

# 活性炭深度处理技术的化学安全性及影响因素研究

陈卫<sup>1</sup>, 王磊磊<sup>1</sup>, 林涛<sup>1</sup>, 罗彬<sup>2</sup>

(1. 河海大学环境科学与工程学院, 南京 210098; 2. 南京自来水公司, 南京 210001)

**[摘要]** 活性炭技术是净化微污染源水的有效手段,但其化学安全性值得关注。研究发现,活性炭出水中微量有机污染物仍有一定含量,AOC浓度仍达211 μg/L,并可检测到新的有机化合物,去除效果受炭种、源水水质和工艺运行等因素影响;活性炭对消毒副产物的去除效果不稳定,生物活性炭对卤乙酸前质(HAAs)表现出较好去除效果,但对三卤甲烷前质(THMs)的去除效果有限,去除效果与活性炭类型和工艺运行参数等因素有关;活性炭技术可以去除大部分臭氧化副产物的溴酸盐和甲醛,但水厂用纯氧生产臭氧时,活性炭的处理情况有所不同。活性炭易于吸附微囊藻毒素,微生物对藻毒素也有降解作用,仍应注意源水水质情况。另外,活性炭能有效去除致突变活性物质,即使在活性炭吸附TOC饱和后,仍能显著地去除致突变活性物质。

**[关键词]** 饮用水;活性炭;化学安全性;副产物;藻毒素

**[中图分类号]** X505 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1009-1742(2008)05-0032-06

随着我国饮用水水源的微污染问题日益突出、饮用水水质标准的提高,以及常规水处理工艺的局限性,针对微污染源水的深度处理技术备受人们关注。其中,活性炭(AC)技术以其有效的吸附和生物降解作用,在国内外得到广泛研究和应用<sup>[1,2]</sup>。众多研究表明,活性炭可以有效去除水中的微量有机污染物、臭氧化副产物、消毒副产物及前质等,并能明显降低可同化有机碳(AOC)含量。但在应用过程中影响活性炭出水化学安全性的因素较多,目前国内尚缺乏全面系统的研究。

## 1 微量有机污染物

### 1.1 有机污染物的影响

一般来说,颗粒活性炭(GAC)易于吸附分子量为500~3000的有机物。许多研究成果表明,活性炭技术或臭氧-生物活性炭技术对微量有机污染物均有较高的去除率。但是,活性炭池出水中,不能依

靠吸附去除和生物降解的有毒有害污染物仍有一定含量。

实验结果表明,臭氧化水中AOC含量很高,虽经过后续的生物活性炭池(BAC池),但出水中AOC含量仍较高,如图1所示。

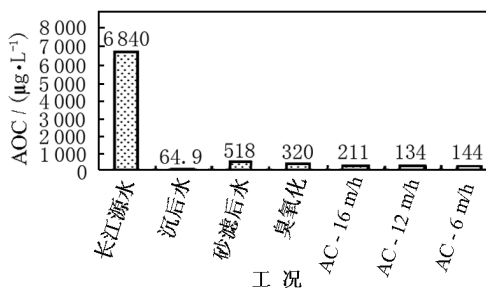


图1 AOC在各工艺阶段及BAC滤柱不同滤速下的含量

Fig. 1 AOC in outlet of different process stages and BAC column by different rates

图1中,滤速为16 m/h时,AOC下降幅度达到

[收稿日期] 2007-01-10

[项目基金] 国家自然科学基金(50778062), 国家高技术研究发展计划(八六三)项目(2006AA06Z311)

[作者简介] 陈卫(1958-),女,江苏南京市人,河海大学环境科学与工程学院教授、博士生导师;王磊磊(1981-),男,江苏徐州市人,河海大学环境科学与工程学院博士研究生

