
综合
治理

污泥中重金属的环境活性及生态风险评估

韦小颖, 郭朝晖, 肖细元

(中南大学 冶金科学与工程学院 环境工程系, 湖南 长沙 410083)

摘要: 研究了湖南省长沙市、株洲市和常德市 10 个污水处理厂剩余污泥中 As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn 的含量和形态特征, 并利用潜在生态危害指数法对污泥农用过程中重金属的生态风险进行了综合评价。结果表明, 城市污泥中富含有机质及 N, P, K 等养分, 然而, 污泥表现为以 Cd 为主的多金属污染, 不能直接农用。污泥中 Cd 含量为 1.43~260 mg/kg, 以可还原态为主, 占全量比例高于 28.9%; As, Pb 的可还原态, Ni, Zn 的酸可溶态和可还原态, Cu 可还原态和氧化态所占比例较高, 表明污泥中重金属的潜在环境活性较高。风险指数评价结果表明, 污泥中 Cd 和 As 是潜在的强生态风险元素; 以工业废水处理为主的污水处理厂污泥重金属单因子生态风险相对较高, 且综合潜在生态风险严重。

关键词: 污泥; 重金属; 改进 BCR 三步连续提取法; 生态风险评估

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2012)04-0203-05

中图分类号: X705

Environmental Availability and Ecological Risks of Heavy Metals in Sewage Sludge

WEI Xiao-ying, GUO Zhao-hui, XIAO Xi-yuan

(Institute of Environmental Engineering, School of Metallurgical Science and Engineering, Central South University, Changsha, Hu'nan 410083, China)

Abstract: The contents and speciation of heavy metals in sewage sludge from 10 wastewater treatment plants in the cities of Changsha, Zhuzhou and Changde of Hu'nan Province were addressed. The potential ecological risk index (I_R) was used to evaluate the ecological risk of heavy metals in the sludge intended for agriculture. The results showed that the sewage sludge was rich in organic matter, nitrogen, phosphorous, and potassium. As sewage sludge could potentially cause multi-metal contamination, especially Cd, sewage sludge should not be directly used for agriculture. The total content of Cd in sewage sludge ranged from 1.43 to 260 mg/kg and the major speciation of Cd was in reducible form with percentage as high as 28.9%. The major speciations of As and Pb in sludge were also in reducible form, those of Ni and Zn were in acid soluble and reducible forms, while those of Cu were in reducible and oxidizable forms, respectively. The results demonstrated that the environmental availability of heavy metals in sewage sludge was high. Based on the results of I_R , Cd and As in the sewage sludge imposed a potentially severe risk. Both the single and comprehensive potential ecological risks of the heavy metals in the sewage sludge from the industrial areas were extremely serious.

Keywords: sewage sludge; heavy metals; the modified BCR sequential extraction procedure; ecological risk assessment

近年来,我国城镇污水处理率不断提高,2010 年污水日处理能力已达到 1.25×10^8 t^[1]。在城市污水处理过程中,一般会产生占污水体积约 0.02% 的城市污泥^[2],大量污泥急需处理与处置。目前,城市污泥处置方法主要有投海、填埋、焚烧、土地利用等。污泥投海因会导致严重的污染问题而被国际海洋法禁

止;填埋法占用大量土地,污泥容易发生渗漏,对场地及周边的环境安全构成危害;污泥焚烧则会产生 SO₂, 二噁英,重金属烟尘等污染。因此,土地利用是城市污泥处置的重要途径之一,正成为世界各国主要的污泥处置方式^[3]。据我国 29 个城市污泥的调查分析表明,城市污泥(不包括工业污泥)中有机质,全 N,

收稿日期:2011-11-22

修回日期:2012-02-04

资助项目:湖南省环保科技计划项目“典型铅锌矿冶区重金属污染土壤芦竹—化学联合生态修复关键技术与示范”(湘财建字[2010]277-27); 中南大学研究生学位论文创新项目“城市污泥中重金属和有机污染物生物净化技术研究”(2010SSXT 167)

