

基于 GIS 的城市镉元素空间分布特征及其污染评价

谭少军, 谢贤健, 王 厉, 胡艳丹, 胡 琴, 何珠璧

(内江师范学院 地理与资源科学学院, 四川 内江 641100)

摘 要:以内江市城区为研究区,以 GIS 软件为平台,利用单因子污染指数法结合地统计方法,分析了内江市城市土壤镉元素空间分布特征及污染水平。结果表明:内江市土壤镉元素含量偏高,污染较重。总体来看,0—15 cm 镉含量 $[(0.823\ 9 \pm 0.429)\text{mg/kg}]$ 大于 15—30 cm 镉含量 $[(0.637\ 5 \pm 0.306)\text{mg/kg}]$,均高于国家二级标准值 0.3 mg/kg。方差分析表明,不同土地利用类型同国家二级标准值之间镉元素含量差异显著。同时,表层的污染程度较深层大,表层中度和重度污染面积占 95.07%,污染较重;深层轻度污染和中度污染面积占 82.26%,污染较轻。

关键词:土壤;城市;镉元素;GIS;污染评价

中图分类号:X53; X833

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2016)03-0333-05

Spatial Distribution Characteristics of Cd and Evaluation on Cd Pollution Situation in Urban Area Based on GIS

TAN Shaojun, XIE Xianjian, WANG Li, HU Yandan, HU Qin, HE Zhubi

(College of Geography and Resources Science, Neijiang Normal University, Neijiang, Sichuan 641000, China)

Abstract: We selected Neijiang City proper as the study area, used GIS and combined single-factor pollution index method with statistical method to analyze the spatial distribution characteristics of soil Cd in Neijiang City. The contents of Cd in soil and pollution levels in Neijiang urban area are high, on the whole, Cd content of the topsoil (0—15 cm) is $(0.823\ 9 \pm 0.429)\text{ mg/kg}$, which is greater than that in the deep soil (15—30 cm) where the content is $(0.637\ 5 \pm 0.306)\text{ mg/kg}$, and they are higher than the national standard value in soil (0.3 mg/kg), respectively. The contents of Cd are different land-use types vary greatly. Meanwhile, the pollution degree of top soil is more severer than deep soil, and the moderate and severe pollution occupies 95.07% in surface; however, areas of slight and moderate pollution in deep soil occupy 82.26%, indicating the less contamination.

Keywords: soil; city; Cd; GIS; pollution assessment

城市土壤是城市生态系统的一个重要部分,长期被人们忽略。镉元素作为一种重金属元素,虽含量低,但是对城市人类身体健康影响很大,是生物毒性最强的重金属元素之一^[1]。目前国内外很多学者都对此作了相关的研究。例如,符娟林等^[2]利用 GIS 对杭州市区 50 个居民小区镉进行了研究,结果表明,杭州市区居民区存在不同程度的污染情况,以中度和严重污染为主,土壤严重区域呈西北—东南走向;谢炜等^[3]运用 Matlab 和内梅罗污染指数法对桂林市土壤表层镉元素和其他重金属元素污染情况进行了研究,结论表明,不同土地利用污染情况:工业区>主干道>生活区>公园绿地>山区;Burgos 等^[4]运用

Kriging 方法对 Seville, Spain 地区的土壤修复前后镉元素含量的变化进行了分析;Li 等^[5]利用克里格方法,结合 GIS 技术对香港九龙镉元素和其他 5 种重金属元素的空间分布加以研究,并通过热点探测的方法进行污染源的求解。但是,大多数研究立足于较大城市,而很少研究中小城市镉元素的污染情况。

基于此,以内江市城区为研究区,利用描述性统计分析、方差分析和克里格插值方法,分析中小城市表层和深层土壤重金属镉元素空间分布状况,并利用单因子污染指数法,评价市区不同土地利用类型下土壤镉元素污染情况,以期相关部门城市规划及环境治理提供科学依据。

1 研究区概况

内江市城区位于四川盆地中南部,地理坐标为 $103^{\circ}46' - 105^{\circ}4'E, 29^{\circ}34' - 29^{\circ}36'N$,地处沱江中游,以丘陵为主,典型的中亚热带季风气候。包括市城区和东兴区城区部分,分别位于沱江南北岸,城区以紫色土为主,面积为 12.6875 km^2 ,其中工业用地占 0.75 km^2 ,交通用地为 2.688 km^2 ,商业用地为 1.25 km^2 ,公共用地为 0.438 km^2 ,住宅用地为 2.625 km^2 ,农业用地为 4.938 km^2 。2013 年末常住人口 38.4 万人,城区西联资中县和荣县,东接隆昌县,邻近重庆,位于成都和重庆之间的交通要道。同时,受成都和重庆经济辐射较强,具有良好的经济发展的区位条件。近年来,内江市经济快速发展,成为川南城市群,乃至成渝经济区的重要组成部分之一。

