

# 水分子簇微观结构影响因素的研究

赵飞虹, 李复兴

(北京爱迪曼生物技术研究所, 北京 100006)

**摘要** 自然界水是以聚合态(水分子簇)存在。当前在国际上对水分子簇的研究是一个热点, 而且很活跃。北京爱迪曼生物技术研究所和国内一些单位, 近年来联合对水分子簇的影响因素和水分子簇的生物水利用率和生理功效等方面进行了研究。论文主要探讨矿物盐、臭氧和  $COD_{Mn}$  对水分子簇的影响。

**关键词** 水分子簇 矿物盐 臭氧  $COD_{Mn}$

中图分类号: O56 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2008)02-0010-05

## Factors Affecting Micro-structure of Water Clusters

ZHAO Fei-hong, LI Fu-xing

(Beijing IDM Bio-technology Institute, Beijing 100006, China)

**Abstract** In natural conditions, water exists as polywater- the clusters of water molecules, and currently, upon which, studies have become hot and rather active worldwide. In recent years, researches on impacting factors on water clusters and its bioavailability and physiological functionality have been conducted in Beijing IDM institute of bio-technology in collaboration with other Chinese organizations. This paper mainly discussed the impacts of mineral salts, ozone, and  $COD_{Mn}$  on water clusters.

**Key words** water cluster mineral salts ozone  $COD_{Mn}$

近年来, 随着细胞膜上水通道蛋白研究的进展, 揭示了细胞膜对水的吸收具有一定的选择性, 不仅依赖于传统的渗透等生理的作用, 与细胞膜上的通道蛋白的结构有很大的关系。由此提出了一个问题, 何种结构的水可以进入细胞内参与身体代谢。在 20 世纪 90 年代人们就提出了水在自然状态下, 不是以单分子的状态存在的, 而是以聚合水的形式存在 (polywater)。在 1998 年 Chaplin 首次提出水是以 280 个水分子组成 20 面体的形式存在<sup>[1]</sup>, 随后用 X-衍射得以证明<sup>[2]</sup>水分子簇的存在。当前水分子簇的测定和研究方法主要包括中子散射谱、远红外转振谱、微波介电弛豫测试以及核磁共振等。前面几种测定方法对实验条件和测试仪器的要求较高, 所以通常采用核磁共振<sup>[3]</sup>对水分子簇进行测定, 用  $^{17}O$ -NMR 测定水的半高幅宽 (Full width at half height) 间接表示水分子簇的大小。由于液态水中的水分子簇的结合由氢键形成的网络, 在水分子中的热运动和外力作用的影响下不断地改变, 稳定的时间只有  $10^{-12}$ ~ $10^{-13}$  秒<sup>[4]</sup>左右, 现在还不能定量测定分子簇中

所含有的水的个数。在此必须着重指出, 水中不仅含有 HOH, 还含有许多其他物质, 因此水的半高幅宽容易受到其他因素的影响, 例如 pH<sup>[5]</sup>、磁场<sup>[6]</sup>等。

北京爱迪曼生物技术研究所经过两年的生物学实验证明了水半高幅宽可影响生物体对水的利用率。半高幅宽小, 则利用率高。国际上也出现了不同处理的产品水, 例如 Lorenzen's 'microclustered water'<sup>[7]</sup>是蒸馏水经过交变磁场处理后, 经过 610 nm 和 1mm 的可见光照射, 再经过特制的陶制组件。类似的产品还有 Willards water<sup>[8]</sup>是利用硅酸盐和表面活性剂, Penta water<sup>[9]</sup>是利用声学的空穴作用和饱和氧处理水, 类似的产品还有很多。这些产品都可以使得水分子簇变小。例如 Lorenzen 认为蒸馏水或三蒸水的半高幅宽为 130~115 Hz, 经过处理后水的半高幅宽小于 115 Hz, 可以达到 60~70 Hz, Paul Shin<sup>[10]</sup>对实验室的自来水进行测定为 132 Hz, 家庭自来水为 84 Hz, 超纯水 (DDI) 为 62 Hz 等。从目前所测定的数据来看, 都缺乏统计学上的意义, 同时水半高幅宽的再现性也比较差, 但是普遍认为自来水的半高幅宽一般为 100 Hz 以上。聚合水的半高幅宽容易受到诸多因素的影响。本文对一些可能影响聚合水半高幅宽的因素进行一些探索和研究。