34.5 % ,绝对下降幅度为 109  $\mu\text{g}/\text{L}$  ,但出水浓度仍达 211  $\mu\text{g}/\text{L}$  ;活性炭柱接触时间的增加对提高去除效率的作用有限,当生物活性炭滤池的滤速降低至 6 m/h 时,生物活性炭对 AOC 的去除效果不再增加,含量在 144  $\mu\text{g}/\text{L}$  。研究表明<sup>[3]</sup> ,在经过颗粒活性炭过滤后,进水 TOC 为 6.1 mg/L 时,去除率为 36.1 % ,而当进水总有机碳(TOC)为 15.3 mg/L 时,去除率降为 26.8 % ,出水浓度为 11.20 mg/L。可见,活性炭对有机物的去除是有限的。

季民等的研究表明<sup>[4]</sup> ,活性炭柱进水中检出有机物质 29 种,出水检出 30 种,其中新检出 16 种,未被检出的 15 种。这说明活性炭吸附过程存在竞争吸附现象和吸附与解吸的动态平衡,另一方面也说明,活性炭不仅通过物理吸附去除有机物,而且参与了化学转化,活性炭表面的官能团可以与被吸附的有机物之间产生电子交换或电子共享的化学变化。在这种化学吸附过程中,能产生新的化合物。这些物质在水流冲刷下进入水中,并随水流流出滤柱,从而导致活性炭滤柱出水中会有新的化合物,而且在生物活性炭炭层上的微生物在代谢过程中会产生一些生物分泌物;另有未完全分解的有机物以及微生物本身进入水体中,都对化学安全性产生影响。

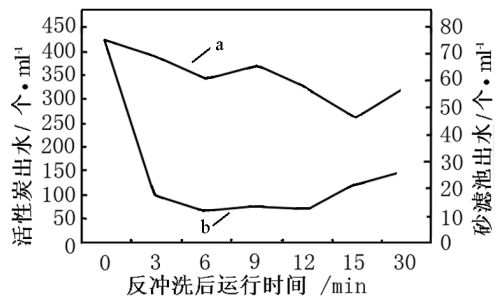
### 1.2 影响出水中有机物的因素

活性炭本构特性决定了炭粒的最大吸附程度。曾抗美认为<sup>[5]</sup> ,活性炭的粒径大小,影响腐殖酸向活性炭内部扩散的路径,也影响活性炭比表面积的大小。不同粒径的活性炭在带感应电荷的情况下,去除腐殖酸时,在前 50 min,活性炭粒径小时的去除效果优于粒径大时的效果;50 min 后,粒径大的去除率有高于粒径小的去除率的趋势。因为活性炭的粒径小,腐殖酸分子更容易扩散到活性炭内部,去除速度较快;但随时间的推移,速度的影响逐渐减小,两种粒径的去除率趋于接近。李建渠等人认为<sup>[6]</sup> ,GAC 是一种多孔疏水性吸附剂,对水中有机物的去除受其本身特性和运行时间的影响。活性炭对三卤甲烷前质 (THMs) 的去除率较低,新炭使用 2 个月时去除率为 38 % ;而对卤乙酸前质 (HAAs) 的去除率较高,新炭使用 2 个月时去除率可达 75 % ,使用 10 个月时去除率仍在 65 % 左右。

源水中有机物分子量的不同,使得活性炭选择吸附的效果存在差异,而且有的分子量范围经活性炭吸附后,不但没有减少,反而有所增加。GAC 吸附使出水中分子量在 3 000 ~ 10 000 之间的有机物

增加,与活性炭的孔径分布及有机物的分子大小有关,一些研究认为可能是由于脱附作用造成的。

同时,不同的工艺运行参数亦对炭滤池的出水有影响。图 2 表示不同运行时间下砂滤池和活性炭柱出水中直径大于 2  $\mu\text{m}$  颗粒物的变化情况。活性炭柱内径 100 mm,炭层高 1.2 m。由图 2 可见,活性炭滤池出水颗粒数的波动与砂滤池前 15 min 内出水中颗粒物数量较多的情况相对应,在生产运行中砂滤池的初滤水会对活性炭滤池的运行造成一定影响,使出水中粒径大于 2  $\mu\text{m}$  的颗粒物数量平均超过 50 个/ml。



a—砂滤池出水;b—活性炭出水

图 2 不同运行时间砂滤池和活性炭出水中 >2  $\mu\text{m}$  颗粒物

Fig. 2 Particles (>2  $\mu\text{m}$ ) in effluent of sand and AC filter by different operation time

