分，清洗地下部分时尽量减少根系损伤，将清洗干净的根装入信封后放到80 ℃烘箱中烘干至恒质量。将土壤晾在通风处自然风干，风干后进行研磨，过100目筛，装入自封袋待测。水稻地上部分可拆分为茎叶和籽粒，将茎叶装入大号信封，放入80 ℃烘箱中烘干至恒质量，将籽粒装入自封袋中保存。

1.3 测定方法

分别称取0.25 g植物样品置于消煮管内，每个样品加入7 mL MOS级（高纯）硝酸浸泡过夜；分别称取0.50 g过100目筛的盆栽土壤样品置于消煮管内，每个样品加入10 mL 1+1王水浸泡过夜。用电热消解仪进行消解，消煮液定容到25 mL。用双道原子荧光光度计测定样品中的As含量，用电感耦合等离子体发射光谱仪测定水稻茎叶中Mg、Mn、Ca和K含量。

土壤pH值测定：称取0.4 g盆栽土壤放入离心管中，加入10 mL超纯水（水土比为2.5∶1），振荡1 min，静置30 min以上分层，用pH电极测上层溶液。

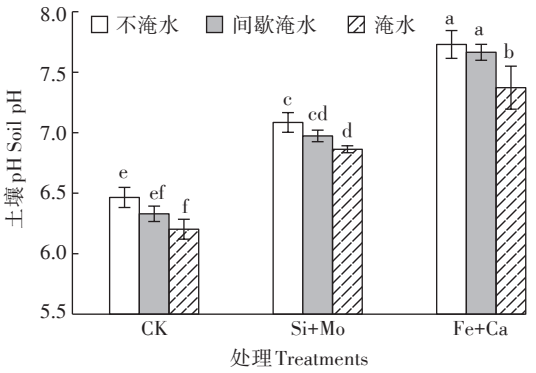
1.4 数据处理

用Microsoft Excel 2010和SPSS 21.0进行试验数据分析以及数据图表绘制，并对不同处理间的数据用单因素方差分析（ANOVA）进行两两比较（Duncan多重比较）以检验差异显著性，试验数据用平均值±标准偏差表示。

2 结果与分析

2.1 不同改良剂和水分管理对土壤pH值的影响

图1为不同处理下As污染土壤pH值，从图中可以看出土壤pH值呈现出一定的规律。在不同水分管理方式下，土壤pH值表现为不淹水>间歇淹水>淹水，不添加改良剂时，不淹水土壤pH值分别比间歇淹水和淹水高0.14个和0.26个单位。添加改良剂后土壤pH值显著提高，与CK相比，施加Si+Mo能提高土壤pH值0.62~0.66个单位，施加Fe+Ca能提高土壤pH值1.17~1.34个单位。Fe+Ca处理在不同水分管理条件下比Si+Mo处理土壤pH值高0.51~0.69个单位，因而，Ca与Si相比可以更有效地增加土壤pH值。在不淹水+Fe+Ca处理下土壤pH达到最大值7.73，比淹水处理下的最小值高1.53个单位。



不同小写字母表示不同处理间差异显著（$P<0.05$）。下同
Different lowercase letters indicate significant differences（$P<0.05$）among different treatments. The same below

图1 土壤pH值

Figure 1 The pH value of soil

2.2 不同改良剂和水分管理对土壤As含量的影响

图2为水稻收割后不同处理下盆栽土壤As含量。在3种水分管理方式下，土壤As含量大致呈现出淹水>间歇淹水>不淹水的规律。不添加改良剂时，淹水处理与不淹水处理相比，As含量增加了3.93 mg·kg^{-1}。在不淹水、间歇淹水和淹水3种水分管理方式下，添加Si+Mo处理的土壤As含量分别比CK高10.2%、19.5%和21.8%；添加Fe+Ca处理的土壤As含量分别比CK高28.4%、23.8%和14.1%。

2.3 不同改良剂和水分管理对水稻茎叶中K、Ca、Mn和Mg含量的影响

As污染土壤条件下水稻茎叶K、Ca、Mn、Mg含量如表1所示。不同水分管理方式中，间歇淹水条件下水稻茎叶K含量最高，并且施加改良剂之后更高，间歇淹水+Si+Mo处理下K含量比CK高9.6%，间歇淹水+Fe+Ca处理下K含量比CK高4.5%。不同水分管理方式中，淹水条件下水稻茎叶Ca含量最高。添加Si+Mo导致Ca含量显著降低，不淹水、间歇淹水和淹水条件下分别比CK低45.1%、36.9%和12.5%。添加Fe+Ca则能使Ca含量增加，但是效果不显著（$P>0.05$）。在添加改良剂之后水稻茎叶Mn含量均低于CK，且Si+Mo处理均达到显著水平（$P<0.05$），不淹水+Si+Mo处理Mn含量最低，与CK相比降低了56.5%。添加改良剂后Mg含量降低，在不淹水、间歇淹水和淹水条件下，Fe+Ca处理的Mg含量分别比CK低3.9%、13.4%和21.9%。