[收稿日期] 2007-05-29

[作者简介] 赵飞虹 (1954-), 女, 北京爱迪曼生物技术研究所副研究员, 研究方向为健康饮用水与人体健康的关系。电话:

010-65286890, E-mail: idm@chinaidm.com

© 1994-2010, China Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

# 1 实验内容

## 1.1 实验原理

利用核磁共振  $^{17}\text{O}$  谱线宽表征液态水团簇结构平均相对大小的原理。

任何一种光谱的吸收或者发射并不是出现在某一确定的频率,而是呈现了具有一定宽度的分布。光谱线的宽度用半高幅宽 (FWHH, Full width at half height)来度量。核磁共振半高幅宽如图 1 所示。

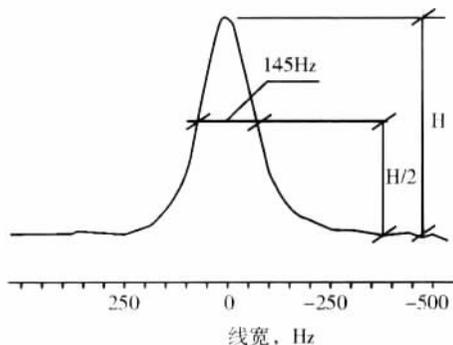


图 1 核磁共振谱线  
Fig.1 NMR spectra

分子在任何一个能级上都具有一定的寿命,否则不会产生光谱。不确定关系指出,具有有限寿命的状态,其能量并不具有唯一的恒定值,而是按照一定的规律分布。能量的不确定性和状态的寿命之间按照测不准原理存在如下关系:

$$E \cdot t = h$$

式中,  $E$  为分子在某一具有有限寿命状态下的能量的不准确度;  $t$  为分子在该状态的寿命;  $h$  为普朗克常数。

而  $E = h \nu$ , 其中  $\nu$  为分子在某一具有有限寿命的状态下吸收或者发射的光谱频率的不准确度,即谱线的宽度。因此  $\nu = 1/t$ , 即谱线的宽度与样品在该状态的寿命成反比。

对于核磁共振而言,由于核自旋在各能级上的寿命主要受到核的弛豫过程的影响,因此核磁共振的半高幅宽与样品的弛豫时间成反比,弛豫时间虽有纵向弛豫时间( $T_1$ )和横向弛豫时间( $T_2$ )之分,但对于每个核来说,它在某一高能级停留的平均时间(寿命)只取决于两者中最小者。对于液体来说,  $T_1 \approx T_2$ 。因此液态水的核磁共振半高幅宽主要受到横向弛豫过程的影响。