采用不同的水洗强度和ación (见表 1) 对活性炭滤池冲洗后,出水中颗粒物数量表现出了不同的变化趋势,如图 3 所示。采用低强度、长历时水洗时,初滤水中颗粒数较多(最高达 830 个/ml);而在水冲强度较高的情况下,初滤水中的颗粒数较少(最高只有 341 个/ml)。

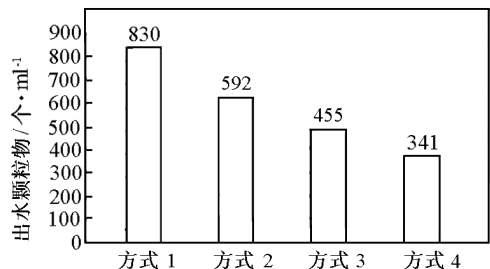


图 3 不同反冲洗条件下出水颗粒物

Fig. 3 Particles in AC effluent with different conditions of backwash

表1 不同反冲洗方式组合

Table 1 Different combinations of backwash condition

	1	2	3	4
水冲强度/(L·(m <sup>2</sup> ·s) <sup>-1</sup> )	6	8	10	12
水冲时间/min	15	15	10	10

## 2 消毒副产物

### 2.1 消毒副产物的影响

国内外学者已就消毒副产物的形成机理、前驱物质、种类以及去除技术进行了大量研究。活性炭技术可以较为有效地去除消毒副产物。研究结果表明<sup>[3]</sup>,生物活性炭对 HAA<sub>s</sub> 表现出较好去除效果,但对 THM<sub>s</sub> 的去除效果有限。利用投加粉状活性炭的方法去除 THM<sub>s</sub> 被证明是有效的,并在实际中得到应用。但对于利用粒状活性炭去除 THM<sub>s</sub> 的效果则要根据其不同分子量组分来确定,中低分子量的 THM<sub>s</sub> 容易被粒状活性炭吸附,而大分子量组分的 THM<sub>s</sub> 不易进入粒状活性炭微孔中。范洁<sup>[7]</sup> 等研究表明,针对传统工艺的出水,检测出新生成微量有机物 33 种,其中卤代有机物有 18 种,以氯代物最多,有 11 种。在经过颗粒活性炭过滤后,卤代有机物由 8 种下降到 5 种,有机物种类去除率 37.5%,有机物质量浓度的去除率只有 49.8%。杨开等采用生物活性炭-砂双层滤柱进行实验<sup>[7]</sup>,过滤对于 CHCl<sub>3</sub> 和 CCl<sub>4</sub> 的去除仅由 68.3 μg/L 降至 41.7 μg/L。所以在活性炭的出水中,新生成的物质以及活性炭对某些物质较低的去除率都对出水安全性造成威胁。

### 2.2 影响出水中消毒副产物的因素

影响活性炭滤池出水中的消毒副产物含量的因素较多,包括活性炭种类、滤池运行参数等,且作用机理较为复杂。

汪昆平等<sup>[8]</sup> 通过等温吸附实验,考察了 5 种不同类颗粒活性炭对消毒副产物 HAA<sub>s</sub> 中致癌风险较高的二氯乙酸、三氯乙酸的吸附行为,进口活性炭 A 具有最高的碘值和亚甲兰值。结果表明:二氯乙酸、三氯乙酸的吸附行为符合 Langmuir 等温式;进口活性炭 A 对二氯乙酸饱和吸附量是 3 种国产活性炭的 4.4~5.7 倍,是另一种进口活性炭 B 的 3.8 倍;对三氯乙酸的饱和吸附量是 3 种国产活性炭的 4.0~5.0 倍,是另一种进口活性炭 B 的 2.6 倍。