2 样品采集和处理分析

2.1 样品采集

在 ArcGIS 10.0 上将内江市城区 1:500 红线图矢量化和格网化,得到 203 个以 $250 \text{ m} \times 250 \text{ m}$ 矩形范围对角线为中心的采样点,以此制作工作手图进行采样。采样时,在每个区域按对角线法分表层(0—15 cm)和深层(15—30 cm)进行采样,并利用 GPS 记录采样点地理位置。然后将每个区域对角线上 3 个采样点的表层土混合,并去掉杂草、石块、垃圾等,取 $1/4$ 后装入准备好的聚乙烯塑料袋内,标记好土样编号。

2.2 样品处理和分析方法

将室外采集的土样(共计 406 个),进行自然风干,然后再用 100 目尼龙筛过筛,将研磨好的土壤样品装入聚乙烯塑料袋。土样消解采用湿法消解,即分别加入硝酸(HNO_3)、氢氟酸(HF)和高氯酸(HClO_4) 5,4,0.5 ml 进行消解。待消解完后,用 1:100 浓度稀硝酸稀释,将消解好的样品过滤并定容至 50 ml。通过石墨炉原子吸收分光光度法(GB/T17141—1997)^[6]测出土样镉的吸收光度值。利用烘干法测出土样含水量。通过电位测定法测出土样 pH 值。

3 研究方法

3.1 单因子污染指数法

本文采用单因子污染指数法,仅考虑单个因子对土壤重金属污染的影响,其计算公式如下:

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中: P_i —— i 的污染指数; C_i —— i 污染物的实测值; S_i —— i 污染物的背景值,背景值参照中国土壤环境质量标准(GB15618—1995)^[7]。设定 X_a, X_c, X_p 为污染

的积累起始值、中度污染值和重度污染值,分别为 0.2, 0.3, 1.0 mg/kg。根据《绿色食品环境质量现状评价纲要(试行)》将污染指数分为 4 个等级:当 $P_i < 1$ 时,为非污染;当 $1 < P_i \leq 2$ 时,为轻度污染;当 $2 < P_i \leq 3$ 时,为中度污染;当 $P_i > 3$ 时,为重度污染。为尽可能避免极差较大的情况,具体公式计算如下^[8]:

$$P_i = \begin{cases} 1 + (C_i - X_a) / (X_c - X_a) & C_i \leq X_a \\ 2 + (C_i - X_c) / (X_p - X_c) & X_c < C_i \leq X_p \\ 3 + (C_i - X_p) / (X_p - X_c) & C_i > X_p \end{cases} \quad (2)$$

3.2 污染水平空间变异特征

在 ArcGIS 10.0 的地统计模块中,通过普通克里格插值,选用球状、指数和高斯模型,进行拟合^[9-10],得到表层和深层镉含量及污染水平分布图。

4 结果与分析

4.1 镉元素含量统计分析

通过 SPSS 17.0 进行描述性统计分析(表 1),可以发现表层和深层镉元素含量总体差异不大,但是表层含量分布较深层含量大。其中,表层和深层土壤镉含量分别为 $0.0492 \sim 2.3417 \text{ mg/kg}$ 和 $0.0342 \sim 1.5899 \text{ mg/kg}$,表层土壤镉含量范围较深层大,但表层含量镉元素含量最小值比深层稍大;其次,二者的偏度系数分别为 0.933 6, 0.537 8,峰度系数分别为 3.600 6, 3.044 7,接近正态分布值 3,符合正态分布。同时,比较表层和深层不同土地利用类型镉含量的标准差,表层为 0.025 1,深层为 0.114 8,表明镉含量的总体差异性较小。

为了更加清晰地刻画不同土地利用类型下表层和深层土壤镉含量空间分异特征,对不同土地利用类型下采样点镉含量同国家二级标准值(0.3 mg/kg)进行比较分析。其中,表层土的不同土地平均镉含量表现为:商业用地>工业用地>公共用地>住宅用地>交通用地>农业用地,超出国家二级标准值的样点数占 91.1%~100%。在 0.01 水平下,将 6 种土地利用类型下镉含量分别同国家二级标准值进行方差分析得到: F 值均大于临界值,且 $p=0.00$,表明土壤镉含量同标准值之间差异极其显著,不同土地利用类型下镉含量差异趋势极为显著。

