

脱硫废水引入自平衡渣水系统的物理模型研究

贾斌, 周倩

(中国能源建设集团广东省电力设计研究院有限公司, 广州 510663)

摘要: [目的]为研究脱硫废水引入自平衡渣水系统后所产生的 Cl^- 的富集问题,建立了自平衡渣水系统中 Cl^- 的浓度变化的物理模型。[方法]通过所建立物理模型的稳态和瞬态分析,对渣水系统中 Cl^- 浓度的变化进行详细的理论推导,得到了可以应用于工程实践的计算公式,并利用推导所得的公式对具体工程案例进行了计算。[结果]结果表明:脱硫废水引入自平衡渣水系统后, Cl^- 会在刮板捞渣机内逐渐浓缩富集,经过一段时间后最终达到平衡浓度。根据国内燃煤电厂的工程数据进行计算,最终平衡浓度一般为脱硫废水 Cl^- 浓度的2~3倍,达到最终平衡的时间一般在数百小时之内。[结论]所建立的模型和计算结果是正确并有效的,可为实际应用提供指导。

关键词: 脱硫废水; 自平衡渣水系统; 刮板捞渣机; 平衡浓度; 氯

中图分类号: TM621

文献标志码: A

文章编号: 2095-8676(2018)03-0106-05

Research on Physical Model of Introducing Desulphurization Wastewater into Self-balanced Slag Water System

JIA Bin, ZHOU Qian

(China Energy Engineering Group Guangdong Electric Power Design Institute Co., Ltd., Guangzhou 510663, China)

Abstract: [Introduction] In order to investigate the enrichment of Cl^- in the slag water system, the physical model of Cl^- concentration change in self-balanced slag system is established. [Method] Through steady and transient physical model analysis, the calculation formula of the concentration change in the slag water system was deduced in detail. The concrete engineering case was also calculated by using the deduced formula. [Result] The results show that Cl^- will gradually enrich in the slag water system and gradually reach the equilibrium concentration after a period of time when the desulfurization wastewater is introduced into the self-balanced slag system. According to the domestic coal-fired power plant engineering data, the final Cl^- equilibrium concentration is generally 2 to 3 times of desulfurization wastewater Cl^- concentration. It reaches the final balance generally only within hundreds of hours. [Conclusion] The established model and calculation results are correct and effective, and can provide guidance for practical applications.

Key words: desulphurization wastewater; self-balanced slag water system; submerged scraper conveyor; equilibrium concentration; chlorine

为控制二氧化硫的排放,燃煤电厂安装有脱硫装置。我国多数燃煤电厂采用“石灰石-石膏湿法烟气脱硫装置”,其具有脱硫效率高、运行可靠性高、适用范围广等特点^[1]。

石灰石-石膏湿法烟气脱硫技术采用石灰石或

石灰作为脱硫剂,在与锅炉燃烧产生的烟气反应后,烟气中的二氧化硫被脱除,同时烟气中的一部分污染物如重金属、氯等也会转移到脱硫浆液中^[1]。据文献研究,经过石灰石-石膏湿法脱硫装置处理后,燃煤中68.88%~77.31%的氯通过脱硫废水排放,9.19%~15.95%的氯转移到脱硫石膏中^[2]。经过处理的脱硫废水仍存在 Cl^- 含量高、盐含量高、含重金属等问题,无法直接外排,因此脱硫废水的零排放成为国内燃煤电厂面临的重要

问题^[3-9]。

目前脱硫废水零排放处理工艺有蒸发结晶法、烟道处理法(喷雾蒸发法)等。蒸发结晶法虽然可以完全实现脱硫废水零排放,但初投资大、运行费用高、经济性差;烟道处理法经济性较好,但其尚存在许多潜在问题,对烟道等的腐蚀等研究也尚未明确,因此实际应用较少^[7-8]。

