

# 拉鲁湿地芦苇不同部位金属元素富集规律研究

白永飞,吕学斌,吴坚扎西,旦增,布多\*

(西藏大学环境科学研究所,西藏 拉萨 850000)

**摘要:**通过在拉鲁湿地布设7个采样点,采集湿地植物芦苇,检测分析K、Na、Ca、Mg、Cu等23种元素在其根、茎、叶、花中的分布特征。结果表明,同一元素在芦苇不同部位及同一部位不同元素的含量、转移能力、富集能力等均差异较大。元素平均质量比范围为0.055 mg/kg(Tl)~ $2.20 \times 10^4$  mg/kg(Na),大部分元素在芦苇不同部位的分布符合根>花>叶>茎这一规律;芦苇对Ca转移能力最强,对Fe的转移能力最弱;芦苇对Fe富集能力最强,特别是根部对Fe的富集系数高达506万倍。

**关键词:**芦苇;金属元素;转移系数;富集系数;拉鲁湿地

**中图分类号:**X835 **文献标志码:**B **文章编号:**1006-2009(2019)02-0035-05

## Study on the Enrichment of Metallic Element in Different Parts of *Phragmites australis* in Lhalu Wetland

BAI Yong-fei, LV Xue-bin, WU Jianzhaxi, DAN Zeng, BU Duo\*

(Environmental Institute of Tibet University, Lhasa, Tibet 850000, China)

**Abstract:** The contents of 23 elements(K, Na, Ca, Mg, Cu, etc.) in the different parts of *Phragmites australis* (root, stem, leaves, flower) from 7 sampling sites in Lhalu wetland were detected and the distribution characteristics were analyzed. Results showed the element content, transfer and enrichment abilities were quite different when the same element at different parts of *Phragmites australis* or different elements at the same part. The average mass concentration of the elements ranged from 0.055 mg/kg(Tl) to  $2.20 \times 10^4$  mg/kg(Na), the distribution of most elements were sorted from largest to smallest as root > flower > leaf > stem. *Phragmites australis* had the strongest transfer ability of Ca, while the weakest of Fe. It had the greatest enrichment ability of Fe, especially in roots the enrichment coefficient was 5.06 million times.

**Key words:** *Phragmites australis*; Metallic element; Transfer coefficient; Enrichment coefficient; Lhalu wetland

随着工业的发展和科技进步,重金属引发的一系列环境问题也在加剧<sup>[1]</sup>。近年来,由于拉萨市人口的逐渐增多,拉鲁湿地周边的生活污水影响也逐渐增大,部分金属离子也随着生活污水排入拉鲁湿地,这些金属元素对湿地的影响极为显著。水污染是导致水资源可利用性降低,水域生态系统退化的重要因素之一<sup>[2]</sup>。

国内外研究发现,湿地中的重金属可以被一些植物吸收和累积,同时能在植物体内发生迁移转化,从而降低重金属对湿地生态系统的危害,并且达到对生活污水净化的效果<sup>[3-5]</sup>,芦苇和香蒲是国

际上公认的湿地水生植物优势品种<sup>[6-7]</sup>。金属元素大致可分为必需元素和非必需元素两种,必需元素对植物的生长发育起着重要作用,非必需元素作用机理尚未弄清<sup>[8]</sup>。植物对不同金属元素的富集

收稿日期:2018-01-30;修订日期:2019-01-19

基金项目:国家自然科学基金资助项目(20767005, 21267021);“九七三”计划前期研究专项课题基金资助项目(2014CB460612);西藏大学研究生“高水平人才培养计划”基金资助项目(2016-GSP-021)

作者简介:白永飞(1991—),男,河南周口人,在读研究生,研究方向为高原生态与环境化学。

\*通信作者:布多 E-mail: pudor@utibet.edu.cn

程度有所差异,同一金属元素可能在不同时期集中分布于植物不同部位<sup>[9-10]</sup>。植物在金属元素转移方面存在一定的规律,不同部位可能对不同金属富集能力存在差异。西藏拉鲁湿地的研究主要侧重于物种多样性的保护<sup>[11-18]</sup>,而对于湿地植物金属的富集规律研究鲜于报道。今通过对拉鲁湿地芦苇中根、茎、叶、花4个不同部位金属元素富集规律的分析,总结规律,为有效保护天然湿地提供科学数据支撑。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区概况和采样点分布