深层平均镉含量表现为:农业用地>公共用地>住宅用地>交通用地>工业用地>商业用地,超出国家二级标准值样点数占总数的比例为 66.7%~97.6%。在 0.01 水平下,将 5 种土地利用类型同国家二级标准值进行方差分析得到, F 值大于临界值(商业用地在 0.05 水平下的 F 值小于临界值),且 $p=0.00$,表明土壤镉含量同标准值之间差异亦极其显著,不同土

地利用类型下镉含量差异亦极为显著。

4.2 镉元素含量空间插值分析

4.2.1 模型选择和交叉验证 内江市土壤镉元素含量符合正态分布,且样本数超过 80 个^[11],故利用克里格插值较为科学合理。基于此,笔者选取目前较为

成熟的指数(Exponential)、球状(Spherical)和高斯(Gaussian)3 种模型进行拟合分析^[12],根据插值结果预测误差(平均误差、标准化平均误差和标准化均方根误差)挑选出较为合理的方法进行插值。得到各 3 个模型的预测误差(表 2)。

表 1 镉含量统计分析

土地利用类型	土层	样点数	浓度/(mg·kg ⁻¹)		超出背景值		偏度系数	峰度系数	含量范围/(mg·kg ⁻¹)
			平均值	标准差	样本数	百分率/%			
工业用地	表层	12	0.8973	0.6039	19	95.0	1.055	0.327	0.098~2.342
	下层		0.5172	0.2835	14	70.0	0.224	-0.956	0.076~1.019
公共用地	表层	7	0.8713	0.4552	7	100.0	0.599	-1.417	0.465~1.561
	下层		0.7197	0.3413	6	85.7	0.892	1.022	0.296~1.342
交通用地	表层	43	0.792	0.4389	72	91.1	0.893	0.494	0.115~2.144
	下层		0.6049	0.2588	70	88.6	0.195	-0.451	0.034~1.299
农业用地	表层	79	0.7845	0.2892	42	97.7	0.541	1.436	0.049~1.555
	下层		0.7467	0.3618	40	93.0	0.525	-0.132	0.054~1.590
商业用地	表层	20	0.9436	0.4514	12	100.0	1.34	0.909	0.504~1.903
	下层		0.4605	0.2997	8	66.7	0.618	-0.979	0.106~0.976
住宅用地	表层	42	0.8474	0.4379	40	95.2	0.599	-0.66	0.243~1.842
	下层		0.6810	0.2962	41	97.6	0.613	-0.493	0.131~1.366
总计	表层	203	0.8239	0.4296	192	94.6	0.934	0.656	0.049~2.342
	下层		0.6375	0.306	179	88.2	0.538	0.072	0.034~1.590

表 2 克里格插值预测误差

土壤层	模型	平均值	均方根	标准平均值	平均标准误差	标准均方根
表层	球状	0.00128	0.36187	0.00346	0.36751	0.98941
	指数	0.00164	0.36301	0.00447	0.36413	1.00219
	高斯	0.00158	0.36261	0.00416	0.36840	0.98900
深层	球状	-0.00024	0.27561	-0.00136	0.27609	0.99897
	指数	-0.00012	0.27029	-0.00095	0.27273	0.99200
	高斯	-0.00025	0.27562	-0.00135	0.27551	1.00116

由表 2 可知,土壤表层和深层都选取球状、指数和高斯模型进行拟合,得出 3 个模型预测误差的平均值、均方根、标准平均值、平均标准误差和标准均方根值。其中表层镉含量 3 者的标准均方根分别为 0.989 41,1.002 19,0.989 00,指数模型的标准均方根更接近 1。故表层含量选用指数模型进行克里格插值可以得到更好的结果;深层的 3 个模型的 6 个参数亦非常接近,且近似于 0。三者的标准均方根分别为 0.998 97,0.992 0,1.001 16。故深层含量选用高斯模型,可以得到更好的结果。

