石兰英,田新民. 兴凯湖地区不同土地利用方式下土壤重金属污染情况及潜在生态风险[J]. 江苏农业科学,2020,48(9):282 - 286,297.
doi:10.15889/j.issn.1002 - 1302.2020.09.053

兴凯湖地区不同土地利用方式下土壤重金属污染情况及潜在生态风险

石兰英, 田新民
(牡丹江师范学院,黑龙江牡丹江 157011)

摘要:为了评价兴凯湖地区在不同土地利用方式下的土壤重金属状况与潜在的生态风险,通过分析该地区 3 种土壤类型(沼泽、旱田和水田)中有机质及砷(As)、铅(Pb)、镉(Cd)、铬(Cr)、铜(Cu)、锌(Zn)和镍(Ni)等 7 种重金属含量,以黑龙江省土壤背景值作为参比值,用 Häkanson 潜在生态危害指数评价重金属的潜在生态风险。结果表明,兴凯湖地区在将沼泽垦殖为水田和旱田的过程中,降低了土壤重金属的累积量;在 3 种类型的土壤中,7 种重金属中 Cd 的含量均显著高于黑龙江省和国家土壤背景值,并超过国家土壤质量二级标准,其他 6 种重金属含量均未超过黑龙江省土壤背景值和国家土壤质量标准。在旱田和水田的不同土壤层(0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30 cm),Cd 含量随土层加深逐渐降低,存在外源性输入特征,而其他 6 种重金属含量无显著梯度变化。变异系数分析结果表明,As 和 Cd 的变幅较大。重金属和有机质间的相关性分析结果表明,Cu 含量与 Cd、Ni、Zn 含量之间均呈显著正相关(r = 1.000、1.000、0.999,P < 0.05);其他重金属含量之间的相关性均不显著;Zn、Cr 含量与有机质含量呈显著负相关(P < 0.05);其他重金属含量与有机质含量之间的相关性均不显著。Häkanson 潜在生态危害评价结果表明,3 种类型的土壤整体上表现为强潜在生态风险,Cd 的贡献率最高,为高生态风险元素。综合研究结果得出,兴凯湖地区在进行农业生产的过程中,应采取相应措施,防控农产品 Cd 污染。

关键词:兴凯湖地区;土壤;重金属;生态风险;沼泽;旱田;水田
中图分类号:X53 **文献标志码:** A **文章编号:**1002 - 1302(2020)09 - 0282 - 05

兴凯湖国家级自然保护区是黑龙江省最大的自然保护区以及三江平原典型沼泽湿地集中分布区,也是我国商品粮后备基地与黑龙江省绿色食品产业区[1-2]。该地区原为森林、草甸和沼泽为主的天然湿地,由于近 60 年的大面积垦殖,使得农田成为该地区主要的景观类型。此外,农业耕作机械化加强、区域交通发展和旅游资源开发等原因已导致该地区的环境受到严重污染[3]。重金属污染是评价土壤污染的重要指标,而关于兴凯湖地区在该领域的研究还未见报道。因此,对兴凯湖地区不同土地利用方式下土壤重金属的积累状况进行研究,对于该地区的农业生产和产品质量控制等具有重要意义。

目前,土壤重金属的研究主要集中在生物富集、时空变异、生态风险及人类活动影响等方面[4-6]。研究发现,重金属污染可导致湿地严重退化[7],由于湿地地势低洼,重金属污染可以通过地表径流等多种途径进入湿地[4,8],超过限定值后,湿地重金属可能进入环境而产生二次污染[9-10]。由于受环境和人类活动的影响,不同湿地土壤的重金属含量存在差异。例如,龙窝湖和太阳阜湿地土壤的镉(Cd)含量超过土壤质量二级标准[11];黄河口盐地碱蓬湿地的砷(As)和 Cd 污染最严重[12];白洋淀、洞庭湖湿地的 Cd、铬(Cr)污染较为严重[13-14];青海湖和西溪湿地土壤的重金属污染相对较轻[15-16]。近些年来,农业土壤也是重金属污染的重灾区,江苏省农田小麦土壤中的 Cd、锌(Zn)、铅(Pb)含量超过土壤背景值[17];太湖地区水稻土的重金属含量存在升高趋势[18];云南哈尼梯田水稻土中的 Cd、Cr 含量高于背景值[19];广州市农业土壤以汞(Hg)、Cd 污染最严重[20]。然而,目前对我国东北地区土壤重金属积累的研究还不多见[21]。不同土地利用方式会造成土壤水文、结构及养分状况的剧烈变化,进而对重金属积累产生影响。因此,有必要揭示兴凯湖地区在不同土地利用方式下土壤