脱硫废水一般呈酸性,而冷却锅炉排渣的渣水一般呈碱性。酸性的脱硫废水作为补水进入锅炉渣水系统后可以和渣水中和反应。脱硫废水中的部分悬浮物可以被炉渣吸附,重金属在碱性环境中也易于通过沉淀去除。因此,近年来,将脱硫废水引入锅炉的渣水处理系统成为一种解决脱硫废水排放的思路^[10-11]。

1 自平衡渣水系统简述

自平衡渣水系统是目前国内大型火力发电厂越来越多采用的除渣系统,它采用无渣水溢流方式,通过建立系统补水、炉渣带走水和蒸发散失水之间的水平衡来维持系统运行,具有系统简洁、节省投资、适应性强、节电节水等特点,主要的设备是布置于锅炉底部的刮板捞渣机。

自平衡渣水系统的原理为:刮板捞渣机在正常运行时,仅需要少量补水,并且补水量与刮板捞渣机内蒸发损失和渣带走的水量基本平衡。通过一套渣水监控装置,与水位补水阀自动连锁控制,使补水量与蒸发的水量及湿渣带走的水量相等,达到自平衡。

自平衡渣水系统是闭式系统,除湿渣吸水带走的 Cl^- 外,本身无法去除 Cl^- ,因此当脱硫废水引入渣水系统后,由于水的蒸发, Cl^- 会在渣水系统中不断浓缩富集,可能会对设备产生腐蚀而影响系统运行。然而,目前对于 Cl^- 在渣水系统中的最终浓度以及达到最终浓度所需要的时间的研究很少,本文将尝试建立完整的物理模型,对脱硫废水引入自平衡渣水系统所产生的 Cl^- 富集问题进行定量研究。

2 稳态物理模型

含有 Cl^- 的脱硫废水引入自平衡渣水系统后,因为 Cl^- 不会发生化学沉淀反应,会在闭式系统内不断地富集。最终当 Cl^- 浓度达到一定值时,系统

补水带入的 Cl^- 和湿渣吸水带走的 Cl^- 会达到平衡,自平衡渣水系统内的 Cl^- 浓度会达到最终平衡状态。本节将对最终平衡状态进行稳态分析。

自平衡渣水系统正常运行时的,存在水平衡:

$$W = P + Q \quad (1)$$

式中: W 为渣水系统所需补水量(t/h); P 为渣水系统蒸发散失水量(t/h); Q 为随渣带走水量(t/h)。

根据工程经验,渣水系统所需补水量和随渣带走的水量均可认为与渣量有比例关系:

$$W = \beta H \quad (2)$$

$$Q = \theta H \quad (3)$$

式中: H 为锅炉产生的渣量(干态, t/h); β 为补水量与渣量的比例系数; θ 为湿渣含水率。

脱硫废水中的 Cl^- 绝大部分来自燃煤中,因此,可认为和耗煤量呈比例关系:

$$L = \alpha_L M \quad (4)$$

式中: L 为脱硫废水中总的 Cl^- 含量(g/h); α_L 为脱硫废水中 Cl^- 含量与耗煤量的比例系数(g/t); M 为耗煤量(t/h)。

进入自平衡渣水系统的 Cl^- 浓度为:

$$C_T = \frac{Lr}{W} \quad (5)$$

式中: r 为进入自平衡渣水系统中的 Cl^- 占总脱硫废水中 Cl^- 含量的比例。

渣是燃煤燃烧所形成的,渣量与耗煤量也有比例关系:

$$H = \alpha_H M \quad (6)$$

式中: α_H 为渣量与耗煤量的比例系数(t/t)。

当系统达到最终稳态平衡时,对于 Cl^- 有如图1所示的平衡关系。

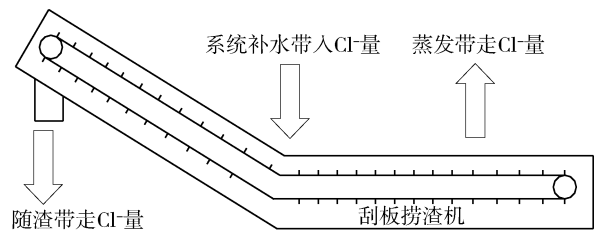


图1 自平衡渣水系统 Cl^- 稳态平衡示意图

Fig. 1 Cl^- steady-state balance in self-balanced slag water system

因蒸发带走的 Cl^- 量极少,可忽略。因此对于最终稳态平衡时,有如下平衡关系:

$$WC_T = QC_B \quad (7)$$

式中： C_T 为系统补水量中的 Cl^- 浓度 (g/m^3 ，溶液密度均按 $1 \text{ t}/\text{m}^3$ 计)； C_B 为刮板捞渣机中的 Cl^- 浓度 (g/m^3)。