作者简介:韦小颖(1988—),女(壮族),广西省河池县人,硕士研究生,主要从事环境生物技术研究。E-mail:weixiaoying0919@163.com。

通信作者:肖细元(1973—),女(汉族),湖南省邵阳县人,博士,讲师,主要从事环境修复技术研究。E-mail:xiaoxy@csu.edu.cn。

全 P 和全 K 含量平均值分别为 384, 27, 14.3 和 7 g/kg, 具有较大的资源利用潜力^[4]。然而, 依据《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002), 我国部分城市污泥中 Cu, Ni 和 Zn 等重金属含量较高^[5-6]。尤其是在一些以工业废水为主的污水处理厂, 污泥中 Pb 含量高达 1 270 mg/kg^[7], 具有较大的潜在环境风险。

污泥中重金属含量主要受处理污水来源影响^[5-6]。污泥中 Cd, Cr, Hg 和 Ni 主要来源于工业废水, Cu, Zn 主要来源于生活污水, Pb 则二者均有^[8]。污泥中重金属的环境活性与其存在形态密切相关^[9]。BCR 连续提取结果表明, 污泥中 Ni, Zn 含量主要为酸可溶态和可还原态^[10-11], Cu 和 Cr 含量主要以氧化态为主^[10, 12-13]。特别是厌氧消化污泥中 Cu 氧化态比例可达 90%^[11], 表明其主要与有机物质结合, 环境活性相对较小。此外, 研究发现, 污泥可还原态 Cu, 酸可溶态 Zn 含量与 pH 值呈显著负相关^[10], 酸性污泥中重金属可交换态比例高于中性污泥的相应比例^[11]。城市污泥中 Cd 形态主要为残渣态, 而工业污泥中 Cd 酸可溶态和可还原态比例较高, 环境风险较大^[11]。Pb 主要存在于残渣态或氧化态中, 较为稳定, 环境风险较低^[7, 10-11]。因此, 对污泥中重金属化学形态和生物活性进行分析并评价其潜在生态风险, 实现污泥综合利用具有重要意义。

2010 年湖南省生活污水排放总量高达 17.2×10^8 t^[14], 随着污水处理率的迅速提高, 产生了大量剩余污泥。如何安全、经济地利用和处理处置城市污泥, 已成为严重的环境问题之一。本研究以长沙及其周边地区几个代表性的污水处理厂的剩余污泥为研究对象, 开展污泥中重金属含量、组分形态和环境活性研究, 并对其潜在生态风险进行评价, 为湖南省乃至我国污水处理厂污泥农用和无害化处置提供科学参考依据。

1 实验材料与方法

1.1 污泥样品采集及处理

2010 年 9—10 月, 从长沙、株洲、常德市的 10 个污水处理厂共采集剩余污泥样品 10 个。其中, 长沙污泥样品 8 个, 1 个为以处理长沙经济开发工业废水为主的污水处理厂剩余污泥, 记为 C₁, 其余为城区生活污水处理厂剩余污泥, 依次记为 C₂, C₃, C₄, C₅, C₆, C₇ 和 C₈; 常德和株洲污水处理厂污泥样品各 1 个, 常德污水处理厂以处理生活污水为主, 株洲污水处理厂以处理株洲清水塘冶炼工业区排放的工业废水为主, 分别记为 D₁ 和 Z₁。将污泥样品在实验室自

然风干, 研磨, 过 100 目筛, 保存于干燥洁净的封口袋中备用。

1.2 污泥理化性质及重金属含量分析与测试方法

污泥 pH 值以及有机质, N, P 和 K 含量分析参照土壤理化性质的测定方法^[15]。污泥中重金属形态采用改进 BCR 三步连续提取法提取^[16], 提取后的残渣和污泥样品根据 USEPA 3050B 方法消解^[17]。连续提取液和污泥消解液中 As, Cd, Cu, Ni, Pb 和 Zn 等重金属含量采用 ICP—OES (IRIS Intrepid II XSP, 美国热电公司) 测定。