青藏高原是“世界屋脊”也是我国及南亚、东南亚地区江河水系的主要水源区<sup>[17]</sup>。西藏作为青藏高原的主体,由于其独特的地理环境与自然条件,造就了其特有的大面积、高海拔湿地生态系统,形成了河流纵横、湖泊众多、沼泽丰富和冰川、雪山发育的湿地景观。西藏现有各类湿地总面积为652.9万 $\text{hm}^2$ ,湿地面积占国土面积的比率(即湿地率)为5.31%,居全国第二位<sup>[19-20]</sup>。拉鲁湿地位于拉萨市西北角,历史上其面积超1000 $\text{hm}^2$ ,平均海拔高度3645m,属于典型的高寒草甸沼泽湿地。拉鲁湿地属于芦苇泥炭沼泽,其补给水源主要来源于流沙河、北干渠、地下水<sup>[17,21-22]</sup>。

根据拉鲁湿地水域面积与水生植物分布情况,选取7个采样点,具体点位分布见图1。其中,L01为进水口,L07为出水口,布点采用蛇形布样方法。所用芦苇取自拉鲁湿地国家级自然保护区的核心区,是拉鲁湿地仅有的受人类活动影响较小、生态系统较为完整的区域。

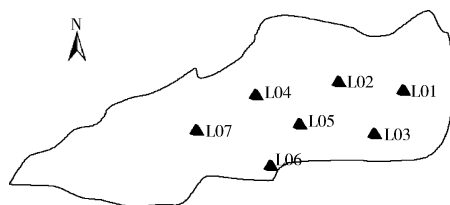


图1 拉鲁湿地采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling site in Lhalu wetland

### 1.2 样品采集和预处理

2015年10月2日—5日在研究区以采样点为中心,半径为1m范围内采集芦苇样品,同时采集水样。将芦苇根、茎、花、叶分开采集,漂洗干净后,

分剪装入密封袋,在实验室用去离子水冲洗干净,冷冻干燥,分批粉碎,过80目筛。为减小实验误差选用误差小的微波消解法<sup>[23]</sup>。

准确称取(0.2000±0.020)g干燥、研磨好的芦苇样品,放入用10% $\text{HNO}_3$ 溶液浸泡好的消解罐中,加入5mL65%的 $\text{HNO}_3$ 溶液,静置30min,再加入5mL30%的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 溶液,静置2min。将消解罐放入微波消解仪中,按微波消解程序消解。消解完成待自然冷却、赶酸后,将试样转移到50mL聚丙烯离心管中,定容至50mL刻度处,摇匀待测。

将制备好的样品委托西藏自治区地勘局中心实验室测定。主要检测仪器有Optima 5300DV型电感耦合等离子体发射光谱仪、ELAN DRC-e型电感耦合等离子体质谱仪、AFS-820型原子荧光光谱仪。检测元素有K、Na、Ca、Mg、Cu、Pb、Zn、Cd、Mn、Se、Be、V、Ba、Co、Ni、Cr、Tl、Mo、Ti、Fe、Sb、Hg、As等23种,各元素检测限标准依据《生活饮用水标准检验方法 金属指标》(GB/T 5750.6—2006)相关标准。

### 1.3 数据分析

用SPSS 17.0对数据作统计分析,Origin 8.0作图。Se、V、Sb、Hg4种元素在大多数样品中低于检测限,故在作图时未加入;在对芦苇整体金属元素分析时,低于检测限的取其中间值作图。