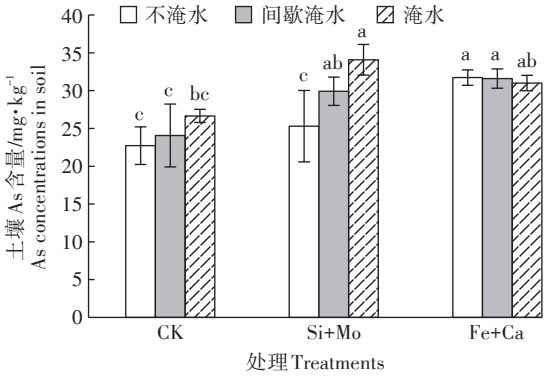


图2 土壤As含量

Figure 2 As concentrations of soil

2.4 不同改良剂和水分管理对水稻吸收积累As的影响

不同水分管理和改良剂处理下水稻籽粒As含量如图3所示。在不添加改良剂时，不淹水处理比间歇淹水和淹水处理下籽粒As含量均低0.42 mg·kg^{-1}。与CK相比，不淹水条件下Si+Mo和Fe+Ca处理分别能使籽粒As含量减少0.11和0.15 mg·kg^{-1}，降低了19.9%和26.6%；间歇淹水条件下Si+Mo和Fe+Ca处理使籽粒As含量降低4.8%和50.6%；淹水条件下Si+Mo和Fe+Ca处理分别导致籽粒As含量降低了12.7%和49.8%。其中，不淹水+Fe+Ca处理的降As效果最好，不淹水+Si+Mo的效果次之。

图4为不同处理下盆栽培养40 d水稻茎叶As含量。从图中可以看出，不淹水+Fe+Ca条件下水稻茎叶As含量最低，淹水条件下As含量最高。在不添加改良剂时，淹水处理导致茎叶As含量比CK增加了54.9%。添加了改良剂之后，与CK相比，水稻茎叶As含量均呈现出下降趋势。不淹水+Si+Mo处理和不淹水+Fe+Ca处理分别使As含量降低16.9%和40.3%；间歇淹水+Si+Mo和间歇淹水+Fe+Ca处理分别使As

表1 不同改良剂和水分管理对水稻茎叶K、Ca、Mn和Mg含量的影响

Table 1 Effects of different amendments and water management on K, Ca, Mn, Mg contents in rice shoots

处理 Treatments	K含量 K concentration/g·kg^{-1}	Ca含量 Ca concentration/g·kg^{-1}	Mn含量 Mn concentration/g·kg^{-1}	Mg含量 Mg concentration/g·kg^{-1}
不淹水	38.61±7.23abc	1.44±0.32a	4.81±0.52b	8.52±0.75a
间歇淹水	44.09±4.17ab	1.22±0.31a	4.37±0.67b	6.42±1.27b
淹水	37.50±2.55abc	1.36±0.19a	6.24±1.32a	7.00±1.10ab
不淹水+Si+Mo	32.42±3.10c	0.79±0.29b	2.09±0.57c	5.66±1.17b
间歇淹水+Si+Mo	48.75±6.71a	0.77±0.11b	2.40±0.13c	5.57±0.65b
淹水+Si+Mo	36.28±3.99bc	1.19±0.48b	2.50±0.22c	6.85±0.80ab
不淹水+Fe+Ca	31.91±9.27c	1.54±0.11a	4.48±1.31b	8.19±0.78a
间歇淹水+Fe+Ca	46.08±7.73ab	1.33±0.32a	1.95±0.39c	5.56±1.05b
淹水+Fe+Ca	39.75±6.13abc	1.57±0.18a	2.94±0.74c	5.47±0.58b

注：不同小写字母表示同一列不同处理间差异显著（$P<0.05$）。下同。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences ($P<0.05$) among different treatments on the same column. The same below.