1.3 污泥重金属污染风险评估

采用内梅罗综合污染指数评价污泥中重金属的污染风险:

$$I = \sqrt{\frac{(C_i/S_i)_{\max}^2 + (C_i/S_i)_{\text{ave}}^2}{2}}$$

式中: C_i ——污泥中某重金属元素的实测值 (mg/kg); S_i ——污泥中某重金属元素的排放标准值 (mg/kg)。湖南省土壤主要为红壤, 呈酸性 (pH=5.6), 本研究污泥中重金属排放标准值均取《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 的酸性土壤 (pH<6.5) 中重金属最高允许含量^[18]。 $(C_i/S_i)_{\max}$ 为污泥污染指数的最大值, $(C_i/S_i)_{\text{ave}}$ 为污泥污染指数的平均值, I 为综合污染指数。 $I \leq 0.7$ 时为安全样品; $0.7 < I \leq 1$, 污染为警戒级; $1 < I \leq 2$, 为轻污染; $2 < I \leq 3$, 为中污染; $I > 3$, 为重污染。

同时, 采用潜在生态风险指数法^[19-20]对污泥中重金属的潜在生态风险进行评估:

$$F_i = \frac{C_i}{C_e}, \quad F_d = \sum F_i$$

$$E_i = T_i \cdot F_i, \quad I_R = \sum E_i$$

式中: F_i ——某种重金属元素的污染系数; C_i ——某种重金属元素的实测含量 (mg/kg); C_e ——某元素的参比值 (mg/kg), 本研究以湖南省土壤背景值^[21]作为参比值; T_i ——重金属毒性响应系数, 根据 Hakanson 提出的从“元素丰度原则”和“元素释放度”确定 As, Cd, Cu, Ni, Pb 和 Zn 的 T_i 值分别为 10, 30, 5, 5, 5 和 1^[19]; E_i ——某重金属元素的潜在生态风险系数; I_R ——潜在生态风险指数。其中, 潜在生态风险系数 $E_i < 40$ 或 $I_R < 150$, 为低生态风险; $40 \leq E_i < 80$ 或 $150 \leq I_R < 300$, 为中等生态风险; $80 \leq E_i < 160$ 或 $300 \leq I_R < 600$, 为中度生态风险; $160 \leq E_i < 320$ 或 $600 \leq I_R < 1200$, 为重度生态风险; $E_i \geq 320$ 或 $I_R \geq 1200$, 为严重生态风险^[19-20]。

所有数据采用 Excel 2007 软件进行统计分析。

2 结果与讨论

2.1 污泥中有机质和氮磷钾含量

从表1可看出,污水处理厂剩余污泥pH值范围为6.2~7.3,呈中性。污泥中有机质含量范围为129~582 g/kg,全N,全P和全K含量范围依次为9.15~42.0,6.31~31.3和2.83~7.03 g/kg。总体来看,与湖南省土壤中有有机质,全N,全P和全K含量的背景值^[21]相比,污泥样品呈现高有机质,高N,高P和低K的特点。污泥有机质、全N和全K含量普遍低于我国污泥相应的平均值(表1)^[4],但C₁,C₃样品中有机质和全N含量均高于均值,且绝大部分污泥中P含量高于均值。C₁,C₃和C₈污泥中有机质含量达到中国农业行业标准《有机肥料》(NY525—2002)^[22]相应规定值,具有很好的农用价值。