## 2 结果与讨论

### 2.1 芦苇不同部位金属元素的分布情况

表1为芦苇不同部位各元素质量比分布。由表1可知,从整体来看,Ca质量比范围为931 $\text{mg/kg}$ ~ $1.86 \times 10^4 \text{mg/kg}$ ,平均值为 $5.25 \times 10^3 \text{mg/kg}$ ,最高值出现在L06叶的位置。由于此采样点靠近公路,不排除来往车辆带起的扬尘中有固体碳酸钙,会附着在叶片上,造成其含量升高。Mg质量比范围为435 $\text{mg/kg}$ ~ $3.30 \times 10^3 \text{mg/kg}$ ,平均值为 $1.55 \times 10^3 \text{mg/kg}$ ,最高值出现在L03根部。取样时,此位置水流性较差,其含量可能受到水活性的影响。Fe、Mn、Ba、Ti最高值均出现在根部,表明芦苇对这几类元素的迁移转化能力较弱。吸附和共沉淀是沉积物中金属氢氧化物与重金属结合的主要方式,也是水环境中重金属污染物截留的重要过程<sup>[24]</sup>。研究表明,水中的-OH会降低金属离子的活性,拉鲁湿地水环境呈弱碱性<sup>[25]</sup>,由此可能会导致

Fe、Mn、Ba、Ti 4 种金属元素迁移转化能力的减弱。Tl、As 最高值出现在根部, Pb 最高值出现在花的部位, 由于芦苇的花呈蓬松状, 不排除汽车尾气及轮胎磨损消耗产生的部分 Pb 被芦苇花部位所吸收。Cu、Ni、Be 最高值均出现在根部, 而

Co 最高值出现在花的部位。Cd 在植物体内被限制运输到茎叶, 绝大部分保留在根部, 一定程度上提高了植物的耐性<sup>[26]</sup>, 可也有些 Cd 超量富集植物能通过把 Cd 贮存在叶片的表皮毛中而达到解毒作用<sup>[27]</sup>。

表 1 芦苇不同部位各元素质量比分布  
Table 1 Distribution of element mass ratio in different parts of *Phragmites australis*

元素	整体	根	茎	叶	花	元素	整体	根	茎	叶	花
Ca	5.25 × 10 <sup>3</sup>	4.90 × 10 <sup>3</sup>	1.74 × 10 <sup>3</sup>	9.37 × 10 <sup>3</sup>	5.00 × 10 <sup>3</sup>	Cu	4.46	10.8	1.26	2.29	3.54
K	7.63 × 10 <sup>3</sup>	9.55 × 10 <sup>3</sup>	5.65 × 10 <sup>3</sup>	7.66 × 10 <sup>3</sup>	7.66 × 10 <sup>3</sup>	Ni	6.18	17.9	2.29	2.06	2.42
Mg	1.55 × 10 <sup>3</sup>	1.71 × 10 <sup>3</sup>	711	2.00 × 10 <sup>3</sup>	1.77 × 10 <sup>3</sup>	Co	1.36	3.07	0.233	1.11	1.03
Na	2.20 × 10 <sup>4</sup>	4.03 × 10 <sup>4</sup>	1.14 × 10 <sup>4</sup>	1.05 × 10 <sup>4</sup>	2.59 × 10 <sup>4</sup>	Mn	463	699	291	541	321
Fe	2.57 × 10 <sup>3</sup>	8.60 × 10 <sup>3</sup>	398	594	674	Cr	39.4	118	11.5	13.6	14.0
Be	0.230	0.626	0.056	0.046	0.192	Ba	56.4	109	19.3	49.0	47.8
Ti	137	355	48.2	41.2	105	Tl	0.055	0.160	0.016	0.020	0.023
Mo	2.14	3.52	0.657	2.57	1.82	Pb	6.86	11.8	4.81	3.07	7.78
Cd	0.279	0.411	0.282	0.099	0.320	As	44.2	84.9	7.20	26.0	58.6
Zn	73.7	92.5	57.7	40.7	104						

从不同部位来看, K、Na、Fe、Be、Ti、Mo、Cd、Cu、Ni、Co、Mn、Cr、Ba、Tl、Pb、As 等 16 种元素含量最高的部分均分布在根部。Ca、Mg 含量最高的部分均分布在叶部, 叶片是植物呼吸进行光合作用必需的场所, 大气中的一些固体物质很容易随着光合作用进入植物叶片, 并累积在此; 其次是分布在花部, 芦苇花絮呈蓬松状, 不排除扬尘带有的部分 Ca、Mg 等离子会附着在叶部和花部, 造成这两种金属元素含量偏高。Zn 质量比在花部最高, 在采样点 L02 的检测中 Zn 质量比高达 958 mg/kg, 高于平均值 2.3 倍, 具体原因有待进一步分析。