4.2.2 含量插值结果与分析 土壤中镉的来源主要是工业废渣、废水、大气沉降、累积和扩散,以及含镉废水和大量使用农药和化肥。表层含量采用指数模型进行克里格插值,深层含量采用高斯模型进行克里格插值。利用 ArcGIS 10.0 进行克里格插值分析,得到内江市城区土壤镉元素含量分布预测图(图 1)。由图 1 可知,表层土壤镉含量较深层大。其中,表层土壤镉含量主要集中在 0.04~1.8 mg/kg。镉含量为 0.04~0.6 mg/kg 的主要分布在沱江以南内江九

中、交通小学、翔龙中学以及沱江以北市质监局附近,这里主要是公共用地,受工业及交通污染较小,含量较低;镉含量在 0.6~1.2 mg/kg 的分布范围最广,主要分布在沱江以南的北部、水韵天成及旭天药业附近。这些地方比较接近工业区,多条交通干线经过这些地方,加之分布有一定范围的商业区,镉含量较大;镉含量在 1.2~1.8 mg/kg 及以上的地区主要分布在沱江以南的城西工业园区、高速客运中心、铁路机械学校和火车站附近,以及沱江以北的西雅图和广汇花园附近,工业园区、交通干线商业区分布地,含量最大。深层镉含量主要集中在 0.4~1.2 mg/kg。其中,含量在 0.03~0.4 mg/kg 的区域主要分布在沱江以南的北部、内江九中和市公交公司附近,离城区发达地区相对较远,或者开发时间相对较短,镉含量相对较低;含量在 0.4~0.8 mg/kg 的分布范围最广,沱江以北的大部分地区和沱江以南的大部分地区;而镉含量在 0.8~1.2 mg/kg 及以上的地区主要分布在沱江以南的南部地区,由于交通线经过,有垃圾场分布,土壤镉含量最大。

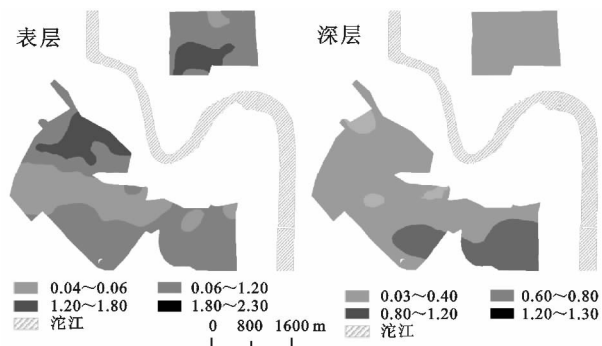


图1 内江市城区土壤镉元素含量分布预测

4.3 土壤重金属镉污染评价

4.3.1 镉元素污染指数统计分析 通过 SPSS 17.0 得出各采样点的镉元素污染指数,分类得到市区镉元素不同污染程度面积所占百分比(图2)。由图2可知,表层和深层以中度污染居多。其中,表层表现为:中度污染>重度污染>轻度污染>非污染,深层则表现为:中度污染>重度污染>非污染>轻度污染。这说明从污染程度来讲,表层和深层都较严重,不同的是表层较深层污染较严重,同时也说明了表层土壤受人为扰动影响更大。

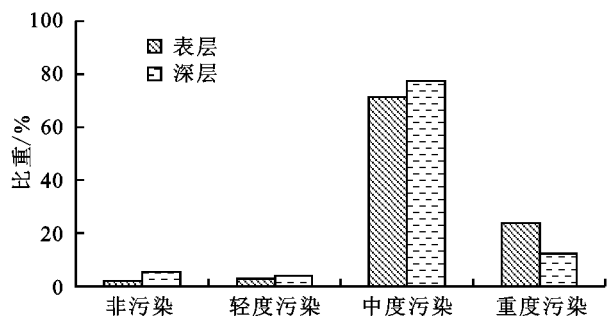


图2 不同污染程度统计

4.3.2 污染指数的克里格插值 据相关研究表明,土壤镉污染主要类型有:水质污染型(工业和城市生活废水)、固体废弃物污染型(工矿业废渣、污泥和城市垃圾)、大气污染型(汽车尾气和工厂飘尘污染物)和综合污染型(同时来源于废水、废气和废渣)^[13-20]。利用已经计算好的各个采样点的污染指数,通过 ArcGIS 10.0 进行克里格插值,得出内江市城区的土壤镉元素污染分布图(图3)。总体来看表层土壤镉污染较深层严重。其中表层土的镉含量以中度污染为主,其次一定范围表现为重度污染,此外少部分地区主要表现为轻度污染。沱江以南的重度污染区主要集中在城西工业园区—火车站带状范围,与这里交通用地和工业用地有关,汽车尾气影响较大,而且主要是机械厂、药厂、水泥厂等,镉累积较快。同时,在城南边缘有分布,主要是这里高速公路交错分布,汽车尾气影响较大。轻度污染主要集中分布在江内江九中附近,主要以学校等公共设施用地为主,受人为扰动相对较小。而沱江以北的重度污染分布在西雅图