收稿日期:2019 - 03 - 19
基金项目:黑龙江省教育厅基本科研业务费(编号:1353ZD015);牡丹江师范学院青年项目(编号:QN2019009)。
作者简介:石兰英(1980—),女,黑龙江绥滨人,硕士,讲师,主要从事植物生态学、生物地理学方向的研究。E - mail:swxsly@126.com。

重金属的积累状况,评价其潜在生态风险,从而为兴凯湖地区土壤重金属生态风险预警和农产品安全生产提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究地区概况

兴凯湖国家级自然保护区地处黑龙江省东南部密山市境内,该保护区东西长 90 km,南北宽 45 km,总面积为 22.2 万 hm^2。该保护区主要由兴凯湖、沼泽、草甸、森林、农田 5 种类型的生态系统组成,其面积分别为 1.25×10^5、4.64×10^4、1.77×10^2、8.58×10^3、4.27×10^4 hm^2。该地区属于温带大陆性季风气候,年平均气温为 3.1 ℃,无霜期约为 150 d,年降水量约为 750 mm,且降水多集中于夏季,封冻期从 11 月持续至次年 3 月[22]。

本研究选择了能够代表土地利用方式变化的 3 种生境类型(沼泽、旱田和水田)作为分析对象。其中沼泽来自天然沼泽湿地,旱田和水田均来自早期沼泽垦殖。沼泽取样区地理坐标为 45°20′59″N、132°19′14″E,海拔为 100 m,主要覆盖植物为狭叶甜茅(*Glyceria spiculosa*),土壤类型为泥炭沼泽土。旱田取样区地理坐标为 45°20′41″N、132°22′4″E,海拔为 110 m,开垦时间达 60 年以上,该地多年以玉米、大豆轮种,目前为种植 8 年的玉米田。水田取样区地理坐标为 45°20′59″N、132°19′14″E,海拔为 100 m,开垦时间达 35 年以上,多年均种植水稻。玉米、水稻为每年 1 季种植,多年连作,秋末翻耕,深度约为 20 cm,施用无机氮磷钾肥[3]。

1.2　样品的采集与处理

在 2015 年 10 月上旬,对沼泽、旱田和水田各样地进行取样,各样地均随机选取 3 个取样点。沼泽地取 0 ~ 30 cm 土壤,旱田和水田各取 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30 cm 3 个层次土壤,每个取样点按“S”形取 5 个点混合[11]。共采集得到 21 份土样,其中沼泽 3 份,旱田 9 份,水田 9 份。将土样带回实验室后自然风干,磨碎后过 0.149 mm 筛,保存备用。

1.3　测试方法

采用微波消解法测定土壤中的重金属含量。取 0.4 g 土样于消解罐中,依次加入 6 mL HNO_3(优级纯)、3 mL HCl(优级纯)、3 mL HF(优级纯),摇匀后按程序消解。消解结束后,将消解罐置于电热板上加热赶酸至总体积为 5 mL,用去离子水定容至 25 mL。用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP - OES)(Optima 8300,Perkin Elmer)测定土壤重金属浓度,并换算成 1 kg 土壤中重金属的含量(mg),作为该土壤的重金属含量,单位为 mg/kg。有机质含量采用重铬酸钾 - 外加热法测定[11,23]。