由于横向弛豫过程是邻近核之间自旋状态的交换,而水的团簇结构越大,氧核或氢核与邻近核之间自旋状态的交换就越快,样品恢复到平衡态所需要

的时间就越短,半高幅宽就越宽,因此,利用核磁共振谱线的半高幅宽可以反映液态水团簇结构的平均相对大小,半高幅宽越宽,团簇越大;半高幅宽越窄,团簇越小。

水是由 H 和 O 两种元素组成的,这两种元素分别具有 3 种同位素: $^1\text{H}$ 、 $^2\text{H}(\text{D})$ 、 $^3\text{H}(\text{T})$  以及  $^{16}\text{O}$ 、 $^{17}\text{O}$  和  $^{18}\text{O}$ 。其中  $^{16}\text{O}$  和  $^{18}\text{O}$  的自旋量子数目为 0,为非磁性核,无法用于核磁共振,而其他的同位素都可以用于液态水的团簇结构的分析,但是核磁共振信号的强弱受到核的天然丰度的影响,而  $^3\text{H}$  的丰度非常低,因此在对液态水进行测定时,往往不采用。因此对液态水团簇结构进行分析,只有  $^2\text{H}$  和  $^{17}\text{O}$  可以用于液态水的团簇分析,我所以前曾用  $^2\text{H}$  对液态水进行团簇结构进行分析,发现系统误差较大,而用  $^{17}\text{O}$  进行分析时,测定的数值系统误差小,且敏感性高。另外清华大学李福志等<sup>(11)</sup>(2004)用  $^2\text{H}$  和  $^{17}\text{O}$  对液态水进行分析时,也发现了该现象。

## 1.2 矿物盐对分子团簇的影响

### 1.2.1 基础水的制备

将深海海水净化处理后,经过 级反渗透,浓缩水部分留下备用,淡水部分再经过 级反渗透,淡水作为实验用的基础水,电导率为  $4.2 \mu\text{s}/\text{cm}$ 。

### 1.2.2 水样制备

水样 1: 基础水中添加浓缩海水使水的电导率达到  $160 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

水样 2: 基础水中添加浓缩海水使水的电导率达到  $170 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

水样 3: 基础水中添加浓缩海水使水的电导率达到  $180 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

水样 4: 基础水中添加浓缩海水使水的电导率达到  $190 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

水样 5: 在水样 1 中添加 1% 的 KCl 溶液使电导率达到  $180 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

水样 6: 在水样 1 中添加 1% 的  $\text{MgSO}_4$  溶液使电导率达到  $180 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

水样 7: 在水样 2 中添加 1% 的 KCl 溶液使电导率达到  $190 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

水样 8: 在水样 2 中添加 1% 的  $\text{MgSO}_4$  溶液使电导率达到  $190 \mu\text{s}/\text{cm}$ , 顺时针方向搅拌 5 min。

### 1.2.3 分析与测定

将制备好的样品送到上海复旦大学分析测试中心,用 DMX—500 型核磁共振仪测定水的半高幅宽,同时在山东九发食用菌股份有限公司科研所对水样中常量元素进行分析和测定。

表 1 各组化学检测数据

Tab.1 Experiment data

	电导率/( $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	钾/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	钠/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	钙/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	镁/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	氯离子/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	硫酸根/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	水的半高幅宽/Hz
水样 1	160	0.85	19.74	1.06	2.97	45.70	0.034	63
水样 5	180	1.19	19.83	1.06	2.99	50.84	0.13	63
水样 6	180	0.83	19.61	0.92	4.81	40.02	0.46	63
水样 3	180	0.93	22.95	1.13	3.31	52.84	0.12	62
水样 2	170	0.88	21.33	1.10	3.05	48.55	0.046	65
水样 7	190	2.94	21.36	1.10	3.07	50.55	0.12	67
水样 8	190	0.88	21.44	1.03	5.29	47.84	0.37	67
水样 4	190	0.98	24.50	1.17	3.50	53.55	0.17	87
基础水	4.2	0.076	未检出	未检出	未检出	2.85	未检出	56
相关系数	0.485 7	0.012 65	0.739	0.533	0.012	0.454	0.003 4	
回归方程	0.38x- 0.38		3.65x- 10.77	64.97+2.01x		25.3+0.86x		

各水样化学检测数据和水的半高幅宽见表 1。

从表 1 中可以看出, 阳离子中钠离子与水的半高幅宽呈强相关关系,  $r$  为 0.739, 而钙离子与水半高幅宽有相关关系,  $r$  为 0.533, 但是不显著, 钾离子和镁离子与水的半高幅宽没有相关关系; 阴离子中氯离子与水的半高幅宽有相关关系,  $r$  为 0.454, 但是不显著, 硫酸根离子则没有相关关系。因此电导率与之也具有相关关系,  $r$  为 0.485 7, 但是不显著。