含量降低35.3%和43.7%;淹水+Si+Mo和淹水+Fe+Ca处理分别使As含量降低33.1%和50.3%。其中,不淹水+Fe+Ca处理的降As效果最好,与CK相比减少了1.90 mg·kg^{-1},降低了40.3%。图5表示不同处理下盆栽培养全生育期水稻茎叶As含量。结合图3、图4可以看出,在不淹水、间歇淹水和淹水条件下全生育期水稻茎叶As含量变化趋势与40 d水稻茎叶As含量和籽粒As含量趋势大体上一致,说明茎叶As含量较高时,籽粒As含量也相应较高。在不添加改良剂时,淹水处理导致茎叶As含量比CK升高了149.0%。不淹水+Si+Mo和不淹水+Fe+Ca处理分别使茎叶As含量降低了40.7%和81.2%;间歇淹水+Si+Mo和间歇淹水+Fe+Ca处理分别使茎叶As含量降低了42.5%和70.0%;淹水+Si+Mo和淹水+Fe+Ca处理分别使茎叶As含量降低了56.3%和63.4%。其中,不淹水+Fe+Ca处理的降As效果最好,与CK相比减少了2.77 mg·kg^{-1},降低率为81.2%。

图6为不同处理下水稻根系As含量。不同水分管理方式下,水稻根系As含量呈现出不淹水<间歇淹水<淹水的显著规律。在不添加改良剂时,不淹水处理比间歇淹水和淹水处理分别低74.8%和88.8%;不淹水+Si+Mo处理下水稻根系As含量最低,与CK相比减少了30.23 mg·kg^{-1},下降率为43.2%;淹水+Si+Mo处理下水稻根系As含量最高,与CK相比,增加了81.96 mg·kg^{-1},提高率为13.1%。

表2为不同水分管理和混合改良剂处理下水稻根系到茎叶的As转运系数($TF_{茎叶/根系}$)和水稻根系到籽粒的As转运系数($TF_{籽粒/根系}$)。与没有添加任何改良剂的处理相比,除了不淹水+Si+Mo和不淹水+Fe+Ca处理下的$TF_{籽粒/根系}$略高于CK外,添加混合改良剂后水稻As的转运系数$TF_{茎叶/根系}$和$TF_{籽粒/根系}$均有所降低。从表中可以看出,根系到茎叶再到籽粒,从下到上转运的As逐渐减少。不同水分管理对水稻转运系数的影响也呈现出一定的规律性,As转运系数基本

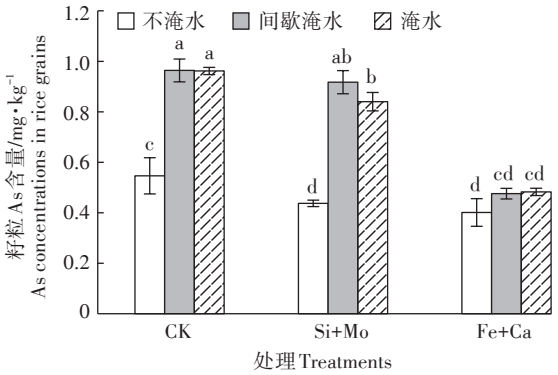


图3 不同改良剂和水分管理对水稻籽粒As含量的影响

Figure 3 Effects of different amendments and water management on As concentrations in rice grains

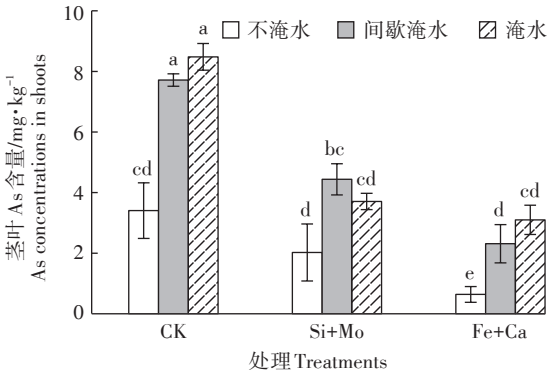


图5 不同改良剂和水分管理对水稻茎叶As含量的影响(全生育期)

Figure 5 Effects of different amendments and water management on As concentrations in rice shoots(complete breeding period)

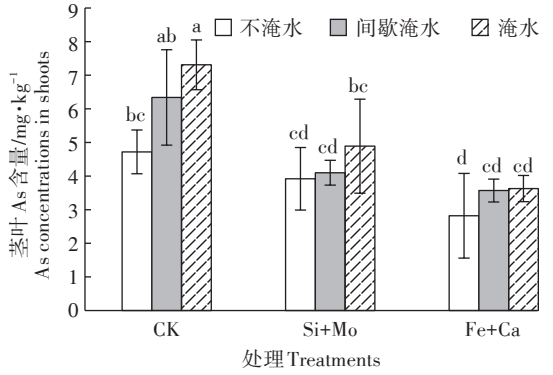


图4 不同改良剂和水分管理对水稻茎叶As含量的影响(40 d)