1.4　土壤重金属的潜在生态风险评价方法

采用 Häkanson 提出的潜在生态危害指数法评价生态风险[24]。其中单种重金属的潜在生态危害系数(E_i)计算公式如下:$E_i = T_i \times (C_i/S_i)$,式中:$C_i$、$S_i$、$T_i$ 分别代表第 i 种重金属的含量(mg/kg)、参比值(mg/kg)、毒性系数。毒性系数的计算参考文献[25],其中 Zn、铜(Cu)、镍(Ni)、Pb、As、Cd、Cr 的毒性系数分别为 1、5、5、5、10、30、2。多种重金属的潜在生态危害指数(RI)计算公式如下:$RI = \sum E_i$。本研究参照文献[19],按照 Häkanson 的划分方法[24],结合参评重金属的种类和数量,重新划分了评价标准,详见表 1。

表 1　Häkanson 潜在生态危害评价标准

生态危害	E_i	RI
轻微	<30	<60
中等	30 ~ <60	60 ~ <120
强	60 ~ <120	120 ~ <240
很强	120 ~ 240	240 ~ 480
极强	>240	>480

1.5　数据处理

在 Excel 2003 中,以“$\bar{x} \pm s$”的标准对原始数据进行异常值分析,结果显示,全部分析测试结果均为有效数据,无异常值剔除。随后进行重金属污染评价计算。采用 Pearson 相关分析,评价重金属间及重金属与有机质间的相关性;以成对样本 t 检验或单因素方差分析检验重金属含量的差异。统计过程用 SPSS 24.0 完成,用 Excel 2003 作图。

2　结果与分析

2.1　重金属含量分析与评价

对不同土壤层的分析结果表明,在 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30 cm 土层,旱田和水田土壤中的 Cd 含量随着土层深度的加深而逐渐降低($P < 0.05$),存在外源性输入特征;而其他 6 种重金属含量无显著的梯度变化。对各土壤层重金属平均含量的分析结果表明,Cu 含量表现为水田 > 沼泽 > 旱田,差异极显著($P < 0.01$);As 和 Cd 含量表现为沼泽 > 水田 > 旱田,其中 As 含量差异极显著($P < 0.01$),Cd 含量

差异不显著;其他 4 种重金属含量的排序均为沼泽 > 旱田 > 水田,其中 Cr、Ni 含量的差异极显著($P<0.01$),Pb、Zn 含量的差异不显著。进一步比较发现,在 As、Cr、Cu、Ni 和 Zn 含量上,旱田与水田间差异显著($P<0.05$),而在 Pb、Cd 含量上,旱田和水田间无显著差异;沼泽和旱田的 Cr、Cu 和 Ni 含量间差异显著($P<0.05$),其他重金属含量间差异均不显著;沼泽与水田间除 As 外其他各重金属元素含量差异均不显著(表 2)。上述分析表明,兴凯湖地区沼泽向水田和旱田的过渡,减弱了土壤重金属的累积,其中在向旱田的过渡中这种变化更为明显。

将 7 种重金属含量与黑龙江省背景值、国家背景值[16] 及 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》[15] 进行比较发现,Cd 含量明显高于黑龙江省和国家背景值,超过了 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》[15] 中的二级标准,其他 6 种重金属含量均低于黑龙江省、国家背景值或未超标。具体表现如下:在沼泽、旱田、水田中,采样点的 Cd 超标率分别为 100.00%、100.00%、44.44%,Cd 含量超过国家二级标准的比例分别为 95.33%、77.00%、68.33%;相对于黑龙江省、国家背景值,Cd 含量的超标幅度为 420.62% ~581.40%(表 2)。

重金属元素含量的变异系数可以反映某元素在该区域分布和污染程度的差异,变异系数越大,说明该区域各采样点在总体样本中的平均变异程度越大。由表 2 可以看出,7 种重金属含量的变异系数排序为 As > Cd > Zn > Pb > Ni > Cr > Cu,其中 As、Cd 含量在沼泽和水田中的变幅较大,变异系数分别为 68.35% ~200.45%、24.74% ~57.43%,As、Cd 含量在旱田中的变幅较小,分别为 14.12% ~23.95%、6.97% ~12.99%。对不同土壤层间变异系数的分析结果表明,As 和 Cd 含量的层间变幅较大,尤其是 As 含量的层间变幅最大,其中旱田为 100.00% ~160.39%,水田为 100.00% ~200.45%。