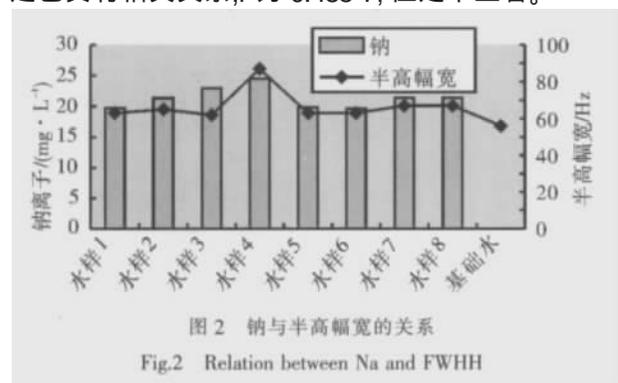


图 2 钠与半高幅宽的关系

Fig.2 Relation between Na and FWHH

从图 2 中可以看出, 半高幅宽的变化趋势与水中钠含量的变化趋势近似。

从电导率数值上可以看出, 电导率与水的半高幅宽具有相关关系, 基础水的半高幅宽为 56 Hz 随着浓缩海水添加数量增加, 水的半高幅宽均增加, 即 160  $\mu\text{s}/\text{cm}$  时, 为 63 Hz; 170  $\mu\text{s}/\text{cm}$  时, 为 65 Hz; 180  $\mu\text{s}/\text{cm}$  时, 为 62 Hz; 当增加到 190  $\mu\text{s}/\text{cm}$  时, 为 87 Hz。因此从数据中可以看出, 电导率为 4.2  $\mu\text{s}/\text{cm}$  基础水, 添加深海水达到 190  $\mu\text{s}/\text{cm}$  时, 水的半高幅宽明显增加, 增幅达到 55.4%。

由于浓缩海水中氯化物主要成分是 NaCl 和 CaCl<sub>2</sub>, 由于钠离子与水的半高幅宽呈强正相关关系, 钙离子和氯离子与半高幅宽有相关关系, 所以当基础水中加入的浓缩海水的数量越多, 水的半高幅宽增加越多。

从实验结果可以看出, NaCl、CaCl<sub>2</sub>、KCl 和

MgSO<sub>4</sub> 中 NaCl 对水半高幅宽的影响最大, 其他化合物的影响递减, 特别是 MgSO<sub>4</sub> 不会增加水的半高幅宽, 而其他物质或多或少地都会增加水的半高幅宽。

### 1.3 臭氧对水的半高幅宽的影响

臭氧属于强氧化剂, 又可以有效地杀灭水中的微生物, 因此在瓶装水生产中通常用于水的消毒。当水中含有一定量的氯化物时, 通入高浓度的臭氧, 能够将水中的氯化物氧化, 形成游离的氯气, 严重时, 影响水的口感和气味。

为了进一步探讨臭氧是否影响水的半高幅宽。我们用水样 3 作为基础水, 通入臭氧后余氯分别达到 0.1 mg/L 和 0.2 mg/L。各制备两份, 一份直接放置, 一份通过活性炭吸附, 同样所有的样品送到复旦大学测试中心测定水的半高幅宽。

臭氧对水的半高幅宽的影响见表 2。

表 2 臭氧对半高幅宽的影响

Tab.2 Ozone's affection on HWHH

	半高幅宽/Hz
水样 3	62
水样 3+O <sub>3</sub> 余氯为 0.1 mg/L	47
水样 3+O <sub>3</sub> 余氯为 0.1 mg/L 活性炭吸附	46
水样 3+O <sub>3</sub> 余氯为 0.2 mg/L	47
水样 3+O <sub>3</sub> 余氯为 0.2 mg/L 活性炭吸附	78

从实验结果可以看出, 水中通入一定臭氧后, 可以有效地降低半高幅宽, 但是在余氯为 0.2 mg/L 经过活性炭吸附的水样, 半高幅宽却增加了 66%, 其原因需要进一步探讨和研究。