将式(2)~(6)代入式(7)可得：

$$C_B = \frac{WC_T}{Q} = \frac{\alpha_L r}{\alpha_H \theta} \quad (8)$$

从式(8)可知，当脱硫废水引入自平衡渣水系统后， Cl^- 经过不断的富集达到最终稳态平衡时，渣水系统(刮板捞渣机)内的 Cl^- 浓度仅与 α_L 、 α_H 、 r 、 θ 四个比例参数有关(溶液密度均按 $1 \text{ t}/\text{m}^3$ 计)，与耗煤量、渣量、耗水量等绝对值参数均无关。通过式(8)可见，若要降低最终稳态平衡时刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度，可以采取如下几种手段：

1) 选用含氯低的煤种。通过选用含氯低的煤种，可以降低 α_L ，从而降低最终平衡浓度。

2) 降低脱硫系统所吸收的氯的比例。可以通过调整设备的选型，使燃煤中的氯更多的被飞灰、石膏等带走，从而降低 α_L ，降低最终平衡浓度。

3) 降低进入自平衡渣水系统的脱硫废水占总脱硫废水量的比例。对脱硫废水采用其它的消耗利用途径，如干灰加湿、煤场喷淋、灰场喷淋等，从而降低 r ，降低最终平衡浓度。

4) 提高渣量所占比例。对于选定煤种而言，煤种内的灰分是一定的，因而灰渣总量与燃煤量的比值是相同的。通过调整锅炉设备，调整灰渣的分配比例，增加渣量占总量的比例，从而提高 α_H ，降低最终平衡浓度。

5) 提高湿渣的含水率。该方法会受到湿渣特性以及湿渣综合利用途径的约束，因此湿渣的含水率一般很难改变，根据工程经验，湿渣的含水率一般在 0.3 左右。

在工程实际中，确定 α_L 的数值是比较困难的，而脱硫废水中的 Cl^- 浓度 C_T 可以方便的获得，因此可以根据 C_T 来计算最终平衡浓度，将式(2)和式(3)代入式(7)得：

$$C_B = \frac{WC_T}{Q} = \frac{\beta C_T}{\theta} \quad (9)$$

在燃煤电厂的工程实践中， β 的数值一般为 0.5~1.0， θ 的数值一般为 0.3，将数值带入上式可得：

$$C_B \approx (2 \sim 3) C_T \quad (10)$$

从式(10)可知，脱硫废水进入自平衡渣水系统后，不断富集，最终 Cl^- 浓度将会达到脱硫废水中浓度的 2~3 倍。

3 瞬态物理模型

当脱硫废水引入自平衡渣水系统时，刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度随着时间发生变化，对此过程进行瞬态分析， Cl^- 有如图 2 所示的瞬态平衡关系。

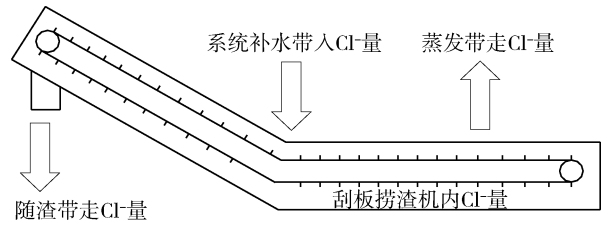


图 2 自平衡渣水系统 Cl^- 瞬态平衡示意图

Fig. 2 Cl^- transient-state balance in self-balanced slag water system

因蒸发带走的 Cl^- 量极少，可以忽略因蒸发带走的 Cl^- 量。在 t 时刻，刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度为 $C_B(t)$ ，在 dt 微元时间内，系统补水带入的 Cl^- 量为 $WC_T dt$ ，刮板捞渣机中 Cl^- 增量为 $AdC_B(t)$ ，随渣带走的 Cl^- 量为 $QC_B(t)dt$ ，从而有如下瞬态平衡关系式：