通过对 Ca、K、Mg、Na、Fe、Mn、Ba、Zn、Ti、Cr、As、Cu、Ni、Be、Mo、Co、Cd、Pb、Tl、Hg 等 20 种元素在根、茎、叶、花中含量的比较, 可以发现, 除个别元素外, 大多数元素含量比较符合根 > 花 > 叶 > 茎这样的规律。同一部位不同元素含量也存在较大差异, 根、茎、叶、花 4 个不同部位元素含量最高的是 Na、最低的是 Tl。

2.2 转移系数和富集系数

转移系数是指植物体地上部(茎叶花果)某种重金属含量与地下部分(根系)同种重金属含量的比值, 可作为植物从地下部向地上部转移重金属能力的反映<sup>[1]</sup>。图 2 为芦苇根部 19 种元素的转移系

数分布。由图 2 可见, 转移系数 > 1 的元素有 Ca、K、Mg、Na、Mn、Ba、Zn、As、Be、Mo、Cd、Pb 等 12 种, Ca 的转移系数最高, 为 3.29。转移系数 < 1 的元素有 Fe、Ni、Ti、Cu、Co、Cr、Tl 等 7 种, Fe 的转移系数最低, 为 0.17。可以看出, 芦苇对 Ca、K、Mg、Zn 具有较高的转移能力, 而对其他元素的转移能力稍弱。

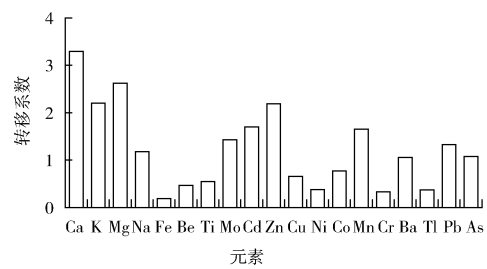


图 2 芦苇根部 19 种元素的转移系数分布

Fig. 2 Distribution of transfer coefficient of 19 elements in the roots of *Phragmites australis*

生物富集系数是描述化学物质在生物体内累积趋势的重要指标, 是生物组织(干重)中化合物的浓度和溶解在水中的浓度之比, 也可以认为是生物对化合物的吸收速率与生物体内化合物净化速率之比。

结合水中检测到的金属元素和芦苇不同部位

分析比较,得到 Fe、Mo、Cd、Zn、Cu、Co、Cr、Ba、Pb 等 9 种元素的富集系数,见表 2。

表 2 芦苇不同部位 9 种元素的富集系数分布  
Table 2 Distribution of enrichment coefficient of 9 elements in different parts of *Phragmites australis*

元素	根	茎	叶	花
Fe	$5.06 \times 10^6$	$2.34 \times 10^5$	$3.49 \times 10^5$	$3.96 \times 10^5$
Mo	$6.40 \times 10^3$	$1.20 \times 10^3$	$4.67 \times 10^3$	$3.31 \times 10^3$
Cd	$2.73 \times 10^4$	$1.87 \times 10^4$	$6.67 \times 10^3$	$2.13 \times 10^4$
Zn	$4.46 \times 10^3$	$2.79 \times 10^3$	$1.96 \times 10^3$	$5.01 \times 10^3$
Cu	$5.66 \times 10^4$	$6.63 \times 10^3$	$1.21 \times 10^4$	$1.86 \times 10^4$
Co	$7.31 \times 10^4$	$5.48 \times 10^3$	44.4	$2.45 \times 10^4$
Cr	$5.19 \times 10^4$	$5.03 \times 10^3$	$5.96 \times 10^3$	$6.14 \times 10^3$
Ba	$3.57 \times 10^4$	$6.32 \times 10^3$	$1.60 \times 10^4$	$1.56 \times 10^4$
Pb	$1.02 \times 10^4$	$4.18 \times 10^3$	$2.67 \times 10^3$	$6.77 \times 10^3$