### 1.4 COD<sub>Mn</sub> 对半高幅宽的影响

由于水源受到污染, 饮用水中普遍存在有机微污染物。在酸性条件下, 用高锰酸钾氧化剂氧化水中的有机物时, 所消耗的高锰酸钾的数量按当量换成氧的毫克数, 称为耗氧量。根据耗氧量可以得出水中有机物的含量的多寡。在本次实验中, 主要观察水中化学耗氧量对水半高幅宽的影响。

### 1.4.1 水样的采集及测定

从各地采集水源水样品，并在本实验室中测定  $COD_{Mn}$ ，同时将水样品送复旦大学分析测试中心测定半高幅宽。水样品的采集地点及分析测定结果见表 3 及图 3。

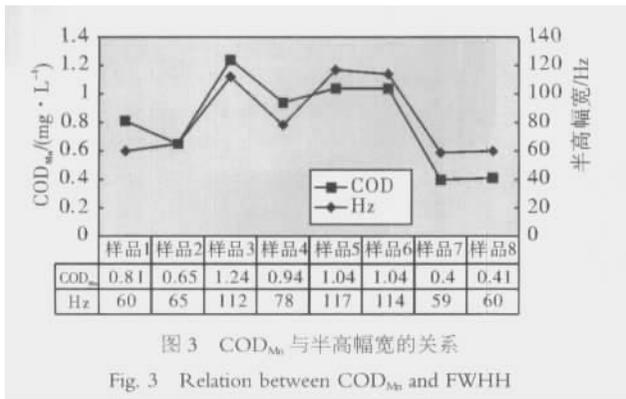
表 3 水样品的采集地及来源

Tab.3 Water sampling places and sources

样品	水源地及来源
样品 1	河北邯郸武安县长寿泉
样品 2	河北逐鹿县黄帝泉
样品 3	深圳自来水经过能量净水器
样品 4	北京矿泉水产品
样品 5	深圳自来水
样品 6	样品 5 经过生化陶瓷过滤
样品 7	四川德阳矿泉水产品
样品 8	四川海螺沟冰川矿泉水

### 1.4.2 实验结果

从图 3 中可以明显看出随着  $COD_{Mn}$  的增加，半高幅宽也随之增加。从我们随机选择各地的水的测定， $COD_{Mn}$  与半高幅宽具有一定的相关性。虽然这些样品理化指标等均不相同。但从本次测定结果来看，水中的污染物对半高幅宽的影响较水中其他物质的影响更大，对数据进行相关性分析，发现水的半高幅宽与水的  $COD_{Mn}$  的相关系数  $r$  为 0.852，为强相关关系，说明当  $COD_{Mn}$  提高到 1mg/L 以后，水的半高幅宽一般在 100Hz 以上。直线回归方程为： $Y=23.006+73.65X$ 。



## 2 分析与讨论

自然界常态水不是以单分子的状态存在的，而是通过水分子之间的氢键的缔合而聚合成水分子簇的结构。通过我所多年的研究和国际上有关文献报道，发现水分子簇的大小对于生物体的生理功效和水的生物学利用率具有不同的功效。本所曾经进行过饮水量的生物学实验，用  $^{17}O$ -NMR 为 80 Hz 的水和 113 Hz 的水 30 d 大鼠喂养试验和降血脂试验，

两个试验的饮水量比较结果如表 4 所示。

表 4 两个试验中饮水量比较

Tab.4 Compare of water- drinking volume

组别		总进水量/mL	比较/%
缓解疲劳试验			
负重实验	113Hz 组	154.45	100
	80Hz 组	143.06	- 7.14
乳酸尿素	113Hz 组	163.40	100
	80Hz 组	136.22	- 16.63
肝糖元	113Hz 组	146.41	100
	80Hz 组	137.25	- 6.26
降血脂功能性试验			
113Hz 组		1 796.91	100
	80Hz 组	1 599.58	- 10.98

从生物学实验来看，不同 Hz 数的水生物学效应不同，但是作为饮用水来讲，最佳半高幅宽是多少？国际上尚无定论。根据笔者多年的研究和国际上的文献报道，一般认为优质饮用水的半高幅宽应该小于 100 Hz。

