

·研究简报·

冷水性鱼类工厂化养殖中臭氧催化氧化降解氨氮

刘永^{1,2}, 曹广斌¹, 蒋树义¹, 韩士成¹, 陈中祥¹

(1. 中国水产科学研究院黑龙江水产研究所, 黑龙江 哈尔滨 150070; 2. 黑龙江出入境检验检疫局, 黑龙江 哈尔滨 150001)

摘要: 研究低温下臭氧催化氧化降解养殖水体氨氮的有效途径, 并对降解过程中产生的反应副产物进行分析。利用臭氧发生器和催化反应设备, 把加入 5 mg/L NaBr 的养殖水体与臭氧充分混合, 在 Br⁻ 的催化作用下, 使臭氧与氨氮产生氧化反应, 产生氮气, 达到去除氨氮的目的。实验在一个 9.2 m³ 水体、养殖密度为 10 kg/m³ 的封闭循环式冷水鱼养殖系统中, 以虹鲫 (*Oncorhynchus mykiss*) 为实验动物, 在 192 h 的换水周期内, 每 24 小时采样 1 次, 检测养殖水体中的 pH、溶解氧、氨氮、硝酸盐、亚硝酸盐、悬浮物等水质指标, 确定低温下臭氧催化氧化降解养殖水体氨氮的能力和用法。研究表明, 在 Br⁻ 的催化作用下臭氧可有效氧化降解养殖水体的氨氮, 降解效率可达 50.11%, 比臭氧直接氧化法高 24.31%; 降解过程中硝酸盐、亚硝酸盐都有一定积累, 但在臭氧的作用下亚硝酸盐能转化为硝酸盐, 亚硝酸盐含量在 192 h 降至 0.089 mg/L, 硝酸盐为主要副产物; pH 值逐渐下降, 192 h 降至 5.55, 养殖过程中可用 NaOH-NaHCO₃ 缓冲液进行适当调节。臭氧催化氧化降解氨氮是一种有效的水处理方式, 对于冷水性鱼类工厂化养殖的循环水体处理具有重要的实用价值。

关键词: 氨氮; 臭氧; 降解; 溴

中图分类号: S953.9 **文献标识码:** A **文章编号:** 1005-8737-(2005)06-0790-06

在工厂化水产养殖过程中, 氨氮是水生动物主要代谢产物。水体中氨氮随着 pH 值和温度的变化, 以离子氨和非离子氨形式存在, 而非离子氨对水生动物具有毒性^[1-2], 因此氨氮降解是工厂化高密度水产养殖生产中非常重要的水处理工艺过程。近年来国内外科研工作者在水体氨氮降解方面做了大量工作, 研究了多种氨氮降解的方法, 主要有暴气法、离子交换法、生物膜法和臭氧氧化法等。暴气法只需调整 pH 值后暴气处理, 然后再回调 pH 值, 方法较为简单, 但低温下效率低^[3-4]; 离子交换法降解效果较好, 但树脂需要再生处理, 工艺较为复杂, 处理成本较高^[5-7]; 生物膜法是工厂化养殖中最常用的氨氮降解方法, 处理方法简单有效, 但降解的最终产物为 NO₃⁻, 造成 NO₃⁻ 在水体中的大量富集, 而且低温条件下成膜较慢, 在冷水鱼工厂化养殖应用较少^[8-9]; 而在工厂化养殖实验中, 用臭氧作为消毒剂已经得到广泛应用, 许多学者同时也对臭氧氧化氨氮进行了研究, 但臭氧氧化产物主要为 NO₃⁻, 降解氨氮效率较低, 在工厂化养殖降解氨氮方面还未得到广泛应用^[5, 10-11]。由于氨氮彻底氧化降解成 N₂ 的电位值较高, 臭氧很难直接氧化, 本实验在 H⁺ 存在条件下, 以 Br⁻ 为催化剂, 利用臭氧氧化氨氮

并使其彻底降解成 N₂ 排出水体^[12]。此方法不需要特殊的仪器设备, 降解效果较好, 同时解决了因养殖用水排入水体造成富营养化的二次污染问题, 旨在为低温下工厂化养殖用水的氨氮降解方法提供全新的思路。