李伟光等<sup>[9]</sup> 经过近 10 个月的监测,认为颗粒活性炭对于 HAA<sub>s</sub> 有一定的吸附去除作用,活性炭空

床接触时间(EBCT)分别为 10 min 和 20 min 时,对 HAA<sub>s</sub> 的平均去除率分别为 14% 和 27%,延长接触时间可以提高颗粒活性炭对 HAA<sub>s</sub> 的去除效果。生物活性炭对于 HAA<sub>s</sub> 的去除作用更加有效,EBCT 为 10 min 时,去除率达到 31%~48%;EBCT 提高至 20 min 时,去除率可达到 43%~61%。在较高的 EBCT 条件时,生物作用对 HAA<sub>s</sub> 具有更好的去除效果。

目前,针对氯化消毒副产物形成、去除及影响因素的研究较为分散,仍缺乏系统性研究和高效的控制措施;另外,其他消毒方式如二氧化氯、紫外光、高级氧化剂等去除效果影响因素的研究有待进一步开展。

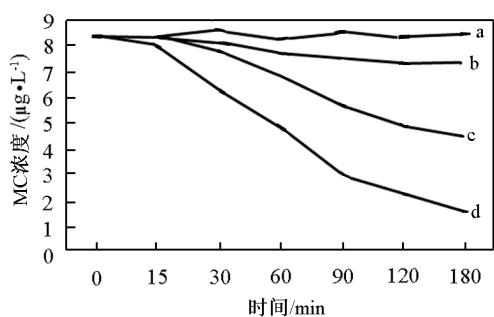
## 3 臭氧化副产物

臭氧化出水的有机物及新生成的副产物与其进水相比没有显著的减少,反而有上升的情况出现,这与许多研究<sup>[10-13]</sup> 一致。臭氧化处理能够产生种类繁多的副产物,具体与水质等因素有关,大体可分成有机副产物和无机副产物两类。

利用生物活性炭可以较为有效地去除臭氧化副产物,目前这方面的研究较少,主要集中在溴酸盐的去除上。较为公认的活性炭去除溴酸盐的机理是 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 先被活性炭吸附,然后与表面基团发生还原反应,还原后的溴离子依靠水流的扩散和输移带走<sup>[14]</sup>。M. Siddiqui<sup>[15]</sup> 等用活性炭吸附处理含 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 水样,结果显示:当进水中 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 为 25~10 mg/L,DOC 为 0.2~5.1 mg/L 时,出水中 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 可降至检测限以下。活性炭表面的其他一些基团也可使 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 还原。但也有实验认为活性炭滤池改为生物活性炭滤池,将会减少溴酸盐还原速率,如水中含有天然有机物或高浓度的其他离子也会降低活性炭滤池还原溴酸盐的能力。在生物活性炭池中可以去除溴酸盐,是在实验室的低氧浓度下(<2 μg/L)观测到的;但是在生产性水厂中,臭氧化水中的氧浓度很高,用纯氧生产臭氧时水中氧的浓度会更高,所以情况并不相同。

国外研究表明具有生物活性的活性炭-石英砂滤池能去除大部分的醛类,滤池的去除效果与滤料种类、滤料中所含生物量、滤池操作方式等有关。有学者将 GAC-石英砂滤池的降解功能归于内部吸收基质的利用和较多的生物量<sup>[16,17]</sup>。在各种滤池中 GAC 较一般滤料滤池去除效果好,而深床 GAC

滤池由于其较高的空床接触时间,效果比 GAC 好。相对甲醛、乙醛而言,乙二醛较难以去除。美国水厂实例中,在 GAC 滤池的生物量、EBCT 较高,水力负荷较低的情况下,甲醛的去除率可高于 92%,乙二醛的去除率可在 85% 左右<sup>[18]</sup>,见图 4。



a—空白; b—灭活 BAC; c—BAC; d—GAC

图 4 不同活性炭去除 MC 效果

Fig. 4 Remove rates of different activated carbon filters

## 4 藻毒素

由于饮用水水源富营养化的加剧和水华的持续爆发,蓝藻等藻类产生的藻毒素引起了世界范围内的关注。在所有的淡水藻类中,已知毒性最高、污染范围最广的是蓝藻,其中可产生毒素的蓝藻主要包括铜绿微囊藻、水华鱼腥藻、水华束丝藻、阿氏颤藻、泡沫节球藻等,以上藻类死亡后将细胞内的毒素释放到周围水体中,造成水体污染,进而造成水生生物毒化。