2.2　重金属的相关性分析

由表 3 可以看出,在 3 种土壤类型中,Cu 含量与 Cd、Ni、Zn 含量均呈显著正相关($P<0.05$,$r=1.000$、1.000、0.999),其他重金属含量间均无显著相关性,说明 Cu 与 Cd、Ni、Zn 可能存在相同的来源。Zn 与 Cr 含量在旱田土壤中与土壤有机质(SOM)含量之间呈显著负相关($P<0.05$,$r=-0.999$),其他重金属含量与有机质含量之间均无显著相关性。

表 2　不同利用方式下土壤重金属含量及变异系数

样地类型	项目	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
沼泽	平均含量(mg/kg)	3.359 ±1.659a	0.586 ±0.109a	54.500 ±2.248a	17.844 ±0.273a	20.219 ±0.887a	41.375 ±2.91ab	20.559 ±1.218a
	变异系数(%)	68.35 ~121.43	24.74 ~39.25	6.70 ~6.99	2.62 ~2.63	5.41 ~8.81	8.31 ~15.56	4.55 ~13.36
	含量(mg/kg)	2.625 ~7.438	0.356 ~0.731	50.688 ~58.313	17.375 ~18.313	18.438 ~21.313	37.938 ~47.813	20.559 ~21.488
旱田	平均含量(mg/kg)	1.424 ±0.171a	0.531 ±0.034a	43.910 ±1.348b	13.083 ±0.354b	14.343 ±0.262b	34.486 ±2.431b	17.999 ±0.503a
	层间变异系数(%)	100.00 ~160.39	18.46 ~29.00	7.72 ~9.65	5.42 ~6.69	6.19 ~7.41	10.17 ~11.46	5.88 ~8.11
	变异系数(%)	14.12 ~23.95	6.97 ~12.99	3.211 ~6.135	2.86 ~5.42	2.39 ~3.61	9.75 ~13.70	3.02 ~5.58
	含量(mg/kg)	0.000 ~3.708	0.377 ~0.629	40.521 ~48.146	12.208 ~13.792	13.188 ~15.125	30.979 ~38.438	16.540 ~19.058
水田	平均含量(mg/kg)	0.222 ±0.101b	0.505 ±0.043a	53.826 ±1.233a	18.354 ±0.415a	18.896 ±1.230a	41.090 ±1.779a	20.461 ±0.797a
	层间变异系数(%)	100.00 ~200.45	56.24 ~85.74	1.26 ~2.03	0.57 ~0.80	6.29 ~8.71	5.85 ~7.84	3.13 ~3.97
	变异系数(%)	100.00 ~200.45	28.12 ~57.43	3.90 ~4.04	3.86 ~3.98	6.28 ~13.01	4.63 ~8.65	6.54 ~6.94
	含量(mg/kg)	0.000 ~0.667	0.221 ~0.938	53.146 ~54.917	18.250 ~18.500	17.708 ~20.542	38.688 ~44.313	19.648 ~21.102
黑龙江省土壤背景值(mg/kg)		7.30	0.086	58.60	20.00	22.80	70.70	24.20
中国土壤背景值(mg/kg)		11.20	0.097	61.00	22.60	26.90	74.20	26.00
GB 15618—1995 Ⅰ级标准(mg/kg)		15.00	0.200	90.00	35.00	40.00	100.00	35.00
GB 15618—1995 Ⅱ级标准(mg/kg)		—	0.30	—	—	—	—	—
GB 15618—1995 Ⅲ级标准(mg/kg)		—	1.00	—	—	—	—	—