(1) 水分子簇结构一般不稳定，受多种因素的影响。本文只是探讨水中部分矿物质、臭氧和  $COD_{Mn}$  对半高幅宽的影响因素。但是半高幅宽的影响因素远不止这些，尚须进一步实验和探讨。以便找出规律，这对于确定科学水处理工艺和人为控制和稳定水分子簇最佳范围具有一定意义。

(2) 从实验中可以初步看出，水中某些矿物元素含量和电导率对半高幅宽有一定的影响。通过反渗透处理后的纯净水电导率一般小于 10  $\mu\text{s/cm}$ ，在短时期内半高幅宽比较小，但是经过一定时间的储存后，半高幅宽明显地增加，如果在刚制备出来的纯净水中添加一定量的矿物质，例如脱除 NaCl 的深海矿泉水等就可以稳定水分子团簇结构。

(3) 目前我国瓶装水厂基本采取臭氧消毒工艺。从实验中可以看出，臭氧不会增加水的半高幅宽，甚至还可以降低水的半高幅宽。任何技术均有双重性，由于臭氧是强氧化剂，可以催化一些物质生成氧化物，例如溴化物在臭氧的作用下，生成溴酸盐。因此，近年来国际上对臭氧的使用颇有争议。

(4) 从  $COD_{Mn}$  对半高幅宽的影响中可以看出水中有机污染物(用  $COD_{Mn}$  表示)，不但直接对人体产生危害，而且明显地增加水的半高幅宽，降低了水的利用率和生理活性。潜在地影响了人体的健康和生命质量的提高。在本次实验中由于采集的水样的  $COD_{Mn}$  都小于 2 mg/L，属于 类水。类以上的水尚未进行深入的研究。

(5) 正是由于半高幅宽与  $COD_{Mn}$  有一定的相关关系，可以将该数值作为微污染的一个很灵敏的指

标。但是由于该值不能代表所有的有机物含量,特别是在 20 世纪 90 年代高精度的 TOC 分析仪的应用,用 TOC<sup>[12]</sup>进行实验可能更加灵敏,能充分反映有机污染物与半高幅宽之间的关系。

### 参考文献

- [1] M. F. Chalin. A proposal for the structuring of water[J]. Biophys. Chem. 2000, 83: 211- 221.
- [2] M. Müller, H. Bügge, E. Diemann. Structure of a cavity-encapsulated nanodrop of water[J]. Inorg. Chem. Commun. 2003, 6: 52- 53.
- [3] V. Maemets, I. Koppel. Effect of ions on the <sup>17</sup>O and <sup>1</sup>H NMR chemical shifts of water [J]. J. Chem. Soc. Faraday Trans. 1998, 94:3261- 3269.
- [4] A. Khan. A liquid water model: Density variation from supercooled to superheated states, prediction of H- bonds, and temperature limits[J]. J. Phys. Chem. 2000, 104:11268- 11274.
- [5] 徐同广, 陈亚妍, 贺文义, 等. 特种饮水微观结构评价方法研究

[C].2005 '中国国际功能水发展论坛论文集, 44- 49.

- [6] K. X. Zhou, G. W. Lu, Q. C. Zhou, et al. Monte carlo simulation of liquid water in a magnetic field [J]. J. App. Phys. 2000,88: 1802- 1805.
- [7] L. H. Lorenzen. Microclustered water [P]. United States Patent 6, 033,678(2000).
- [8] J. W. Willard. Method of reducing the incidence of infectious diseases and relieving stress in livestock [P]. United States Patent 4,059,691(1977).
- [9] M. A. Holloway, W. D. Holloway. Micro-cluster liquids and methods of making them and using them [P]. United States Patent 6,521,248 (2003) and International Patent Application WO 01/30754 A2 (2001).
- [10] P. Shin. Water, Water, Everywhere, Caveat Emptor (Buyer Beware)! [J]. www.thelatestmagazine.com/Articles/0804waterwater.htm.
- [11] 李福志, 张晓健, 吕木坚.用 <sup>17</sup>O 核磁共振研究液态水的团簇结构[J].环境科学学报, 2004,1(24):6- 9.
- [12] 黄永东, 肖贤明, 徐显干, 等. TOC 作为饮用水水质指标的探讨 [J].净水技术, 2005, 3(24) : 49- 51.