藻毒素属于多肽环状结构,其最具毒性的是微囊藻毒素中的 MC-LR 结构(MC 毒素),其分子量约为 1 000。传统滤池对藻毒素去除基本没有效果,而活性炭易于吸附 1 000~3 000 的有机物分子,微生物对藻毒素也有降解作用。实验发现,BAC 工艺可作为饮用水中针对 MC 的深度处理工艺,适宜的水力停留时间(HRT)为 1.5~2 h。原水中较高浓度的易生物降解有机物会抑制 BAC 池对 MC 的去除,因此必须控制进入 BAC 池的原水中易生物降解有机物的含量。其主要原因在于,MC 与有机物在生物反应器内同时被降解,既有 MC 降解菌的作用,也有异养菌的协同同化作用。如果 MC 是在异养菌的协同同化作用下被降解,当比 MC 更易被微生物利用的有机物增加时,这些有机物将优先被异养菌降解,微生物对 MC 的同化作用将减弱,导致对其去除率下降;当有机物降解菌与藻毒素降解菌是不同

菌种时,易降解有机物含量增加,相应的异养菌活性增强,MC 降解菌的活性受到抑制,从而使 MC 的去除率下降<sup>[19]</sup>。

## 5 致突变性

Ames 实验是当今国内外广泛使用的生物短期测试方法,已证明阳性结果与致癌性之间有高达 83% 的符合率。实验证明,活性炭能有效去除致突变活性物质,因为活性炭为疏水性吸附剂,易于吸附水中的疏水性有机物。另据报道,即使在活性炭吸附 TOC 饱和后,仍能显著地去除致突变活性物质。

有研究表明,水源水中的致突变物质经净化消毒(氯消毒)后不能或不易去除。李灵芝的实验数据表明<sup>[20]</sup>,出厂水对 TA98 菌株致突变反应呈强阳性,水样剂量为 1 L/皿时,诱变指数高达 35.7,且有较好的剂量反应关系,相关系数  $r = 0.979$ ;出厂水对 TA100 菌株在试验剂量下  $MR \geq 2$ ,并有较好的剂量反应关系,相关系数  $r = 0.966$ ,对 TA100 菌株也呈阳性,说明出厂水含有较多的移码型和碱基转换型致突变物。对 TA98 和 TA100 菌株采用活性炭强化处理,其致突变活性虽有一定的去除,但不能保证水中致突变活性性状一定会发生改变,即仅用活性炭作为饮用水深度处理手段,对污染严重的水源水,仍难以使其达到饮用水的标准。

目前国内外饮用水卫生标准中只对氯仿或三卤甲烷等的含量作了限定,从饮用水安全性出发,建议尽早制订致突变物标准。

## 6 结语

活性炭技术是净化微污染水源水的有效手段。但是,必须重视微量有机污染物、消毒与臭氧化副产物、藻毒素和致突变物等在出水中的含量,及其对饮用水化学安全性的威胁。

1) 颗粒活性炭(GAC)易于吸附分子量为 500~3 000 的有机物。但活性炭出水中,不能依靠吸附去除和生物降解的有毒有害污染物仍有一定水平。

2) 生物活性炭技术能比较有效地控制消毒副产物前质,但并不稳定。

3) 臭氧化处理能够产生种类繁多的副产物,具体与水质等因素有关。

4) 比较而言,生物活性炭工艺可以更加有效地控制出水中的藻毒素含量。

5) 活性炭能有效去除致突变活性物质,但是水

源水中的致突变物质经净化消毒(氯消毒)后不能或不易去除。

6)影响活性炭出水水质的因素较多,国内外尚缺乏系统全面的研究。活性炭性质、进水水质情况、工艺运行方式、出水中细菌和炭粒对出水的化学安全性的影响,以及这些因素间的相互影响等均值得关注。