Figure 4 Effects of different amendments and water management on As concentrations in rice shoots(40 d)

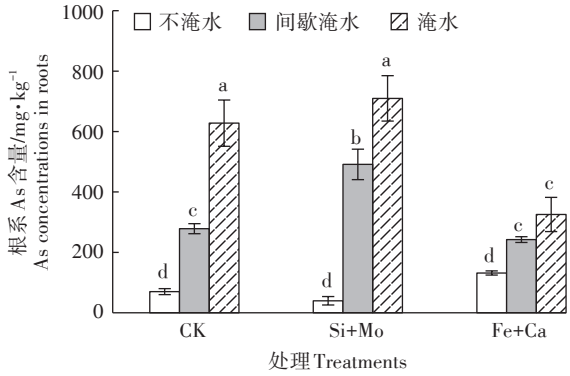


图6 不同改良剂和水分管理对水稻根系As含量的影响

Figure 6 Effects of different amendments and water management on As concentrations in rice roots

表2 水稻各部位的As转运系数

Table 2 Translocation factors of As in various parts of rice

处理Treatments	$TF_{茎叶/根系}$ $TF_{Shoot/Root}$	$TF_{籽粒/根系}$ $TF_{Grain/Root}$
不淹水	0.049 6±0.021 5a	0.008 2±0.000 7a
间歇淹水	0.027 1±0.001 7bc	0.003 3±0.000 2b
淹水	0.021 5±0c	0.001 4±0c
不淹水+Si+Mo	0.038 9±0.004 3ab	0.009 2±0.001 3a
间歇淹水+Si+Mo	0.010 2±0c	0.001 9±0.000 2c
淹水+Si+Mo	0.005 0±0c	0.001 2±0.000 1c
不淹水+Fe+Ca	0.004 8±0.001 9c	0.009 7±0.000 3b
间歇淹水+Fe+Ca	0.011 5±0.001 4c	0.002 0±0.000 1c
淹水+Fe+Ca	0.001 5±0.001 8c	0.001 5±0.000 2c

上是不淹水>间歇淹水>淹水。不添加改良剂时，淹水条件$TF_{茎叶/根系}$和$TF_{籽粒/根系}$分别比不淹水降低0.028 1和0.006 8。添加Si+Mo处理后导致$TF_{茎叶/根系}$和$TF_{籽粒/根系}$分别比CK降低21.5%~62.5%和16.7%~40.5%，添加Fe+Ca处理后导致$TF_{茎叶/根系}$和$TF_{籽粒/根系}$分别比CK降低16.5%~90.2%和37.3%~60.2%。

3 讨论

本研究中，添加改良剂和控制水分管理的方式均可调节土壤pH值，其中添加改良剂是导致土壤pH值升高的主要原因。由于硅酸钠的水溶液和石灰显强碱性，施加到土壤中可中和土壤的酸度，导致土壤pH值显著升高，这与前人[22,26]的研究结果一致。不同水分管理方式对土壤pH值的影响，决定于灌溉水所带入O_2的多少。在不淹水条件下，土壤通气状况较好，使土壤中的O_2增加，而CO_2减少，土壤呈氧化状态，土壤中CO_2浓度越低时，土壤pH值越高；在淹水条件下，土壤通气状况较差，导致土壤中的O_2减少，而CO_2增加，土壤呈还原状态，土壤中CO_2浓度越高时，土壤pH值越低。土壤pH值影响着土壤重金属的化学行为，当土壤pH值发生变化时，土壤重金属的生物有效性也随之发生改变，提高土壤pH值可以降低重金属在土壤中的移动性，从而起到稳定土壤重金属的作用[27-28]。Tokunaga等[29]发现，As在土壤中的迁移性受土壤pH值的影响。本研究中，导致土壤pH值最高的不淹水+Fe+Ca处理使得水稻茎叶和籽粒中的As含量达到最低，说明水稻对As的吸收积累与土壤pH值有着密不可分的关系。As污染土壤中添加Si+Mo处理对水稻茎叶中的K、Mg含量没有显著的影响，但是降低了Ca、Mn含量，Fe+Ca处理对水稻茎叶中的K、Ca、Mg含量没有显著的影响，而降低了Mn含量。研究表明，As能降低水稻根系活力，从而影响根系对营养元素的吸收，导致水稻生物量下降[7]。