表1 污泥中的pH值,有机质和氮磷钾含量 g/kg

污泥来源	pH值	有机质	全N	全P	全K
Z ₁	7.3	212	9.15	21.6	3.74
C ₁	6.4	563	42.0	26.2	4.63
C ₂	6.5	263	24.7	16.2	3.36
C ₃	6.5	582	39.4	18.6	3.84
C ₄	6.8	222	23.4	23.6	2.83
C ₅	6.3	129	30.7	6.31	7.03
C ₆	6.2	265	20.9	22.5	3.12
C ₇	6.9	166	13.7	13.7	2.94
C ₈	6.7	311	24.3	29.6	4.22
D ₁	6.3	230	13.2	31.3	3.22
湖南省土壤背景值	5.6	21.4	13	3	18.6
中国污泥均值	—	384	27	14.3	7.0
肥料标准	5.5~8.0	300			

注:Z₁,C₁—C₈,D₁为污泥样品编号。下同。

2.2 污泥中重金属含量

从表2可看出,取样城市污泥样品中As含量范围为34.9~232 mg/kg,均高于我国污泥As含量平均水平(20.2 mg/kg)^[6]。污泥中Cd含量普遍较高,来源6个污水处理厂的污泥样品都高于均值。Pb含量范围为49.2~805 mg/kg,5个污泥样品高于均值。除个别样品外,大多数样品中Cu,Ni和Zn含量相对较低。与《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)^[18]比较,污泥中Cd污染较严重,超标率达30%,As,Ni,Zn超标率均为20%,Cu,Pb超标率均为10%。

以处理工业废水为主的污水处理厂剩余污泥Z₁中As,Cd,Pb,Zn含量分别高达232,260,805和12 922 mg/kg,分别为《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)限值^[18]的3.1,52,2.7和

6.5倍;C₁污泥中Cu和Ni含量依次为9 300和341 mg/kg,分别为标准限值的11.6和3.4倍(表2)。这说明以工业废水为主的污水处理厂剩余污泥中重金属含量相对较高,排放具有较大风险。

表2 城市污泥中重金属含量 mg/kg

污泥来源	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Z ₁	232	260	198	87.2	805	12 922
C ₁	34.6	1.87	9 300	341	50.7	597
C ₂	46.2	4.04	113	33.0	63.4	531
C ₃	34.9	2.44	99.9	25.3	49.2	470
C ₄	69.5	5.46	73.4	31.8	89.2	3 866
C ₅	67.2	1.93	56	32.0	183	250
C ₆	39.7	3.76	225	36.8	90.7	997
C ₇	134	7.41	80.1	148	135	495
C ₈	57.8	0	11.1	34.9	108	392
D ₁	40.0	1.43	3.38	34.3	80.1	310
中国污泥均值	20.2	2.01	219	48.7	72.3	1 058
标准限值	75	5	800	100	300	2 000
农用泥 A级	30	3	500	100	300	1 500
质标准 B级	75	15	1 500	200	1 000	3 000

与《城镇污水处理厂污泥处置:农用泥质》(CJ/T309—2009)^[23]标准比较,取样污泥中As含量均高于A级污泥标准,Z₁,C₂,C₄,C₅和C₇等污泥样品中Cd含量高于A级污泥标准,不能直接施用于蔬菜与粮食土地中;Z₁污泥中As,Cd,Zn,C₁污泥中Cu,Ni,C₄中Zn及C₇污泥中As含量高于B级污泥标准,不能直接农用。因此,以处理工业废水为主的污水处理厂的剩余污泥和部分以生活污水为主的污水处理厂的剩余污泥应对其重金属进行处理,可采用生物浸出技术^[24]等方法来降低重金属含量,达到土地利用的目的。

2.3 污泥中重金属的形态特征及其环境活性

根据改进BCR连续提取法分析结果,污泥中Ni,Zn主要以酸可溶态和可还原态存在,As,Cd和Pb可还原态占全量比例较高,Cu可还原态和氧化态比例较高(图1)。其中,以生活污水为主的污水处理厂的剩余污泥中As主要以残渣态存在,其次为可还原态。除C₃和C₆外,其余污泥样品中As的可还原态比例为18.0%~42.0%。Cd以可还原态为主,占全量比例大于43.6%,表明污泥中Cd潜在活性较大。C₂至C₆样品中Cu的可还原态比例达44.2%~54.0%,其余以氧化态为主,特别是C₈和D₁污泥中Cu的氧化态比例高于90.4%。Ni酸可溶态、可还原态含量比例分别为5.8%~27.3%和8.6%~30.9%,但其含量仅分别为1.54~7.67和2.27~10.2 mg/kg,风险较低。Pb主要为残渣态,但可还原