注:同列数据后标有不同小写字母的表示差异显著($P<0.05$)。

表 3　土壤重金属、土壤有机质(SOM)含量之间的相关系数

样地类型	类别	相关系数						
		Cd 含量	Cr 含量	Cu 含量	Ni 含量	Zn 含量	Pb 含量	SOM 含量
沼泽	As 含量	0.150	-0.150	0.169	0.675	0.964	0.555	0.849
	Cd 含量		0.955	1.000*	0.831	0.406	0.906	-0.394
	Cr 含量			0.949	0.628	0.116	0.739	-0.650
	Cu 含量				0.841	0.423	0.914	-0.377
	Ni 含量					0.846	0.988	0.184
	Zn 含量						0.755	0.680
	Pb 含量							0.032
旱田	As 含量	0.729	-0.325	0.039	0.013	-0.242	0.399	0.277
	Cd 含量		-0.884	-0.655	-0.675	-0.840	0.918	0.860
	Cr 含量			0.932	0.941	0.996	-0.997	-0.999*
	Cu 含量				1.000*	0.960	-0.901	-0.949
	Ni 含量					0.967	-0.912	-0.957
	Zn 含量						-0.986	-0.999*
	Pb 含量							0.992
水田	As 含量	-0.339	0.990	0.970	0.969	0.962	0.748	-0.914
	Cd 含量		-0.469	-0.101	-0.561	-0.069	0.371	0.691
	Cr 含量			0.926	0.994	0.914	0.646	-0.963
	Cu 含量				0.880	0.999*	0.887	-0.789
	Ni 含量					0.864	0.560	-0.986
	Zn 含量						0.901	-0.769
	Pb 含量							-0.415

注：* 表示在 0.05 水平上显著相关(双尾)；** 表示在 0.01 水平上显著相关(双尾)。

2.3　土壤重金属的潜在生态风险评价

以黑龙江省土壤背景值作为参比，计算重金属的潜在生态危害指数，参照表 1 的等级指标，将 Cd 定为很强等级，其他重金属为轻微等级(表 4)。根据多种重金属的潜在生态危害指数，确定 3 种土壤类型均为强潜在生态风险等级。其中 Cd 的贡献率最大，它在沼泽、旱田、水田综合潜在生态风险指数中的贡献率分别为 91.07%、92.94%、93.47%。综合分析得出，兴凯湖地区 3 种土壤类型总体为强污染状态，存在强潜在生态风险，引起土壤重金属严重污染的主要元素是 Cd。

表 4　土壤重金属的潜在生态危害系数和潜在生态危害指数

样地类型	参比值	潜在生态危害系数 E_i							潜在生态危害指数 (RI)
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
沼泽	黑龙江省土壤元素背景值	4.60	204.42	1.86	4.46	4.43	4.25	0.59	224.61
旱田	黑龙江省土壤元素背景值	1.95	185.23	1.50	3.27	3.15	3.72	0.49	199.31
水田	黑龙江省土壤元素背景值	0.30	176.16	1.84	4.59	4.14	0.85	0.58	188.46

3　讨论

有研究认为，土壤中的重金属除了源于母质外，主要来源于工业、农业、交通和大气沉降等[26-27]。在本研究所选 3 种土壤类型中，Cd 含量均超过黑龙江省、国家背景值，并超过土壤环境二级标准。多项研究认为，不合格磷肥的施用是土壤中 Cd 累积的重要原因[28-30]，在人类活动对土壤 Cd 的贡献方面，磷肥占 54% ~58%[31]。有研究指出，化肥的施用是兴凯湖地区环境污染的首要来源，其中污染最重的为磷肥[32]。因此本研究认为，3 种土壤类型中 Cd 含量超标，可能与长期施用化肥有关。其他 6 种重金属含量均低于黑龙江省和国家背景值，认为该区域为自然保护区，区域内无工业污染，

煤炭开采企业相距较远,受到工业的影响较小[21],使得 6 种重金属元素(As、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn)均未超过相应背景值。