$$WC_T dt = AdC_B(t) + QC_B(t) dt \quad (11)$$

式中： t 为时间(h)； A 为刮板捞渣机内贮存的水量 (t)； $C_B(t)$ 为 t 时刻刮板捞渣机中的 Cl^- 浓度 (g/m^3)。

式(11)为一阶线性微分方程，需要一个特解。在最开始引入脱硫废水时，刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度很小，可以认为刮板捞渣机内的 Cl^- 含量为 0，即 $t=0$ 时：

$$C_B(0) = 0 \quad (12)$$

从而式(11)的微分方程的解为：

$$C_B(t) = -\frac{\beta C_T}{\theta} e^{-\frac{\theta t}{A}} + \frac{\beta C_T}{\theta} \quad (13)$$

从式(13)可知，刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度随着时间成指数规律变化，当达到最终平衡 t 时：

$$C_B(\infty) = \frac{\beta C_T}{\theta} \quad (14)$$

可见，式(14)与式(9)具有相同的形式，稳态分析和瞬态分析对最终平衡浓度的计算结果是相

同的。

通过式(13)可知,在渣量和含水率一定时,若需要延缓刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度增长,可以增大渣水系统(刮板捞渣机)的水容量。通过增加刮板捞渣机的槽体容积或增加刮板捞渣机体外水池等措施,可以增大 A ,从而使刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度增长速度减缓。

在工程实际中,当刮板捞渣机内的 Cl^- 浓度达到最终平衡浓度的 95% 时,可认为已经达到平衡状态,据此可通过式(13)求出达到平衡所需的时间:

$$t_{95\%} = \frac{A \ln 20}{H\theta} = \frac{2.996A}{H\theta} \quad (15)$$

若 θ 的数值为 0.3, 则可得:

$$t_{95\%} \approx \frac{10A}{H} \quad (16)$$

从式(16)可知,脱硫废水引入刮板捞渣机后的达到 Cl^- 浓度最终平衡浓度所需时间仅与刮板捞渣机的水容量和渣量等有关,而与进入刮板捞渣机的脱硫废水的浓度无关。

4 工程案例

以某工程的自平衡渣水系统为例,该工程渣量 H (干态)为 15.5 t/h,湿渣的含水率 θ 为 0.3,补水量与渣量的比 β 为 0.6,刮板捞渣机水容量 A 为 190 t,采用脱硫废水作为系统补水,补水中的 Cl^- 浓度 C_T 为 $2 \times 10^4 \text{ g/m}^3$ 。

根据式(9)和式(15)可得,该工程的 Cl^- 最终平衡浓度 $C_B(\infty)$ 为 $4 \times 10^4 \text{ g/m}^3$,达到平衡的时间 $t_{95\%}$ 约为 123 h。根据式(13)可绘制出该系统刮板捞渣机内的 Cl^- 变化曲线如图 3 所示。

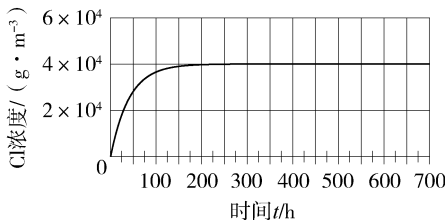


图3 自平衡渣水系统刮板捞渣机内 Cl^- 浓度变化图

Fig. 3 Cl^- concentrate change in self-balanced slag water system

利用式(9)和式(14)对其它不同工程、不同参数的自平衡渣水系统计算结果如表 1 所示。

表 1 脱硫废水引入自平衡渣水系统计算结果

Tab. 1 Calculation of introducing desulphurization wastewater into self-balanced slag water system