1 材料与方法

1.1 实验设备

工厂化实验设备为本课题组自行设计, 黑龙江水产研究所渔业机械车间生产组装的封闭循环式冷水鱼养殖系统(图 1)。养殖废水回流经沉淀排污处理, 过滤后进入臭氧催化氧化反应塔(为不锈钢双层反应塔), 臭氧催化氧化后进行暴气处理, 最后进入鱼池。

1.2 实验动物

实验从 2004 年 3 月 3 日至 2004 年 5 月 30 日; 实验用虹鲫 (*Oncorhynchus mykiss*) 取自哈尔滨市金山塘鱼场, 共 528 尾, 均为 1 龄鱼, 平均体重为 153.4 g, 每个鱼池的鱼体平均总重量为 15 258.3 g, 实验期间无死亡; 饲料为瑞典进口虹鲫专用饲料, 日投食为体重的 1%~3%。

收稿日期: 2004-09-23; 修订日期: 2005-04-04。

基金项目: 科技部科研院所社会公益研究专项基金项目。

作者简介: 刘永 (1976-), 男, 助理研究员, 主要从事环境及食品安全研究。E-mail: liuyong@hscmail.com

通讯作者: 曹广斌 (1957-), E-mail: hscgb@163.net

1) Yang M., Uenagi K., Myoga H. Study on By-product of Ozonation During Ammonia Removal under the Existence of Bromide Factors Affecting Formation and Removal of the By-products[C]. Proceedings of 13th World Congress of ICA, Kyoto Japan, 1997, 1: 669-674.

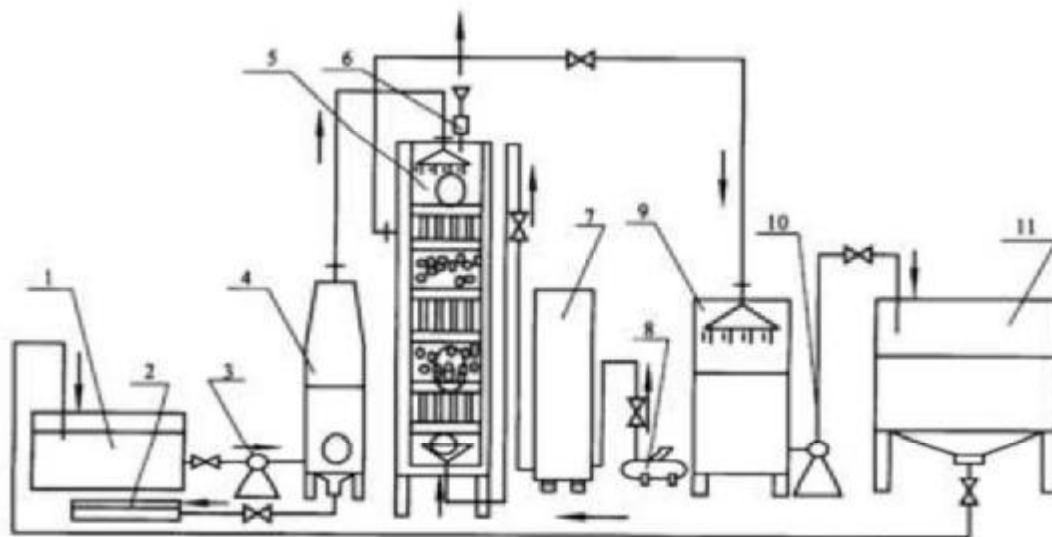


图1 封闭循环式冷水鱼养殖系统

1:沉淀池;2:排污管;3:水泵;4:过滤器;5:臭氧反应罐;6:电加热臭氧催化分解器;7:臭氧发生器;8:无油空气压缩机;9:曝气罐;10:循环泵;11:鱼池(1-5号)

Fig.1 Recirculating cold water fish aquaculture production system

1:Deposit pool; 2:Waste pipe; 3:Pump; 4:Filter; 5:Ozone reactor; 6:Electric ozone decomposer; 7:Ozone generator; 8:Unoil air compressor; 9:Sparger; 10:Recirculating pump; 11:Fish tanks(No. 1-5)