本研究得出,Cu 含量排序为水田 > 沼泽 > 旱田;As、Cd 含量排序为沼泽 > 水田 > 旱田;其他 4 种元素含量的排序均为沼泽 > 旱田 > 水田。研究发现,Cu、Cd、Ni 和 Zn 是在不合格的化肥与农药中大量残留的重金属[19],农药的大量使用可能是耕作土壤中 Cu 累积的原因[28-30]。本研究还发现,水田的 Cu 含量高于沼泽,可能与稻田使用农药有关。沼泽与旱田、水田相比,地势低洼,农田化肥和农药的施用会产生面源污染,通过地表、地下径流使重金属向沼泽汇聚,使得沼泽中其他重金属含量均高于水田和旱田。此外,每年一季的作物收割也会带走部分土壤养分和重金属[11],导致农田土壤重金属含量降低。因此可见,有必要进行农田作物土壤重金属富集状况的深入研究。

土壤重金属的来源途径可能相同,也可能多样化,相同来源的土壤重金属存在显著的相关性,说明具有同源关系或存在复合污染[23,33]。在本研究中,Cu、Cd、Ni 与 Zn 间呈显著的正相关,说明 Cu 与 Cd、Ni、Zn 具有高度同源性。土壤有机质是土壤肥力的重要指标,可以通过吸附和络合对重金属的生态毒性、环境迁移行为起到决定性的控制作用[19]。一般而言,有机质含量高,作物生物量高,吸收重金属量大,可造成土壤重金属含量降低[21]。有研究发现,土壤中有机质的增加能改变土壤中重金属的化学形态分布,提高重金属的移动性[18]。本研究发现,旱田和水田土壤重金属与有机质存在大量负相关,旱田土壤 Zn、Cr 与土壤有机质之间呈现显著负相关。本研究中重金属含量与土壤有机质含量之间的负相关性,可能与有机质提高了重金属的环境迁移能力有关。

参考文献:

[1]王仁春,苑泽宁,焉申堂. 黑龙江省兴凯湖湿地生态效益补偿研究[J]. 中国林业经济,2016(5):100-104.

[2]陈宜瑜. 中国湿地研究[M]. 长春:吉林科学技术出版社,1995:108-117.

[3]霍莉莉. 沼泽湿地垦殖前后土壤有机碳垂直分布及其稳定性特征研究[D]. 北京:中国科学院大学,2013.

[4]Sun Z G, Mou X J, Tong C, et al. Spatial variations and bioaccumulation of heavy metals in intertidalzone of the Yellow River estuary, China[J]. Catena, 2015, 126:43-52.

[5]Hu G, Bi S P, Xu G, et al. Distribution and assessment of heavy metals off the Changjiang River mouth and adjacent area during the past century and the relationship of the heavy metals with anthropogenic activity[J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 96(1/2):434-440.

[6]郭笑笑,刘丛强,朱兆洲,等. 土壤重金属污染评价方法[J]. 生态学杂志,2011,30(5):889-896.

[7]Guo G H, Wu F C, Xie F Z, et al. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(3):410-418.

[8]Ramos-Mlras J J, Roca-Pérez L, Guzmán-Palomino M, et al. Back-ground levels and baseline values of available heavy metals in Mediterranean greenhouse soils (Spain)[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2011, 110(2):186-192.

[9]Satarug S, Garrett S H, Sens M A, et al. Cadmium, environmental exposure, and health outcomes[J]. Environmental Health Perspectives, 2010, 118(2):182-190.

[10]Xie Z L, Zhao G S, Sun Z G, et al. Comparison of arsenic and heavy metals contamination between existing wetlands and wetlands created by river diversion in the Yellow River estuary, China[J]. Environmental Earth Sciences, 2014, 72(5):1667-1681.

[11]杨艳芳,邵 婷,吕梦宇,等. 龙窝湖湿地不同土地利用方式土壤养分和重金属污染特征[J]. 生态学杂志,2014,33(5):1312-1318.

[12]王耀平,白军红,肖 蓉,等. 黄河口盐地碱蓬湿地土壤-植物系统重金属污染评价[J]. 生态学报,2013,33(10):3083-3091.

[13]Su L Y, Liu J L, Christensen P. Spatial distribution and ecological risk assessment of metals in sediments of Baiyangdian wetland ecosystem[J]. Ecotoxicology, 2011, 20(5):1107-1116.

[14]王 宏. 东洞庭湖湿地土壤重金属的分布特征及风险评价[D]. 长沙:湖南师范大学,2012:42-51.