小区、广汇小区及汉安大道以南的区域,城市交通网络交错分布,住宅区内土壤受生活垃圾及人类活动扰动较大。深层镉含量较表层低,以中度污染为主,同时重度污染范围缩小,主要集中在沱江以南城南边缘地带,垃圾场、城市交通干线在此分布,受人为影响较大。同时轻度污染范围有所增加,主要集中在沱江以南的北部、火车站和内江九中附近,农业用地、公共用地比例较大,人为干扰较小。

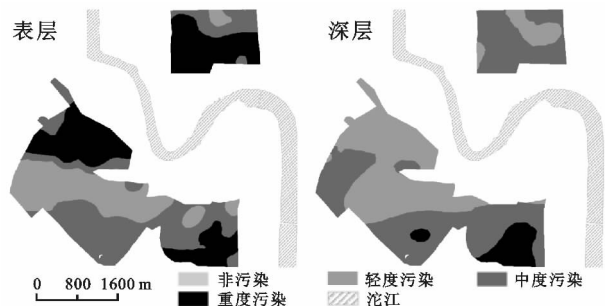


图3 内江市城区土壤镉元素污染分布

5 结论

(1) 内江市城区土壤镉含量总体偏高,表现为表层>深层,表层含量的变化范围比深层要大。不同土地利用类型下土壤镉含量,表层和深层不一样。其中,表层表现为:商业用地>工业用地>公共用地>住宅用地>交通用地>农业用地;深层表现为:农业用地>公共用地>住宅用地>交通用地>工业用地>商业用地。表层高值区主要集中分布在城西—火车站、市中区城南边缘以及东兴区的西雅图和广汇住宅小区及汉安大道以南的地区。低值区主要集中在市中区的内江九中附近和东兴区的汉安住宅小区附近。深层的高值区集中在市中区的城西—火车站附近和东兴区的烟草物流中心附近。

(2) 主要以中度污染为主,表层污染程度较深层污染程度大。表层污染较重,且重度污染集中在城西—火车站附近区域、市中区城南边缘和东兴区的西雅图、广汇小区和汉安大道以南,轻度污染主要分布在市中区内江九中附近。深层污染较轻,土壤受到表层污染影响较大,重度污染集中在市中区城南边缘地带,轻度污染则在市中区北部、火车站附近和内江九中附近。

针对内江市不同土地利用类型土壤镉污染情况,有必要采取一定的措施予以应对。从治标来看,在污染严重的地区可以采用物理化学的方法,同时也要采用一些生物措施,如种植对镉吸收较强的植物以及利用微生物进行分解等。从治本来看,合理规划城市布局,以及提高人们生态素养才是长远之道。最后,由于本文仅仅是探讨 250 m×250 m 尺度土壤镉含量及其污染的情况,对于不同尺度的土壤镉含量及污染情况,还有待于进一步探究。

参考文献:

- [1] 茹淑华,苏德纯,王激清. 土壤镉污染特征及污染土壤的植物修复技术机理[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(4): 29-33.
 - [2] 符娟林,章明奎,厉仁安. 基于GIS的杭州市居民区土壤重金属污染现状及空间分异研究[J]. 土壤通报, 2005, 36(4): 575-578.
 - [3] 谢伟,曾钰茹. 城市表层土壤重金属污染风险等级评价[J]. 数学的实践与认识, 2013, 43(12): 51-57.
 - [4] Burgos P, Madejón E, Pérez-de-Mora A, et al. Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contaminated soil before and after remediation[J]. Geoderma, 2006, 130(1): 157-175.
 - [5] Li X, Lee S, Wong S, et al. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach[J]. Environmental Pollution, 2004, 129(1): 113-124.
 - [6] 中国环境监测总站. 土壤质量铅、镉的测定石墨炉原子吸收分光光度法 GB/T17141—1997[S]. 北京: 国家环境保护总局, 1997.
 - [7] 国家环境保护局南京环境科学研究所. 土壤环境质量标准 GB15618—1995[S]. 北京: 国家环境保护总局, 1995.
 - [8] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用[M]. 北京: 科学出版社, 1999.
 - [9] 徐建华. 计量地理学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.
 - [10] 王艳妮,谢金梅,郭祥. ArcGIS中的地统计克里格插值法及其应用[J]. 软件导刊, 2008, 7(12): 36-38.
 - [11] 池建. 精通ArcGIS地理信息系统[M]. 北京: 清华大学出版社, 2011.
 - [12] 张世熔,黄元仿,李保国. 冲积平原区土壤颗粒组成的趋势效应与异向性特征[J]. 农业工程学报, 2004, 20(1): 56-60.
 - [13] 马建华,张丽,李亚丽. 开封市城区土壤性质与污染的初步研究[J]. 土壤通报, 1999, 30(2): 93-96.
 - [14] 吴新民,李恋卿,潘根兴,等. 南京市不同功能城区土壤中重金属Cu, Zn, Pb和Cd的污染特征[J]. 环境科学, 2003, 24(3): 105-111.
 - [15] 崔晓阳,方怀龙. 绿地土壤类型及其特征[M]. 北京: 中国林业出版社, 2001.
 - [16] 李天杰,宫室国,潘根兴,等. 土壤环境学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1995.
 - [17] 刘玉燕,刘敏,刘浩峰. 城市土壤重金属污染特征分析[J]. 土壤通报, 2006, 37(1): 184-188.
 - [18] 孟昭虹,周嘉,郑元福. 哈尔滨市城市土壤重金属生态风险评价[J]. 水土保持研究, 2009, 16(2): 152-159.
 - [19] 张琛,师学义,马桦薇,等. 煤炭基地复垦村庄土壤重金属污染生态风险评价[J]. 水土保持研究, 2014, 21(5): 277-284.
 - [20] 时亚坤,李凯荣,闫宝环. 铜川三里洞煤矿煤矸石风化土壤重金属分布及污染状况分析[J]. 水土保持研究, 2012, 19(1): 187-191.
- ~~~~~
- (上接第332页)
- [13] 王水献,董新光,寇文. 马尔柯夫过程预测焉耆盆地土地利用/覆被格局变化[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(10): 28-33.
 - [14] Costanza R, D'Arge R, Groot R D, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630): 253-260. [15] Costanza R. An introduction to ecological economics[J]. Journal of Economic Issues, 1997, 33(8): 196-198.
 - [16] 谢高地,张钰铨,鲁春霞,等. 中国自然草地生态系统服务价值[J]. 自然资源学报, 2001, 16(1): 47-53.
 - [17] 王宗明,张柏,张树清. 吉林省生态系统服务价值变化研究[J]. 自然资源学报, 2004, 19(1): 55-61.
 - [18] 高清竹,何立环. 海河上游农牧交错地区生态系统服务价值的变化[J]. 自然资源学报, 2004, 17(6): 706-712.
 - [19] Zhao B, Kreuter U, Li B, et al. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China[J]. Land Use Policy, 2004, 21(2): 139-148.
 - [20] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 重庆第二师范学院学报, 2003, 18(3): 189-196.
 - [21] 岳书平,张树文,闫业超. 东北样带土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 地理学报, 2007(8): 879-886.
 - [22] Gascoigne W R, Hoag D, Koontz L, et al. Valuing ecosystem and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole Region of the Dakotas, USA[J]. Ecological Economics, 2011, 70(10): 1715-1725.
 - [23] 左其亭,夏军,邵民诚,等. 博斯腾湖水资源可持续利用[M]. 北京: 科学出版社, 2003.
 - [24] 刘晏良,焦广辉,戴键,等. 塔里木河流域生态环境系统演变与治理对策研究[M]. 北京: 中国统计出版社, 2000.
 - [25] 成正才,李宇安. 博斯腾湖的水盐平衡与矿化度[J]. 干旱区地理, 1997(3): 43-49.
 - [26] 刘文祥,李喜俊,郭海燕. 新疆博斯腾湖水环境容量研究[J]. 环境科学研究, 1999, 12(1): 35-38.
 - [27] 李卫红,陈跃滨,徐海量,等. 博斯腾湖的水环境保护与可持续利用对策[J]. 地理研究, 2003, 22(2): 185-191.
 - [28] 唐常春,樊杰,陈小良. 基于地域功能的土地利用协调研究: 以长株潭生态绿心暮云镇为例[J]. 自然资源学报, 2012, 27(10): 1645-1655.
 - [29] 张建平. 博斯腾湖流域生态环境现状及治理对策浅析[J]. 环境科技, 2010, 23(S2): 76-79.