由表 2 可知,芦苇对 Fe 元素的富集作用最为显著,在根部富集系数达到了 506 万倍。在茎、叶、花等部位与其他金属元素富集系数相比也是最高的,分别为 23.4 万倍、34.9 万倍、39.6 万倍。在根部富集系数达到万级的金属元素有 Fe、Cd、Cu、Co、Cr、Ba、Pb;在茎部达到万级的金属元素有 Fe 和 Cd;在叶部达到万级的金属元素有 Fe、Cu、Ba;在花部达到万级的金属元素有 Fe、Cd、Cu、Co、Ba。而 Co 元素在叶部富集系数最低,为 44.4。由富集系数来看,根部是芦苇金属元素的主要富集部位。

### 2.3 各元素间相关性分析

用 SPSS 17.0 对元素作 Pearson 相关性分析,结果显示,Ti、Cu、Ni、Co、Cr、Ba、Tl 与 Be 呈显著正相关, $R^2 \geq 0.502$ ;Cu、Ni、Co、Cr、Ba、Tl 与 Ti 呈显著正相关, $R^2 \geq 0.622$ ;Ni、Co、Cr、Ba、Tl 与 Cu 呈显著正相关, $R^2 \geq 0.614$ ;Co、Cr、Ba、Tl 与 Ni 呈显著正相关, $R^2 \geq 0.565$ ;Cr、Ba、Tl 与 Co 呈显著正相关, $R^2 \geq 0.638$ ;Ba、Tl 与 Cr 呈显著正相关, $R^2 \geq 0.830$ ;Tl 与 Ba 呈显著正相关, $R^2 \geq 0.722$ 。表明这些元素迁移具有相似规律<sup>[28]</sup>。Ti、Cu、Ni、Co、Cr、Ba、Tl、Be 等 8 种元素在芦苇体内迁移转化具有协同作用;K、Na、Ca、Mg、Pb、Zn、Cd、Mn、Mo、Fe、As 等 11 种元素之间相关性较弱,迁移转化协同作用较弱,这些元素间可能存在拮抗作用。

### 3 结论

(1) 拉鲁湿地芦苇中元素平均质量比范围为 0.055 mg/kg(Tl) ~  $2.20 \times 10^4$  mg/kg(Na),大部分

元素在芦苇不同部位的分布符合根 > 花 > 叶 > 茎这一规律。

(2) 芦苇对不同元素的转移能力差异较大,转移系数从大到小为 Ca > Mg > K > Zn > Cd > Mn > Mo > Pb > Na > As > Ba > Co > Cu > Ti > Be > Ni > Tl > Cr > Fe,转移能力最强的是 Ca,最弱的是 Fe。

(3) 芦苇同一部位不同元素间富集系数差异较大,芦苇对 Fe 元素的富集作用最为显著,尤其在根部,高达 506 万倍。

(4) 元素间相关性分析结果表明,Ti、Cu、Ni、Co、Cr、Ba、Tl、Be 元素间相关性较强,具有同源性,元素间迁移转化可能存在协同作用;K、Na、Ca、Mg、Pb、Zn、Cd、Mn、Mo、Fe、As 元素之间相关性较弱,协同作用不明显。