[15]杨 龙,陈克龙,曹生奎,等. 青海湖典型湿地土壤重金属分布特征[J]. 湿地科学与管理,2012,8(1):30-33.

[16]邵学新,吴 明,蒋科毅. 西溪湿地土壤重金属分布特征及其生态风险评价[J]. 湿地科学,2007,5(3):253-259.

[17]陈京都,戴其根,许学宏,等. 江苏省典型区农田土壤及小麦中重金属含量与评价[J]. 生态学报,2012,32(11):3487-3496.

[18]李恋卿,郑金伟,潘根兴,等. 太湖地区不同土地利用影响下水稻土重金属有效性库变化[J]. 环境科学,2003,24(3):101-104.

[19]任丽华,崔保山,白军红,等. 哈尼梯田湿地核心区水稻土重金属分布与潜在的生态风险[J]. 生态学报,2008,28(4):1625-1634.

[20]徐慧秋,黄银华,吴志峰,等. 广州市农业土壤 As 和 Cd 污染及其对景观异质性的多尺度响应[J]. 应用生态学报,2016,27(10):3283-3289.

[21]曹宏杰,王立民,罗春雨,等. 三江平原地区农田土壤中几种重金属空间分布状况[J]. 生态与农村环境学报,2014,30(2):155-161.

[22]曾 涛. 兴凯湖湿地生态旅游资源评价、监测与开发研究[D]. 哈尔滨:东北林业大学,2010.

(下转第 297 页)

方法有生物修复、物理和物理化学修复、化学修复等,但尚缺乏联合修复的研究。

参考文献:

[1]赵玉林,王　晓,武倩倩. 我国土壤重金属污染现状与治理方法[J]. 中国资源综合利用,2014,32(3):60 – 62.

[2]黄若君. 我国食品安全现状及存在问题分析[J]. 沿海企业与科技,2013(5):13 – 16.

[3]李有文,王　晶,巨天珍,等. 白银区不同功能区土壤重金属污染特征及其健康风险评价[J]. 生态学杂志,2017,36(5):1408 – 1418.

[4]章　骅,何品晶,吕　凡,等. 重金属在环境中的化学形态分析研究进展[J]. 环境化学,2011(1):130 – 137

[5]易　敏,容学军,邓冬梅. 广西元宝山矿区周边农田土壤重金属富集特征及污染评价[J]. 广西科技大学学报,2015,26(2):93 – 98,105.

[6]庞　妍,同延安,梁连友,等. 矿区农田土壤重金属分布特征与污染风险研究[J]. 农业机械学报,2014,45(11):165 – 171.

[7]王　静,王　鑫,吴宇峰,等. 农田土壤重金属污染及污染修复技术研究进展[J]. 绿色科技,2011(3):85 – 88.

[8]张彩峰. 南京市不同功能区土壤重金属污染状况及吸附特征[D]. 南京:南京林业大学,2004:6.

[9]周雯婧,贺　惠. 我国农田土壤重金属污染来源及特点[J]. 科教文汇,2013(240):102 – 103.

[10]周金波,汪　峰,楼一鼎,等. 宁波市农田土壤重金属污染状况调查[J]. 浙江农业科学,2016,57(8):1301 – 1303.

[11]方银娥,陈宗良. 农田土壤重金属污染及修复技术[J]. 广东化工,2013,40(17):159 – 164.

[12]李福燕,李许明,杨　帆,等. 海南岛农田土壤重金属污染的评价及其来源分析[J]. 海南大学学报,2013,31(3):24 – 30.

[13]张继舟,吕　品,于志民,等. 三江平原农田土壤重金属含量的空间变异与来源分析[J]. 华北农学报,2014,29(增刊 1):353 – 359.

[14]陈京都,戴其根,许学宏,等. 江苏省典型区农田土壤及小麦中重金属含量与评价[J]. 生态学报,2012,32(11):189 – 198.

[15]朱玉高. 陕北煤矿区农田土壤重金属污染现状及修复研究[J]. 洁净煤技术,2014,93(5):105 – 108.