As对植物的毒害作用非常强，As含量过高可直接导致植物死亡。本研究结果显示，水稻籽粒、茎叶、根系和土壤中的As含量在不淹水条件下相对较低，在淹水条件下相对较高，这与Honma等[30]的研究结果一致。吴佳等[31]也表示，淹水处理会导致水稻各部位中的As含量显著增加。研究表明，淹水条件能够促进土壤中As的还原、活化与甲基化[32]，这是由于厌氧环境可以提高Fe还原菌和As还原菌的活性，导致As附着的Fe矿物还原从而释放出As，使As含量升高[33]。Somenahally等[34]还发现，淹水条件下，地杆菌、希瓦氏菌和厌氧黏细菌等微生物的丰度更高，而这些微生物都与As的还原密切相关。由于水稻自身的生理特性及其淹水种植模式，使其对As具有较强的富集能力[7]。本试验结果显示，添加改良剂后土壤As含量较高，可能是由于水稻对As的吸收积累量相对较低造成的。在不淹水条件下，添加Si+Mo处理使水稻茎叶和籽粒As含量比CK减少0.11~1.39 $mg\cdot kg^{-1}$；添加Fe+Ca处理水稻茎叶和籽粒As含量比CK减少0.15~2.77 $mg\cdot kg^{-1}$。淹水条件下，添加Si+Mo处理使水稻茎叶和籽粒As含量减少0.12~4.77 $mg\cdot kg^{-1}$；添加Fe+Ca处理使水稻茎叶和籽粒As含量减少0.48~5.38 $mg\cdot kg^{-1}$。袁彪等[15]指出，Mo和As之间存在着一定的相互作用，Mo能显著降低水稻茎叶和根系中的As含量，而As能促进水稻根系对Mo的吸收转运。黄益宗等[12]研究结果显示，As浓度为100 $\mu mol\cdot L^{-1}$时，施Si处理能使水稻根系As含量降低64.5%~91.2%。本试验结果发现，Fe+Ca处理对降低水稻中的As含量有较好的效果，石灰有可能促进重金属与土壤中氧化物的结合而产生沉淀，使水稻籽粒中的As含量降低[35]。胡立琼等[20]发现，向土壤中施加含Fe材料可降低As在土壤中的迁移性，对土壤As有很好的稳定效果，从而降低水稻对As的吸收积累。

土壤中的重金属通过水稻根系、茎叶、籽粒的顺序在水稻体内进行转移运输，不同部位积累的重金属含量差异较大[36-37]。由于根系直接接触重金属污染土壤而导致其重金属含量通常比其他部位高，籽粒中重金属含量最低。从表2的转运系数中可以看出，As被根系吸收后仅有一小部分被转移到地上部分。影响水稻对重金属吸收积累的因素有很多，可将其分为外部因素和内部因素。外部因素主要是归结于水稻生长的土壤环境，主要包括重金属的种类和形态、重

金属间的相互作用、土壤动物、土壤微生物、土壤pH、Eh、田间持水量、耕作方式等[38]。内部因素主要是受水稻自身特性的影响,不同类型、不同品种的水稻吸收转运重金属的途径、机制、速率等有所不同,因此不同水稻对重金属的吸收积累特性存在着一定的差异。有研究表明,不同品种的水稻对重金属的吸收积累特性有所不同[39-40],水稻不同基因型对重金属的吸收能力也存在显著差异[41-43]。本研究表明,不同水分管理方式和改良剂处理均能影响水稻根系向茎叶和籽粒转运As的能力。水稻根系-茎叶的转运系数TF_j在添加Si+Mo后降低了21%以上,添加Fe+Ca后降低率最高达到90.2%。水稻根系-籽粒的转运系数TF_z在添加Si+Mo后降低率超过了16%,添加Fe+Ca后降低了37%以上。不淹水条件下,水稻转运系数显著高于淹水条件,这与前人[44]的研究结果一致。龙水波等[44]认为,不同水分管理方式下土壤As价态的变化是影响水稻吸收积累As的主要原因。

4 结论

(1)不同水分管理对土壤pH值有调节作用,不淹水条件下土壤pH值处于相对较高的状态,淹水条件下相对较低,而水稻各部分的As含量则呈现出与之相反的规律,不淹水条件更好地降低了水稻籽粒、茎叶和根系对As的吸收积累。

(2)添加不同改良剂能提高土壤pH值。两种混合改良剂对水稻各部位As含量的降低能起到一定的作用,相比较而言,Fe+Ca比Si+Mo处理的降As效果更好。不淹水+Fe+Ca处理是本试验结果筛选出来的最优方案,下一步可在As污染农田进行试验验证,从而在农田As污染治理中推广应用。

参考文献:

[1] 胡毅鸿,周 蕾,李 欣,等.石门雄黄矿区As污染研究I: As空间分布、化学形态与酸雨溶出特性[J].农业环境科学学报,2015,34(8):1515-1521.
HU Yi-hong, ZHOU Lei, LI Xin, et al. Arsenic contamination in Shimen realgar mine I: As spatial distribution, chemical fractionations and leaching[J]. *Journal of Agro-Environment Sciencce*, 2015, 34(8):1515-1521.