态比例也较高(21.6%~48.8%)。C₂至C₇样品中Zn酸可溶态比例达16.6%~50.2%,C₂至C₇和D₁污泥样品中Zn可还原态比例为28.3%~75.4%。可见,以生活污水为主的污水处理厂剩余污泥中重金属活性较高,但其含量较低,环境风险相对较低。

Z₁污泥和C₁污泥中As,Pb主要以残渣态存在,但其可还原态比例较高,Cd,Cu在Z₁污泥中主要为氧化态,在C₁中主要为酸可溶态和可还原态,Ni,Zn酸可溶态和可还原态比例较高(图1)。此外,

Z₁污泥中Cd可还原态和氧化态含量分别为77.3和144 mg/kg,Zn酸可溶态和可还原态含量分别高达2 969和7 760 mg/kg;C₁污泥中Cu酸可溶态、可还原态和氧化态含量分别为2 023,3 149和3 785 mg/kg,Ni酸可溶态和可还原态含量分别为175和163 mg/kg,均远高于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)标准限值^[18],表明以工业废水为主的污水处理厂剩余污泥中重金属环境活性较高,潜在环境风险较大。

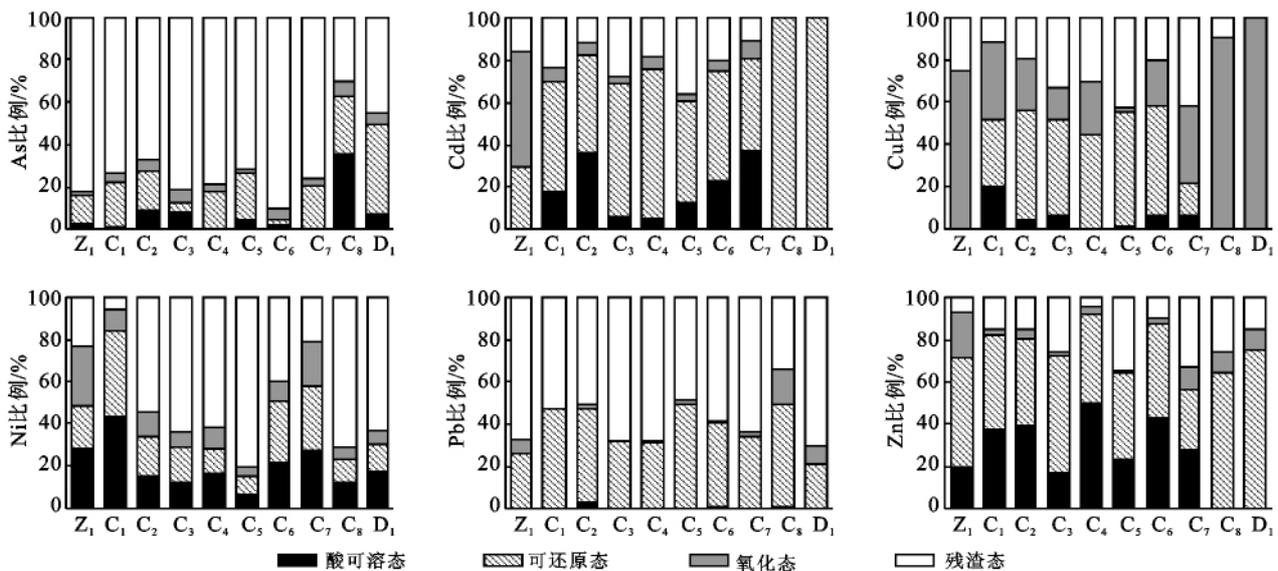


图1 污泥样品(Z₁,C₁…C₈,D₁)中重金属的形态分布比例

本研究10个污泥样中重金属有效态(包括酸可溶态、可还原态和氧化态)含量^[7,10]所占比例较大,大多数超过40%,其中Cd,Cu有效态比例分别高于63.5%,57.3%,Zn有效态比例高达65.6%~92.3%。由于有效态结合的金属易于随外在环境条件(土壤pH,CEC,Eh等)变化迁移释放从而危害环境^[25],因此,这些污泥若农用其重金属的潜在风险值得关注。

2.4 污泥重金属的潜在生态风险评价

根据内梅罗指数分析结果,以生活污水为主的污水处理厂污泥中,C₄,C₇污泥的内梅罗综合污染指数I值分别为1.47和1.42,属轻度污染,其余样品I值均小于0.7,处于安全范畴,污染程度较低(表3)。Z₁和C₁污泥I值分别为37.6和8.44,均为重污染水平,进一步表明以工业废水为主的污水处理厂污泥的重金属污染风险较大。

表3 污泥中重金属的污染程度和潜在生态风险评价

污泥来源	生态风险系数 E_i						综合污染指数 I		生态风险指数 I_R	
	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	取值	污染等级	取值	风险程度
Z ₁	147	61 907	36.3	13.7	136	137	37.6	重度	62 377	严重