### [参考文献]

- [1] ZU Y Q, LI Y, CHEN J J, et al. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China[J]. Environment International, 2005, 31(5): 755 - 762.
- [2] 潘义宏,王宏斌,谷兆萍,等. 大型水生植物对重金属的富集与转移[J]. 生态学报, 2010, 30(23): 6430 - 6441.
- [3] GRACE J B, WETZEL R G. Long-term dynamics of *Typha* populations[J]. Aquatic Botany, 1998, 61(2): 137 - 146.
- [4] 孙铁珩,宋玉芳,许华夏,等. 植物法生物修复 PAHs 和矿物油污染土壤的调控研究[J]. 应用生态学报, 1999, 10(2): 225 - 229.
- [5] TERRY N, BACUELOS G S. Phytoremediation of trace metals[M]. Miami: Ann Arbor Press, 1999.
- [6] 练建军,许士国,韩成伟. 芦苇和香蒲对重金属铅的吸收特性研究[J]. 环境科学, 2011, 32(11): 3335 - 3340.
- [7] GOPAL B, GOEL U. Competition and allelopathy in aquatic plant communities[J]. Botanical Review, 1993, 59(3): 155 - 201.
- [8] BONANNO G, BORG J A, MARTINO V D. Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential; a comparative assessment[J]. Science of the Total Environment, 2017, 576: 796 - 797.
- [9] STOLTZ E, GREGER M. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings[J]. Environmental and Experimental Botany, 2002, 47(3): 271 - 280.
- [10] DAHMANN-MULLER H, VAN OORT F, GELIE B, et al. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter[J]. Environmental Pollution, 2000, 109: 231 - 238.
- [11] 巴桑,次仁,普布,等. 拉鲁湿地国家级自然保护区鸟类资源及其保护对策[J]. 资源科学, 2009, 31(7): 1238 - 1243.
- [12] 巴桑,黄香,普布,等. 拉鲁湿地夏秋季纤毛虫群落特征及其

- 与水环境的关系[J]. 生态学杂志, 2014, 33(10): 2740 - 2748.
- [13] 巴桑, 黄香, 普布, 等. 拉鲁湿地肉鞭虫群落特征及其水环境评价[J]. 湿地科学, 2014(2): 182 - 191.
- [14] 巴桑, 普布, 马正学, 等. 西藏拉鲁湿地夏季和秋季浮游藻类群落特征[J]. 湿地科学, 2012(4): 404 - 416.
- [15] 范丽卿, 土艳丽, 李建川, 等. 拉萨市拉鲁湿地鱼类现状与保护[J]. 资源科学, 2011, 33(9): 1742 - 1749.
- [16] 郝文渊, 李文博, 王忠斌, 等. 西藏拉萨河谷拉鲁湿地生态系统健康评价[J]. 干旱区资源与环境, 2013, 27(5): 95 - 99.
- [17] 张天华, 陈利顶, 普布丹巴, 等. 西藏拉萨拉鲁湿地生态系统服务功能价值估算[J]. 生态学报, 2005, 25(12): 3176 - 3180.
- [18] 宗浩, 王成善, 黄川友, 等. 西藏拉萨市拉鲁湿地的生态特征与退化机理的探讨[J]. 西南民族大学学报(自然科学版), 2005, 31(1): 72 - 78.
- [19] 朱万泽, 钟祥浩, 范建容. 西藏高原湿地生态系统特征及其保护对策[J]. 山地学报, 2003, 21(S1): 7 - 12.
- [20] 吴建普, 罗红, 朱雪林, 等. 西藏湿地分布特点分析[J]. 湿地科学, 2015, 13(5): 559 - 562.
- [21] 卫学承. 拉萨拉鲁湿地生态学特征及恢复与重建措施研究[J]. 西藏科技, 2002(4): 58 - 64.
- [22] 国家林业局. 中国湿地保护行动计划[M]. 北京: 中国林业出版社, 2000.
- [23] 温中海, 苏荣, 洗萍. 微波消解 - ICP/MS 法测定水系沉积物中多种元素[J]. 环境监测管理与技术, 2016, 28(4): 39 - 42.
- [24] 王赫, 贾永锋, 刘利, 等. 沉积物中氧化物结合态镉对芦苇的生物有效性研究: 氧化物种类、结合形式、老化的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(10): 3055 - 3059.
- [25] 白永飞, 黄伟, 罗笑娟, 等. 拉鲁湿地水中主要金属元素分布分析评价[J]. 环境科学与技术, 2016, 39(6): 174 - 178.
- [26] 杨居荣, 贺建群, 张国祥, 等. 农作物对 Cd 毒害的耐性机理探讨[J]. 应用生态学报, 1995, 6(1): 87 - 91.
- [27] SALT D E, PRINCE R C, PICKERING I J, et al. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian Mustard[J]. Plant Physiology, 1995, 109: 1427 - 1433.
- [28] 拉巴次仁, 布多, 谭欣, 等. 西藏尼洋河水环境重金属元素水平与风险评估[J]. 环境监测管理与技术, 2017, 29(4): 33 - 36.