[2] 黄益宗,郝晓伟,雷 鸣,等.重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J].农业环境科学学报,2013,32(3):409-417.
HUANG Yi-zong, HAO Xiao-wei, LEI Ming, et al. The remediation technology and remediation practice of heavy metals-contaminated soil [J]. *Journal of Agro-Environment Sciencce*, 2013, 32(3):409-417.

[3] Matschullat J. Arsenic in the geosphere: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, 249(1):297-312.

[4] 赵筱青,李丽娇,杨红辉,等.云南沘江流域农田土壤重金属Pb、Zn、Cd、As的地球化学特征[J].地球学报,2012,33(3):331-340.
ZHAO Xiao-qing, LI Li-jiao, YANG Hong-hui, et al. The geochemical characteristics of heavy metals in agricultural soils of the Bijiang watershed in Yunnan Province[J]. *Acta Geoscientica Sinica*, 2012, 33(3):331-340.

[5] 刘春早,黄益宗,雷 鸣,等.湘江流域土壤重金属污染及其生态环境风险评价[J].环境科学,2012,33(1):260-265.
LIU Chun-zao, HUANG Yi-zong, LEI Ming, et al. Soil contamination and assessment of heavy metals of Xiangjiang River basin[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(1):260-265.

[6] 李仁英,沈孝辉,张耀鸿,等.无机砷对不同水稻品种种子萌发和幼苗光合生理的影响[J].农业环境科学学报,2014,33(6):1067-1074.
LI Ren-ying, SHEN Xiao-hui, ZHANG Yao-hong, et al. Effects of inorganic arsenic on seed germination and photosynthetic characteristics of various rice cultivars[J]. *Journal of Agro-Environment Sciencce*, 2014, 33(6):1067-1074.

[7] 黄益宗,蒋 航,王 农,等.外源褪黑素对砷胁迫下水稻幼苗生长的影响[J].生态学杂志,2018,37(6):1738-1743.
HUANG Yi-zong, JIANG Hang, WANG Nong, et al. Effects of exogenous melatonin on the growth of rice seedlings under As stress[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(6):1738-1743.

[8] Smith A H, Ercumen A, Yuan Y, et al. Increased lung cancer risks are similar whether arsenic is ingested or inhaled[J]. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2009, 19(4):343-348.

[9] Ferreira-Baptista L, Miguel E D. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment[J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(25):4501-4512.

[10] Hung C L H, So M K, Connell D W, et al. A preliminary risk assessment of trace elements accumulated in fish to the indo-pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in the northwestern waters of Hong Kong[J]. *Chemosphere*, 2006, 144(1):190-196.

[11] 赵明柳,唐守寅,董海霞,等.硅酸钠对重金属污染土壤性质和水稻吸收Cd Pb Zn的影响[J].农业环境科学学报,2016,35(9):1653-1659.
ZHAO Ming-liu, TANG Shou-yin, DONG Hai-xia, et al. Effects of sodium silicate on soil properties and Cd, Pb and Zn absorption by rice plant[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9):1653-1659.

[12] 黄益宗,石孟春,招礼军.水稻根系吸收砷的动力学特征及硅的缓解机制[J].生态毒理学报,2010,5(3):433-438.
HUANG Yi-zong, SHI Meng-chun, ZHAO Li-jun. Uptake kinetics of arsenic species in two genotypes of rice plants and mitigatory mechanism of silicon[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2010, 5(3):433-438.

[13] 薛高峰,孙万春,宋阿琳,等.硅对水稻生长、白叶枯病抗性及病程相关蛋白活性的影响[J].中国农业科学,2010,43(4):690-697.
XUE Gao-feng, SUN Wan-chun, SONG A-lin, et al. Influence of silicon on rice growth, resistance to bacterial blight and activity of pathogenesis-related proteins[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(4):

690-697.

[14] 曹 恭, 梁鸣早. 钼——平衡栽培体系中植物必需的微量元素[J]. 土壤肥料, 2004, 3:52-55.
CAO Gong, LIANG Ming-zao. Trace elements necessary for plants in molybdenum: Balanced cultivation system[J]. *Soils and Fertilizers*, 2004, 3:52-55.