C ₁	22.0	445	1703	53.5	8.53	6.32	8.44	重度	2 239	严重
C ₂	29.4	962	20.6	5.17	10.7	5.62	0.60	安全	1 033	重度
C ₃	22.2	581	18.3	3.97	8.28	4.98	0.40	安全	639	重度
C ₄	44.2	1 300	13.4	4.99	15.0	40.9	1.47	轻度	1 419	严重
C ₅	42.8	460	10.3	5.02	30.8	2.65	0.70	安全	551	较重
C ₆	25.3	895	41.3	5.77	15.3	10.6	0.60	安全	993	重度
C ₇	85.2	1 764	14.7	23.2	22.8	5.24	1.42	轻度	1 915	严重
C ₈	36.8	0	2.03	5.47	18.1	4.15	0.60	安全	66.6	轻度
D ₁	25.5	340	0.62	5.38	13.5	3.28	0.40	安全	389	较重

从表3可知,以湖南省土壤背景值^[21]为参比值,除C₈污泥中Cd含量未检出,其他污泥中Cd生态风险指数 E_i 均大于320,属于严重生态风险。C₇污泥中As单因子风险指数 E_i 为85.2,具有较重潜在风险,C₁—C₆,C₈,D₁等生活污水中重金属As,Cu,Ni,Pb,Zn单因子生态风险均为低度或中度。以处理工业废水为主的Z₁污泥中As,Pb,Zn元素 E_i 值分别为147,136和137,生态风险较重,C₁污泥中Cu风险指数 E_i 为1703,为严重生态风险。总体来看,污泥重金属潜在危害性顺序为Cd>As>Cu>Pb>Zn>Ni。Z₁,C₁,C₄,C₇污泥样品综合潜在风险指数 I_R 均大于1200,具有严重生态风险;而C₂,C₃,C₆污泥具有重度生态风险($600 \leq I_R < 1200$)。

综上所述,污泥中的主要生态风险元素是As和Cd。以工业废水处理为主的污水处理厂污泥(Z₁和C₁)中重金属单因子生态风险相对较高,且综合潜在生态风险严重,在处置前必须进行无害化处理;以城市生活污水为主的污水处理厂剩余污泥中重金属的潜在生态风险也应引起重视,防止其长期的累积效应。

3 结论

(1) 污水厂剩余污泥中有机质和氮磷钾含量均很高,具有很好的农用前景。然而,污泥中Cd污染较严重,超标率达30%,As, Ni, Zn超标率均为20%,Cu, Pb超标率均为10%,呈现以Cd为主的多金属污染,不能直接农用。