1.3 主要试剂

NaBr,分析纯,上海试剂四厂,含量不少于99.0%。

HCl,分析纯,天津市耀华化学试剂有限公司,含量36.0%~38.0%。

NaHCO₃,分析纯,莱阳化工实验厂,含量99.8%。

1.4 实验方法

1.4.1 实验组与样品采集 任取其中1个鱼池为对照组,除增加增氧设备外,不参加工厂化水体循环,不进行排污处理,水体总量约为0.9 t;其余5个鱼池为实验组,利用封闭循环式冷水鱼养殖系统进行处理,水体总量约为9.2 t(包括反应塔、过滤器及排污池等用水);对照组和实验组养殖水体用HCl和NaHCO₃调pH值为6.0~6.5,添加Br⁻的质量浓度为5 mg/L(pH值调节及Br⁻添加在沉淀池中进行,经反应塔后均匀流入鱼池中),臭氧质量浓度为2.66 mg/m³,流量为0.10 m³/h^[15],水温控制在(12±1)℃;实验期间每隔24 h采集水样1次,采样时间为每天8:00(投喂前),对照组和实验组分别采平行样,4 h内进行水质分析,实验组对192 h内的水样进行分析;由于对照组不换水,不进行水处理(氨氮增长较快,96 h时实验鱼已不能正常进食),对照组只采集96 h内的水样。

1.4.2 水质分析方法 pH值采用玻璃电极法(GB 6920-86);溶解氧采用碘量法(GB 7489-87);氨氮采用纳氏试剂比色法(GB 7481-87);硝酸盐采用酚二磺酸分光光度法(GB 7480-87);亚硝酸盐采用分光光度法(GB 7493-87);悬浮物采用重量法(GB 11901-89)。

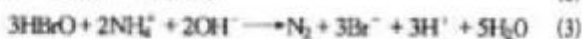
1.4.3 数据统计分析 实验所得数据进行图表分析,实验组间采用方差分析。

2 结果与讨论

2.1 臭氧催化氧化过程中氨氮的转化

臭氧催化氧化过程中,氨氮主要转化成N₂以及副产物NO₂⁻和NO₃⁻,其中N₂以气体的形式排出水体,NO₂⁻在一定条件下会氧化成NO₃⁻,并以NO₃⁻的形式在水体富集^[12-15]。实验过程中氨氮的排出及转化量偏低,致使氨氮在水体中逐渐积累,192 h氨氮的累积量为13.634 mg/L,但与同一时段对照组相比差异显著(P<0.01);由于NO₂⁻是一种不稳定的氮源价态形式,在臭氧的作用下转化成NO₃⁻,所以NO₃⁻浓度与生成及转化量有关。本实验中NO₂⁻浓度在72 h达到最高(1.390 mg/L),192 h后逐渐下降至0.089 mg/L,对照组呈现逐渐升高的变化趋势,但变化较小;NO₃⁻的含量是逐渐积累的过程,192 h NO₃⁻质量浓度已达16.346 mg/L,较对照组变化明显,差异显著(P<0.01)(图2~4)。

臭氧催化氧化过程中,氨氮可直接转化为N₂排出水体,催化过程中HBrO和O₃都是氧化性较强的物质,同时有NO₂⁻和NO₃⁻等副产物生成^[15]。其反应式如下:



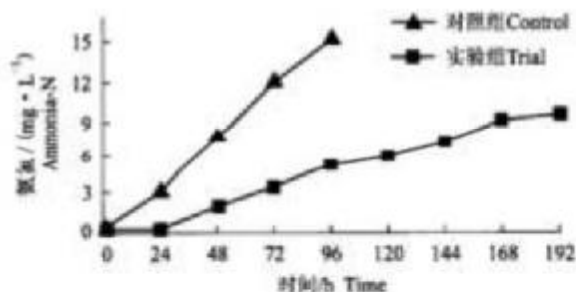


图2 水体中氨氮含量与时间关系图
水温(12±1)℃

Fig.2 Relationships between concentration of ammonia in aquaculture water and time
Water temperature (12±1)℃