$H/$ ($\text{t} \cdot \text{h}^{-1}$)	β	θ	$A/$ t	$C_T/$ ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	$C_B(\infty)/$ ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	$t_{95\%}/$ h
5.0	0.6	0.3	205	1.5×10^4	3×10^4	410
4.26	0.6	0.3	210	1.8×10^4	3.6×10^4	493
11.0	0.6	0.3	130	1.5×10^4	3×10^4	118
10.2	0.8	0.3	140	1.5×10^4	4×10^4	137
2.8	1.0	0.3	125	1.5×10^4	5×10^4	446
3.7	1.0	0.3	180	1.8×10^4	6×10^4	487

从上述计算结果可见,刮板捞渣机内 Cl^- 的最终平衡浓度较脱硫废水中浓度均有 2~3 倍提高,达到最终平衡的时间一般均在数百小时之内。

国内电厂的脱硫废水内的 Cl^- 浓度一般在 $8 \times 10^3 \sim 2 \times 10^4 \text{ g/m}^3$,刮板捞渣机内最终平衡时的浓度将会达到 $1.5 \times 10^4 \sim 6 \times 10^4 \text{ g/m}^3$,且达到最终平衡的时间很快,在数百小时内即可达到最终平衡。

在工程设计中,可以利用式(9)和式(14)根据脱硫废水系统设计中的 Cl^- 浓度,计算出刮板捞渣机内的最终平衡浓度和平衡时间,在设备选型中,必须充分注意高 Cl^- 浓度下的设备腐蚀问题,选用抗腐蚀的设备。

5 刮板捞渣机防腐措施

大型燃煤电厂的刮板捞渣机是没有备用的,如果刮板捞渣机发生故障且短时间内不能修复的话,会直接影响锅炉的运行,从而影响整个电厂的运转。因此,当脱硫废水引入刮板捞渣机后,应采取足够的防腐措施,以保证刮板捞渣机的安全运行。

根据本文前述理论推导结果和工程案例,刮板捞渣机内 Cl^- 会快速地在数百小时内达到最终平衡浓度 $1.5 \times 10^4 \sim 6 \times 10^4 \text{ g/m}^3$ 。因此,刮板捞渣机应该按照长期运行在 Cl^- 最终平衡浓度下进行防腐设计。目前可以采用的防腐措施有如下几种:

1) 刮板捞渣机链条材质采用经试验验证的防腐材料。刮板捞渣机链条是关键部件,应充分考虑链条的耐磨和抗腐蚀性能,防腐材料在应用于刮板捞渣机链条前应进行充分的腐蚀试验验证。

2) 刮板捞渣机壳体采用电流阴极保护、牺牲阳极保护、防腐涂料相结合的防腐方案。电流阴极保护和牺牲阳极保护已经成功的应用在利用海水作

为补水的刮板捞渣机中,结合防腐涂料的使用,可以减缓刮板捞渣机壳体的腐蚀。

3)刮板捞渣机刮板采用牺牲阳极保护。通过在刮板背面安装牺牲阳极,延缓刮板的腐蚀速度。

在最终平衡浓度下, Cl^- 的浓度很高,现有材料能否满足此条件下的长时间使用,仍然需要做进一步的试验和研究。

6 结论

1)脱硫废水引入自平衡渣水系统后, Cl^- 会在刮板捞渣机内逐渐富集,最终达到平衡浓度。最终平衡浓度仅与 α_L 、 α_H 、 r 、 θ 四个比例参数有关,与耗煤量、渣量、耗水量等绝对值参数均无关。

2)脱硫废水引入刮板捞渣机后的达到 Cl^- 浓度最终平衡浓度所需时间与刮板捞渣机的水容量和渣量等有关,而与进入刮板捞渣机的脱硫废水的浓度无关。

3)在工程上,可以根据进入刮板捞渣机的脱硫废水中的 Cl^- 浓度计算最终平衡浓度,根据刮板捞渣机的水容量和渣量等参数计算达到最终平衡的时间。最终平衡浓度一般为脱硫废水 Cl^- 浓度的2~3倍,达到最终平衡的时间一般在数百小时之内。