(上接第 6 页)

胡宝兰<sup>[11]</sup>等利用上流式厌氧污泥床为厌氧氨氧化反应器,取得了 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- N、NO<sub>x</sub><sup>-</sup>- N 的良好去除率; Strous<sup>[12]</sup>等研究了不同反应器中的厌氧氨氧化反应情况,实验证明固定床和流化床都适合厌氧氨氧化的进行。经过 150d 实验,在固定床和流化床反应器中, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- N 去除率分别为 88%和 84%, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>- N 去除率都达到了 99%左右。Segrist<sup>[13]</sup>等利用 SBR 反应器处理高氨氮垃圾渗滤液,得出垃圾渗滤液中的氨氮有高达 70%通过厌氧氨氧化途径去除。

### 3 结论

与传统的硝化-反硝化工艺相比,短程硝化-厌氧氨氧化工艺具有许多优点:

(1) 短程硝化-厌氧氨氧化工艺比传统的硝化-反硝化技术耗氧量可减少 64.1%,使供氧能耗大幅下降;

(2) 由于氨可以直接用作反硝化反应的电子供体,因此不再需要外加有机物作电子供体,既节省费用,又防止二次污染;

(3) 短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺产泥量小,可节约将近 80%的污泥处理能耗。

(4) 短程硝化-厌氧氨氧化生物脱氮的污泥活性及其反应器能力都远远高于传统污泥法中的硝化-反硝化,可以提高处理速度和减小反应器的容积。

### 参考文献

- [1] Strous M. Microbiology of an anaerobic ammonium oxidation [D]. Ph. D.thesis, 2000, ISBN90- 90 13621- 5.
- [2] 王建龙. 生物脱氮新工艺及其技术原理 [J]. 中国给水排水, 2000,16(2):25- 28.
- [3] Mulder A, Van de Graaf A.A, Robertson L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. FEMS Microbiology Ecology. 1995, 16: 177- 184.
- [4] Suzuki, Dular U, Kwok SC. Ammonia or ammonium ion as substrate for oxidation by nitrosomonas europaea cells and extracts [J]. J Bacteriol, 1994, 120: 556- 558.
- [5] Bernat K, Wojnowska - Baryla I, Dobrzynska A. Nitrogen oxidation and reduction in aerated single-stage activated sludge process [J]. Pol J Environ Stud, 2003, 12(4):387- 394.
- [6] USA EPA. Nitrogen Control[S]. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, Pennsylvania 17604, USA 1991.
- [7] 张小玲. 短程硝化-反硝化技术经济特性分析 [J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版), 2002, 34(3):239- 242.
- [8] McCarty PL, Beck L and Amant PS. Biological denitrification of wastewaters by organic materials [C]. Proceedings of the 24th Purdue Ind. Waste Conf., Purdue University, Lafayette, IN, 1969.
- [9] 孙锦宜. 含氮废水处理技术与应用 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.
- [10] 郑平. 厌氧氨氧化技术的研究 [D]. 浙江: 浙江大学, 1999.
- [11] 胡宝兰. 两种 Anammox 反应器性能的对比研究 [J]. 环境科学学报, 2005, 25(4): 545- 551.
- [12] Marc Strous, Eric Van Gerwen, Pingzheng, et al. Ammonium removal from concentrated waste stream with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configuration [J]. Water Res., 1997, 31(8) : 1955- 1962.
- [13] H. Segrist, S. Reithaar, G. Koch, et al. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich wastewater without organic carbon [J]. Water Science and Technology, 1998, 38(8- 9): 241- 248.