(2) 污泥中As, Pb主要以残渣态存在,其可还原态比例较大,Cd可还原态,Cu可还原态和氧化态,Ni,Zn酸可溶态和可还原态占很大比例,污泥中重金属环境活性较高。

(3) 污泥中As和Cd是潜在的强生态风险元素。以工业废水处理为主的污水处理厂污泥具有严重生态风险(I_R 值分别为62377和2239),需采取相应处理措施,降低其重金属含量和活性,达到综合利用的要求。

[参 考 文 献]

[1] 中华人民共和国环境保护部. 2010年中国环境状况公报[R]. 2010.

[2] Edward S R, Cliff I D. Introduction to Engineering & the Environment [M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2002.

[3] 徐强. 污泥处理处置技术及装置[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.

[4] 李艳霞, 陈同斌, 罗维, 等. 中国城市污泥有机质及养分

含量与土地利用[J]. 生态学报, 2003, 23(11): 2464-2474.

- [5] 陈同斌, 黄启飞, 高定, 等. 中国城市污泥的重金属含量及其变化趋势[J]. 环境科学学报, 2003, 23(5): 561-569.
- [6] 杨军, 郭广慧, 陈同斌, 等. 中国城市污泥的重金属含量及其变化趋势[J]. 中国给水排水, 2009, 25(13): 122-124.
- [7] Chen Ming, Li Xiaoming, Yang Qi, et al. Total concentrations and speciation of heavy metals in municipal sludge from Changsha, Zhuzhou and Xiangtan in middle-south region of China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 160(2/3): 24-329.
- [8] Paulsrud B, Nedland K. Strategy for land application of sewage sludge in Norway[J]. Water Science and Technology, 1997, 36(11): 283-290.
- [9] Garcia-Delgado M, Rodriguez-Cruz M S, Lorenzo L F, et al. Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants[J]. Science of the Total Environment, 2007, 382(1): 82-92.
- [10] Wang Chao, Li Xiaochen, Wang Peifang, et al. Extractable fractions of metals in sewage sludges from five typical urban wastewater treatment plants of China [J]. Pedosphere, 2006, 16(6): 756-761.
- [11] Wang Chao, Hu Xin, Chen Maolin, et al. Total concentrations and fractions of Cd, Cr, Pb, Cu, Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment plants[J]. Journal of Hazardous Materials, 2005, 119(1/3): 245-249.
- [12] Fuentes A, Llorens M, Saez J, et al. Simple and sequential extractions of heavy metals from different sewage sludges[J]. Chemosphere, 2004, 54(8): 1039-1047.
- [13] Fuentes A, Llorens M, Saez J, et al. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilized sewage sludges [J]. Journal of Hazardous Materials, 2004, 108(3): 161-169.
- [14] 湖南省环境保护厅. 2010年湖南省环境状况公报[R]. 2010.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [16] Rauret G, López-Sánchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. Journal of Environmental Monitoring, 1999, 1(1): 57-61.
- [17] USEPA. Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils[EB/OL]. EPA 3050B, [2010-12-08]. <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/3050b>.

(下转第212页)

一步改善投资环境,吸引更多的投资者来商投资,为商洛水源地可持续发展注入新的活力。

3.2.4 优势—威胁(ST)策略(防御型策略)

(1) 着力培养壮大特色产业。充分发挥商洛地区生物资源和生态资源优势,以开拓西安市场为重点,加大系列营养型、保健型绿色食品开发力度。依靠科技和管理,加快基地规模化、生产标准化、产品无公害化发展步伐,开发富有商洛特色的绿色食品基地,培养壮大绿色食品企业,打造商洛绿色食品品牌。