## (上接第29页)

- [4] 吴晓云, 郑有飞, 林克思. 我国大气环境中汞污染现状[J]. 中国环境科学, 2015, 35(9): 2623 - 2635.
- [5] FENG X B, SHANG L H, WANG S F, et al. Temporal variation of total gaseous mercury in the air of Guiyang, China[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2004, 109(D3): 215 - 229.
- [6] EBINGHAUS R, KOCK H H, COGGINS A M, et al. Long-term measurements of atmospheric mercury at Mace Head, Irish west coast, between 1995 and 2001[J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(34): 5267 - 5276.
- [7] KIM K H, KIM M Y. The temporal distribution characteristics of total gaseous mercury at an urban monitoring site in Seoul during 1999—2000[J]. Atmospheric Environment, 2001, 35(25): 4253 - 4263.
- [8] LYNAM M M, KEELER G J. Automated speciated mercury measurements in Michigan[J]. Environmental Science and Technology, 2005, 39(23): 9253 - 9262.
- [9] ANDERSON H A. Eighth international conference on mercury as a global pollutant (ICMGP): human health and exposure to methylmercury[J]. Environmental Research, 2008, 107(1): 1 - 3.
- [10] EDUARDOVNA K G, SAMUILOVICH R G, SERGEEVNA Y V. The UNEP global mercury assessment: sources, emissions and transport[J]. Principy Èkologii, 2012, 1(4): 36001.
- [11] 吴福全, 梁柱, 王雅玲, 等. 全球大气汞排放清单研究现状[J]. 环境监测管理与技术, 2015, 27(3): 18 - 21.
- [12] 宋祖华, 高蓓蕾, 张迪生, 等. 典型钢铁企业汞排放水平及排放特征研究[J]. 环境监测管理与技术, 2017, 29(5): 17 - 20.
- [13] LIN C J, PAN L, STREETS D G, et al. Estimating mercury emission outflow from East Asia using CMAQ-Hg[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, 10(4): 1853 - 1864.
- [14] PAN L, LIN C J, CARMICHAEL G R, et al. Study of atmospheric mercury budget in East Asia using STEM-Hg modeling system[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(16): 3277 - 3291.
- [15] 陈乐恬, 刘俊华, 佟玉芹, 等. 北京地区大气中汞污染状况的初步调查[J]. 环境化学, 2000, 19(4): 357 - 361.
- [16] WANG D Y, HE L, SHI X J, et al. Release flux of mercury from different environmental surfaces in Chongqing, China[J]. Chemosphere, 2006, 64(11): 1845 - 1854.
- [17] SLEMR F, SCHEEL H E. Trends in atmospheric mercury concentrations at the summit of the Wank mountain, Southern Germany[J]. Atmospheric Environment, 1998, 32(5): 845 - 853.
- [18] SAKATA M, MARUMOTO K. Formation of atmospheric particulate mercury in the Tokyo metropolitan area[J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(2): 239 - 246.
- [19] SCHROEDER W H, MUNTHE J. Atmospheric mercury——An overview[J]. Atmospheric Environment, 1998, 32(5): 809 - 822.
- [20] 张玉卿, 刘汝海, 崔雪晴, 等. 青岛霾天气下大气汞的污染特征分析[J]. 中国环境科学, 2014, 34(8): 1905 - 1911.
- [21] 杨书申, 宋晓焱, 彭竹琴, 等. 郑州市西郊臭氧浓度变化特征分析[J]. 生态环境学报, 2016, 25(11): 1748 - 1754.
- [22] FU X W, FENG X B, ZHU W Z, et al. Total gaseous mercury concentrations in ambient air in the eastern slope of Mt. Gongga, South-Eastern fringe of the Tibetan plateau, China[J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(5): 970 - 979.
- [23] PIRONE N, CINNIRELLA S, FENG X B, et al. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 1990, 10(13): 5951 - 5964.

本栏目编辑 谢咏梅