#### 参考文献

- [1] Dussert B W. The biological activated carbon process for water purification[J]. *Wat. Eng. Manage.* 1994, 141(12):22-24
- [2] 乔铁军, 刘晓飞, 范洁, 等. 生物活性炭技术的安全性评价[J]. *中国给水排水*, 2004, 20(2):31-33
- [3] 张金松, 董文艺, 张红亮, 等. 臭氧化-生物活性炭深度处理工艺安全性研究[J]. *给水排水*, 2003, 29(9):1-4
- [4] 季民, 杨洁, 孙丽娜, 等. 水中微量有机物的活性炭深度净化技术研究[J]. *中国公共卫生*, 2005, 21:291-292
- [5] 曾抗美, 董海山, 史建福, 等. 活性炭多维电极法去除水中溶解态腐殖酸研究[J]. *水处理技术*, 2002, 28(6):343-346
- [6] 李建渠, 李灵芝, 张淑琪. 饮用水卤代消毒副产物的去除途径探讨[J]. *环境与开发*, 1998, 13(2):33-35
- [7] 范洁, 马军, 陈忠林, 等. 控制饮用水加氯消毒副产物的研究[J]. *净水技术*, 2004, 23(1):4-6
- [8] 汪昆平, 齐嵘, 张昱, 等. 5种颗粒活性炭对水中卤乙酸的等温吸附试验[J]. *环境科学*, 2005, 26:96-99
- [9] 李伟光, 安东, 崔福义, 等. 生物降解与吸附作用协同去除卤乙酸生成势[J]. *中国环境科学*, 2005, 25(1):61-64
- [10] Kim Woo Hang, Nishijima ataru W, EijiShoto, et al. Pilot plant study on ozonation and biological activated carbon process for drinking water treatment [J]. *Wat. Sci. Tech.* 1997, 35(8):21-28
- [11] Yasushi Takeuchi, Kazuhiro Mochidzuki, Notiyuti Matsunobu, et al. Removal of organic substance from water by ozone treatment followed by biological activated carbon [J]. *Wat. Sci. Tech.* 1997, 35(7):171-178
- [12] Urfer D. Biological filtration for BOM and partical removal: a critical review[J]. *AWWA*, 1997, 89(12):83
- [13] Lambert S D, Graham N J D. Removal of non-specific dissolved organic matter from up land potable water supplies - ozonation and adsorption [J]. *Wat. Res.* 1995, 29(10):2427-2433
- [14] 申石泉, 叶恒朋, 陆少鸣, 等. 给水深度处理中臭氧副产物的产生及控制[J]. *城市环境与城市生态*, 2003, 16(6):187-189
- [15] Siddiqui M. Bromateion removal by activated carbon[J]. *Water Research*, 1996, 30(7):1651-1660
- [16] Kasner Stuart W. Testing biologically active filters for removing aldehydes formed during ozonation [J]. *AWAA*, 1993, 85(5):62
- [17] Lechevallier Mark W. Alternative strategies for removing bromate [J]. *AWWA*, 1992, 84(4):136
- [18] 陈超鹏, 李田. 给水深度处理中的臭氧化副产物及其控制[J]. *净水技术*, 1998, 64(2):10-14
- [19] 朱光灿, 吕锡武. 生物活性炭去除微囊藻毒素的研究[J]. *中国给水排水*, 2005, 21(2):14-17
- [20] 李灵芝, 张淑琪. C市某水厂出厂水的致突变性研究[J]. *平顶山师专学报*, 2002, 17(2):45-46

## Study of drinking water chemical security and influencing factors on Micro-polluted water treatment by activated carbon process

Chen Wei<sup>1</sup>, Wang Leilei<sup>1</sup>, Lin Tao<sup>1</sup>, Luo Bin<sup>2</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. Nanjing Tap Water General Company, Nanjing 210001, China)