[15] 袁 彪, 黄益宗, 蔡立群, 等. 外源Mo降低As(Ⅲ)和As(Ⅴ)对水稻的毒性及As的积累[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(1):219-227.
YUAN Biao, HUANG Yi-zong, CAI Li-qun, et al. Molybdenum reduced the toxicity and accumulation of As(Ⅲ) and As(Ⅴ) in rice seedling[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2017, 12(1):219-227.

[16] 赵秋芳, 胡承孝, 孙学成. 冬小麦小同钼效率品种钼吸收差异及其与根系形态特征的关系[J]. 华中农业大学学报, 2013, 32(2):67-71.
ZHAO Qiu-fang, HU Cheng-xiao, SUN Xue-cheng. Differences of molybdenum absorption and its relationship with root morphology between two winter wheat cultivars with different Mo-efficiency[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2013, 32(2):67-71.

[17] 张 木, 胡承孝, 孙学成, 等. 钼、硒单施及配施对盐胁迫下小白菜生长的影响[J]. 华中农业大学学报, 2014, 33(5):50-56.
ZHANG Mu, HU Cheng-xiao, SUN Xue-cheng, et al. Effects of applying molybdenum and selenium on growth of pakchoi cabbage under salt stress[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2014, 33(5):50-56.

[18] 陈远其, 张 煜, 陈国梁. 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.
CHEN Qi-yuan, ZHANG Yu, CHEN Guo-liang. Remediation of heavy metal contaminated soils by lime: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(8):1419-1424.

[19] Jamali M K, Kazi T G, Arain M B, et al. Effect of liming on the distribution of heavy metals in untreated industrial sewage sludge produced in Pakistan for the cultivation of *Sorghum bicolor*(L.)[J]. *The Environmentalist*, 2008, 28(4):366-375.

[20] 胡立琼, 曾 敏, 雷 鸣, 等. 含铁材料对污染水稻土中砷的稳定化效果[J]. 环境工程学报, 2014, 8(4):1599-1604.
HU Li-qiong, ZENG Min, LEI Ming, et al. Stabilization effects of iron-containing materials on arsenic in contaminated paddy soils[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, 8(4):1599-1604.

[21] 胡立琼, 曾 敏, 雷 鸣, 等. 零价铁固定稻田土壤砷的持久性研究[J]. 水土保持学报, 2014, 28(2):267-271.
HU Li-qiong, ZENG Ming, LEI Ming, et al. Persistence of immobilization effects on arsenic in paddy soil using zero-valent iron[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 28(2):267-271.

[22] 黄益宗, 郝晓伟. 赤泥、骨炭和石灰对玉米吸收积累As、Pb和Zn的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 3(3):456-462.
HUANG Yi-zong, HAO Xiao-wei. Effect of red mud, bone char and lime on uptake and accumulation of As, Pb and Zn by maize(*Zea mays*) planted in contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 3(3):456-462.

[23] Kumpiene J, Ore S, Renella G, et al. Assessment of zerovalent iron for stabilization of chromium, copper, and arsenic in soil[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144(1):62-69.

[24] Tyrovola K, Nikolaidis N P. Arsenic mobility and stabilization in topsoils[J]. *Water Research*, 2009, 43(6):1589-1596.

[25] 崔晓荧, 秦俊豪, 黎华寿. 不同水分管理模式对水稻生长及重金属迁移特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(11):2177-2184.
CUI Xiao-ying, QIN Jun-hao, LI Hua-shou. Effect of different water management modes on rice(*Oryza sativa* L.) growth and heavy metal transport characteristics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(11):2177-2184.

[26] Sun J, Wu Q T, Lee C C, et al. Cadmium sorption characteristics of soil amendments and its relationship with the cadmium uptake by hyperaccumulator and normal plants in amended soils[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2014, 16(5):496-508.

[27] 安梦洁, 王开勇, 王海江, 等. 改良剂对滴灌棉田镉分布及迁移特征的影响[J]. 水土保持学报, 2018, 32(4):291-296.
AN Meng-jie, WANG Kai-yong, WANG Hai-hong, et al. Effect of conditioners on the distribution and migration of cadmium in drip irrigation cotton field[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2018, 32(4):291-296.

[28] 杨秀敏, 任广萌, 李立新, 等. 土壤pH值对重金属形态的影响及其相关性研究[J]. 中国矿业, 2017, 26(6):79-83.
YANG Xiu-min, REN Guang-meng, LI Li-xin, et al. Effect of pH value on heavy metals form of soil and their relationship[J]. *China Mining Magazine*, 2017, 26(6):79-83.