4)应尽量降低刮板捞渣机内 Cl^- 的最终平衡浓度,以保护刮板捞渣机设备。刮板捞渣机应采用有效的防腐措施,以抵抗 Cl^- 腐蚀。现有材料能否满足如此高 Cl^- 浓度下的长时间使用,仍然需要做进一步的试验和研究。

5)关于脱硫废水引入刮板捞渣机内造成湿渣含 Cl^- 较高引起的其它环保风险问题,需要进一步的讨论和研究。

参考文献:

- [1] 马双忱,于伟静,贾绍广,等. 燃煤电厂脱硫废水处理技术研究与应用进展[J]. 化工进展, 2016, 35(1): 255-261.
MA S C, YU W J, JIA S G, et al. Research and application progresses of flue gas desulfurization (FGD) wastewater treatment technologies in coal-fired plants [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2016, 35(1): 255-261.
- [2] 邓双,张辰,刘宇,等. 基于实测的燃煤电厂氯排放特征[J]. 环境科学研究, 2014, 27(2): 127-133.
DENG S, ZHANG C, LIU Y, et al. A full-scale field study on chlorine emission of pulverized coal-fired power plants in China [J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(2):

127-133.

- [3] 叶春松,罗珊,张弦,等. 燃煤电厂脱硫废水零排放处理工艺[J]. 热力发电, 2016, 45(9): 105-108.
YE C S, LUO S, ZHANG X, et al. Key problems and developing trend of zero discharge technology of desulfurization waste water [J]. Thermal Power Generation, 2016, 45(9): 105-108.
- [4] 吴怡卫. 石灰石-石膏湿法烟气脱硫废水处理的研究[J]. 中国电力, 2006, 39(4): 75-78.
- [5] 刘秋生. 烟气脱硫废水“零排放”技术应用[J]. 热力发电, 2014, 43(12): 114-117.
LIU Q S. Application and comparison of “zero discharge” technology for desulfurization waste water [J]. Thermal Power Generation, 2014, 43(12): 114-117.
- [6] 胡石,丁绍峰,樊兆世. 燃煤电厂脱硫废水零排放工艺研究[J]. 洁净煤技术, 2015, 21(2): 129-133.
HU S, DING S F, FAN Z S. Zero release technology of desulfurization waste water in coal-fired power plant [J]. Clean Coal Technology, 2015, 21(2): 129-133.
- [7] 王森,张广文,蔡井刚. 燃煤电厂湿法烟气脱硫废水“零排放”蒸发浓缩工艺应用综述[J]. 陕西电力, 2014, 42(6): 94-98.
WANG S, ZHANG G W, CAI J G. Application overview of evaporation and concentration technology for wet FGD wastewater ZLD systems in power plants [J]. Shaanxi Electric Power, 2014, 42(6): 94-98.
- [8] 刘海洋,江澄宇,谷小兵,等. 燃煤电厂湿法脱硫废水零排放处理技术进展[J]. 环境工程, 2016, 34(4): 33-36.
- [9] 乔日平,左萌. 脱硫废水零排放技术在清远电厂中的应用探讨[J]. 南方能源建设, 2016, 3(4): 78-81.
- [10] 杨培秀,于晓华. 脱硫废水引入零溢流水湿排渣系统的可行性分析[J]. 广东电力, 2013, 26(1): 110-113.
- [11] 叶青,张国鑫. 脱硫废水引入渣溢水系统的可行性分析[J]. 浙江电力, 2009, 28(增刊1): 79-81.

作者简介:



JIA B

周倩

1983-,女,湖北荆州人,高级工程师,硕士,主要从事火力发电厂物料输送设计工作(e-mail)zhouqian@gedi.com.cn。

贾斌(通信作者)

1988-,男,河南兰考人,高级工程师,硕士,主要从事火力发电厂物料输送设计工作(e-mail)jiabin@gedi.com.cn。

(责任编辑:李辉)