[Abstract] GAC will be effective for the advanced treatment in drinking water due to the aggravating micro-pollution of drinking water source in China, but the chemical security of GAC filter effluent should be taken into account. It was proved that the micro-organic matter in the GAC filter effluent still was in a higher level of quantity, such as AOC density (211  $\mu\text{g/L}$ ). And some new organic matter was tested in the effluent. The effects of carbon characters, source water quality and operation of AC process on the removal results of micro-organic matter were investigated. The GAC process removed effectively the disinfection by-products, while not steadily sometimes. The

BAC process also removed the HAAs precursor; but it was limited to remove the THMs precursor. The adsorptive ability of AC to remove disinfection by-products was limited, depending on the characters of AC and the one in drinking water. AC could remove the majority of ozonation by-products including inorganic by-products (formaldehyde) and organic by-products (bromate). However, when the plant used purify oxygen to produce ozone, the removal effect was different from bench scale. And BAC was used for removal of microcystins (MC), which was influenced by source water quality. Most part of MC was degraded by microorganism, other part of MC was adsorbed by AC. In addition, AC removed the Ames mutagens effectively to ensure the safety of drinking water, even if AC adsorbed the total organic carbon to the maximum.

[ **Key words** ] drinking water; activated carbon; chemical security; by-products; microcystins

---

(上接 24 页)

- [9] Yamakawa H, Enokida Y, Yamamoto I. *J. of Nuclear Science and Technology*, 1999, 36:198
- [10] Christopher J Cramer. *Essentials of Computational Chemistry* [M]. Chichester: John Wiley and Sons, 2002
- [11] Perdew J P. *Phys. Rev. B* 33. 8822 (1986).
- [12] Job G, Herrmann F. Chemical potential – a quantity in search of recognition[J]. *Eur. J. Phys.* 2006, 27:353 – 371
- [13] Wagman D D, Evans W H, Parker V B, et al. The NBS tables of chemical thermodynamic properties[J]. *Journal of Physical and Chemistry Reference Data*, 11 Suppl. 2(1982).
- [14] Alexander Van Hook W. *Journal of Physical Chemistry*. 72, 4124, 1968
- [15] 朱正和. 原子分子反应静力学[M]. 北京: 科学出版社, 1996

## Thermodynamic study for the separation of tritium by CECE method from heavy water

Zhu Zhenghe<sup>1</sup>, Fu Yibei<sup>2</sup>, Sun Ying<sup>2</sup>, Wang Xiaolin<sup>2</sup>,  
Luo Yangming<sup>2</sup>, Luo Wenlang<sup>1</sup>, Hu Sheng<sup>2</sup>, Ruan Wen<sup>1</sup>

(1. *Institute of Atomic and Molecular Physics, Sichuan University, Chengdu 610065, China;*  
2. *China Academy of Engineering Physics, Mianyang 621900, China*)

[ **Abstract** ] The present work makes a contribution to thermodynamic study for the separation of tritium by CECE method from D<sub>2</sub>-heavy water involving tritium. The reversible decomposition voltages of H<sub>2</sub>O, HDO, D<sub>2</sub>O, DTO and T<sub>2</sub>O have been calculated and the difference of decomposition voltage for H<sub>2</sub>O and T<sub>2</sub>O is 0.047 V. Therefore, the electrolytic volt of heavy water must be less 0.047 V than that of H<sub>2</sub>O. The functional relations of vapor pressure and vaporization heat with temperature from 0 ~ 100 °C for these five kinds of hydrogen-isotope water are derived. The equilibrium constants for reaction (19 - 1) and reaction (19 - 2) are also evaluated and both are quite small. Therefore, it is impossible to realize the two reactions in static system, however, it is possible to realize them in flow system. The most disadvantage for CECE method is the rather poor selectivity, the exploration is try to under way.

[ **Key words** ] separation of tritium; CECE method; thermodynamic; reversible decomposition voltage