[29] Tokunaga S, Hakuta T. Acid washing and stabilization of an artificial arsenic-contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2002, 46(1):31-38.

[30] Honma T, Ohba H, Kaneko A, et al. Effects of soil amendments on arsenic and cadmium uptake by rice plants(*Oryza sativa* L. cv. Koshihikari) under different water management practices[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2016, 62(4):349-356.

[31] 吴 佳, 纪雄辉, 魏 维, 等. 水分状况对水稻镉砷吸收转运的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(7):1427-1434.
WU Jia, JI Xiong-hui, WEI Wei, et al. Effect of water levels on cadmium and arsenic absorption and transportation in rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(7):1427-1434.

[32] Huang J H. Impact of microorganisms on arsenic biogeochemistry: A review[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2014, 225(2):1848-1860.

[33] 钟松雄, 何宏飞, 陈志良, 等. 水淹条件下水稻土中砷的生物化学行为研究进展[J]. 土壤学报, 2018, 55(1):1-17.
ZHONG Song-xiong, HE Hong-fei, CHEN Zhi-liang, et al. Advancement in study on biochemical behavior of arsenic in flooded paddy soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55(1):1-17.

[34] Somenahally A C, Hollister E B, Yan W G, et al. Water management impacts on arsenic speciation and iron-reducing bacteria in contrasting rice-rhizosphere compartments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(19):8328-8333.

[35] Xie T H, Li Y Y, Dong H X, et al. Effects and mechanisms on the reduction of lead accumulation in rice grains through lime amendment[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 173(30):266-272.

[36] Liu W J, Zhu Y G, Hu Y, et al. Arsenic sequestration in iron plaque, its accumulation and speciation in mature rice plants (*Oryza Sativa* L.)[J]. *Environmental Science and Technology*, 2006, 40(18):5730-5736.

[37] Williams P N, Lei M, Sun G, et al. Occurrence and partitioning of cadmium, arsenic and lead in mine impacted paddy rice: Hunan, China [J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(3):637-642.

[38] 韩娟英, 张 宁, 舒小丽, 等. 水稻对重金属的吸收特性及其影响因素[J]. 中国稻米, 2018, 24(3):44-48.
HAN Juan-ying, ZHANG Ning, SHU Xiao-li, et al. Absorption of heavy metals in rice and the influence factors[J]. *China Rice*, 2018, 24(3):44-48.

[39] 蔡秋玲, 林大松, 王 果, 等. 不同类型水稻镉富集与转运能力的差异分析[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(6):1028-1033.
CAI Qiu-ling, LIN Da-song, WANG Guo, et al. Differences in cadmium accumulation and transfer capacity among different types of rice cultivars[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(6):1028-1033.

[40] Meharg A A. Arsenic in rice: Understanding a new disaster for South-East Asia[J]. *Trends in Plant Science*, 2004, 9(9):415-417.

[41] 胡 莹, 黄益宗, 段桂兰, 等. 镉对不同生态型水稻的毒性及其在水稻体内迁移转运[J]. 生态毒理学报, 2012, 7(6):664-670.
HU Ying, HUANG Yi-zong, DUAN Gui-lan, et al. Cadmium toxicity and its translocation in two ecotype rice cultivars[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2012, 7(6):664-670.

[42] 胡 莹, 黄益宗, 刘云霞, 等. 砷污染土壤中不同基因型水稻根表铁膜的形成及其对砷吸收的转运的影响[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(6):923-930.
HU Ying, HUANG Yi-zong, LIU Yun-xia, et al. Genotypic differences in iron plaque formation on root surface and their effect on arsenic uptake and translocation in rice (*Oryza sativa* L.) grown in arsenic contaminated soil[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2013, 8(6):923-930.

[43] 冯文强, 涂仕华, 秦鱼生, 等. 水稻不同基因型对铅镉吸收能力差异的研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2):447-451.
FENG Wen-qiang, TU Shi-hua, QIN Yu-sheng, et al. Uptake capacity of different rice genotypes for lead and cadmium from soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2):447-451.

[44] 龙水波, 曾 敏, 周 航, 等. 不同水分管理模式对水稻吸收土壤砷的影响[J]. 环境科学学报, 2014, 34(4):1003-1008.
LONG Shui-bo, ZENG Min, ZHOU Hang, et al. Effect of difference water management modes on soil arsenic uptake by rice plants[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(4):1003-1008.