(2) 生态立市发展循环经济。生态环境是商洛地区经济发展的优势所在,处理好发展与生态环境的关系,促进生态环境与经济良性循环,是实现可持续发展的长期任务^[8]。循环经济可以变资源环境和经济发展两难为“双赢”,有利于经济社会全面、协调、可持续发展。商洛市自然资源与经济社会发展之间的矛盾十分突出,发展循环经济有利于把资源优势转化为发展优势,使商洛市独特的生态资源得以持续利用,推动商洛水源地走上经济发达、生活富裕、生态良好的文明发展道路。

4 结论

在跨流域调水工程中,供水水源地的可持续发展问题一直是人们关注的焦点,水源地的发展与否直接关系到供水水量和水质。作为南水北调中线水源地之一的商洛,在因保护水源发展受限的同时也面临着发展区域经济的良好机遇。随着南水北调中线工程的实施,国内外对水源地的广泛关注,水源地一江清水的生态效益以及国家给予水源地的优惠政策等都

会使商洛市水源地的可持续发展迎来众多的机遇。

通过对影响商洛市水源地可持续发展的因素进行 SWOT 矩阵分析,从而有效地将商洛地区水源地的策略规划目标与全市国民经济发展的全局、区域内部资源、外部环境进行有机整合,明确商洛地区面临的机遇和挑战,转化相对劣势,改造可能威胁,发挥最大优势,赢得发展机会,进一步推动商洛市水源地的可持续发展。

[参 考 文 献]

- [1] 刘建林,梁倩茹,马斌,等.南水北调中线商洛水源地补偿公共政策研究[J].人民黄河,2010,32(11):9-11.
- [2] 张中旺,李新民.南水北调中线工程水源地的主要问题与对策[J].华中师范大学学报:自然科学版,2004,38(4):510-514.
- [3] 史淑娟,李怀恩,刘利年,等.南水北调中线水源区生态补偿研究现状与展望[J].西北大学学报:自然科学版,2009,39(6):1084-1087.
- [4] 刘兆孝,穆宏强,陈蕾.南水北调中线工程水源地保护问题与对策[J].人民长江,2009,40(16):73-75.
- [5] Zhang Na, Noam L, Jin Hongguang. The energy situation and its sustainable development strategy in China [J]. Energy, 2011,36(6):3639-3649.
- [6] Chang Hsuhsi, Huang Wenchih. Application of a quantification SWOT analytical method [J]. Mathematical and Computer Modelling, 2006,43(1/2):158-169.
- [7] 马斌,谭柳,潘惠民.发达国家水源地保护模式研究[J].水利与建筑工程学报,2010,8(3):53-57.
- [8] 曾昭斌.基于生态足迹的南水北调中线水源地可持续发展分析[J].南阳师范学院学报:社会科学版,2009,8(4):8-13.
- [18] 国家环境保护总局.GB 18918—2002 城镇污水处理厂污染物排放标准[S].北京:中国环境出版社,2002.
- [19] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sediment logical approach[J]. Water Research, 1980,14(8):975-1001.
- [20] Chen Cuixue, Lu Yinghua, Hong Jinqing, et al. Metal and metalloids contaminant availability in Yundang Lagoon sediments, Xiamen Bay, China, after 20 years continuous rehabilitation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010,75(1/3):1048-1055.
- [21] 中国环境监测总站.中国土壤元素背景[M].北京:中国环境科学出版社,1990.
- [22] 中华人民共和国农业部.NY525—2002 有机肥料[S].北京:中国农业出版社,2002.
- [23] 中华人民共和国住房和城乡建设部.CJ/T309—2009 城镇污水处理厂污泥处置:农用泥质[S].北京:中国环境出版社,2009.
- [24] Pathak A, Dastidar M G, Sreekrishnan T R. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review[J]. Journal of Environmental Management, 2009,90(8):2343-2353.
- [25] Alonso E, Aparicio I, Santos J L, et al. Sequential extraction of metals from mixed and digested sludge from aerobic WWTPs sited in the South of Spain[J]. Waste Management, 2009,29(1):418-424.

(上接第 207 页)