[16]谢小进,康建成,闫国东,等. 黄浦江中上游地区农用土壤重金属含量特征分析[J]. 中国环境科学,2010,30(8):1110 – 1117.

[17]李梦红,黄现民,郑家文,等. 新泰市农田重金属污染现状及评价[J]. 安徽农业科学,2009,37(31):15605 – 15608,15623.

[18]陈丽莎,陈志良,肖举强,等. 株洲市农业土壤重金属污染现状调查与评价[C]//中国环境科学学会学术年会论文集(第二卷). 北京:中国环境科学出版社,2011:1760 – 1764.

[19]赵　翔. 襄阳市农田土壤重金属污染调查及评价[J]. 绿色科技,2014(2):207 – 209.

[20]周玲莉,薛南冬,杨　兵,等. 黄淮平原农田土壤中重金属的分布和来源[J]. 环境化学,2013,32(9):114 – 121.

[21]中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社,1990.

[22]生态环境部,国家市场监督管理总局. 土壤环境质量　农用地土壤污染风险管控标准:GB 15618—2018[S]. 北京:中国标准出版社,1995.

[23]徐　奕,梁学峰,彭　亮,等. 农田土壤重金属污染黏土矿物钝化修复研究进展[J]. 山东农业科学,2017,49(2):156 – 162,167.

[24]王公卿. 重金属镉对小麦的影响[J]. 河南农业,2017(4):22.

[25]王涌泉,李　晔,胡　进,等. 复合型调控剂修复镉污染农田土壤的研究[J]. 武汉理工大学学报,2014,36(5):129 – 134.

[26]李　薇. 农田镉污染的危害及其修复治理方法[J]. 粮油加工,2015(9):62 – 64.

[27]周成铭. 研究农田土壤重金属污染状况及修复技术[J]. 环境与保护,2017(14):216 – 217.

[28]熊　璇,唐　浩,黄沈发,等. 重金属污染土壤植物修复强化技术研究进展[J]. 环境科学与技术,2012,35(6):185 – 193.

[29]Cao A, Carucci A, Lai T, et al. Effect of biodegradable chelatingagents on heavy metals phytoextraction with *Mirabilis jalapa* and on its associated bacteria[J]. European Journal of Soil Biology,2007,43(4):200 – 206.

(上接第 286 页)

[23]方　晰,唐志娟,田大伦,等. 长沙城市森林土壤 7 种重金属含量特征及其潜在生态风险[J]. 生态学报,2012,32(23):7595 – 7606.

[24]Häkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sediment ecological approach[J]. Water Research,1980,14:975 – 1001.

[25]徐争启,倪师军,庹先国,等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术,2008,31(2):112 – 115.

[26]Tu C,Zheng C R,Chen H M. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil[J]. Chemosphere,2000,41:133 – 138.

[27]Nouri J,Mahvi A H,Jahed G R,et al. Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities[J]. Environmental Geology,2007,55(6):1337 – 1343.

[28]Tyler G,Balsberg Påhlsson A M,Bengtsson G,et al. Heavy – metal ecology of terrestrial plants,microorganisms and invertebrates[J]. Water,Air,and Soil Pollution,1989,47(3/4):189 – 215.

[29]Mclaughlin M J,Singh B R. Cadmium in soils and plants[M]. Netherlands:Kluwer Academic Publishers,1999:110 – 113.

[30]Lu R K,Shi Z Y,Xiong L M. Cadmium contents of rock phosphates and phosphate fertilizers of China and their effects on ecological environment[J]. Acta Pedologica Sinica,1992,29(2):150 – 156.

[31]何振立. 污染及有益元素的土壤化学平衡[M]. 北京:中国环境科学出版社,1998:129 – 130.

[32]万美英,刘宝玲,蒋志伟. 兴凯湖地区农业面源污染负荷分析[J]. 科技创新与应用,2013,20:5 – 11.

[33]Galley F A,Lloyd O L. Grass and surface soils as monitors of atmospheric metal pollution in central Scotland[J]. Water,Air,and Soil Pollution,1985,24(1):1 – 18.