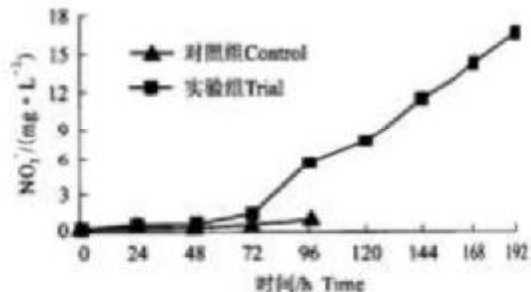


图3 水体中硝酸盐含量与时间关系图
水温(12±1)℃

Fig.3 Relationships between concentration of nitrate in aquaculture water and time
Water temperature (12±1)℃

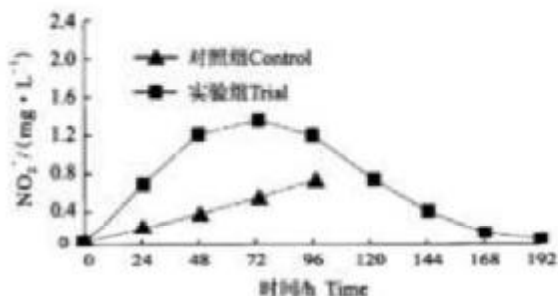


图4 水体中亚硝酸含量与时间关系图
水温(12±1)℃

Fig.4 Relationships between concentration of nitrite in aquaculture water and time
Water temperature (12±1)℃

副产物的生成与水体的 pH 值及臭氧浓度有直接关系。pH 值的降低对于两种副产物的生成都是不利的,而臭氧浓度较低或分布不均匀易导致 NO_2^- 的生成^[15]。所以 NO_2^- 浓度在 72 h 达到较高值,随后的缓慢下降与 pH 值的降低有关; NO_3^- 浓度 72 h 内变化较为平稳,96 h 急剧升高,可能与所生成的副产物 NO_2^- 转化成 NO_3^- 在水体中积累有关。

研究表明,鲢鱼所摄入的蛋白质中的氮大约有 40% 最终转化为氨氮排出体外^[16]。实验过程中每天根据鱼体总重逐渐增加饲料投喂量,实验组平均每 24 小时投喂的饲料约 750 g,蛋白含量为 300 g(瑞典进口鲢鱼饲料蛋白含量均为 40%),每 24 小时转化成氨氮的量为 24.7 g(蛋白质中氮含量约 16%)。通过对照组的实验进行计算,96 h 氨氮的质量浓度为 15.208 mg/L,计算实验组每 24 小时氨氮的排泄量约为 17.1 g,从而可以计算实验组每 24 小时转化成氨氮的总量为 17.1~24.7 g。考虑到对照组有部分氨氮被微生物降解,而实验组由于臭氧的杀菌作用微生物数量较少,所以由对照组计算得到的氨氮总量偏低,实验组每 24 小时虹鲫代谢的氨氮总量约为 22.0 g,计算可得臭氧催化氧化法降解氨

氮的效率大约为 50.11%。由于反应过程中有副产物 NO_2^- 和 NO_3^- 生成,除去生成 NO_2^- 和 NO_3^- 所需的氨氮量,可以得到每 24 小时臭氧催化氧化过程中大约有 5.54 g 的氨氮直接转化成 N_2 排出水体,转化效率约 25.18%。Lin 等^[5]曾报道的臭氧直接氧化降解氨氮法的降解效率约为 25.80%,因而臭氧催化氧化法氨氮降解效率比臭氧直接氧化法大约提高 24.31%,而且臭氧直接氧化法的最终产物为 NO_3^- ,臭氧催化氧化法最终产物中有部分以 N_2 的形式排出水体,说明臭氧催化氧化法与臭氧直接氧化法相比是一种更为有效的氨氮降解方法。

2.2 臭氧催化氧化过程与 pH 值的关系及对氨氮的影响

由于臭氧催化氧化过程是在一定酸度条件下进行的,Yang 等^[14]研究表明,臭氧催化氧化作用在 pH 值为 6.0 左右时效果最佳。考虑到适合冷水鱼的生长条件,选择水体的 pH 值为 6.0~6.5,预先对水体调节后,每隔 24 小时对水体的酸碱性进行测定,发现对照组的 pH 值随时间的变化逐渐升高并接近未经处理水体(pH 7.50 左右),而实验组首先略有升高,然后随时间变化 pH 值逐渐降低,192 h 后 pH 值降至 5.55(图 5)。

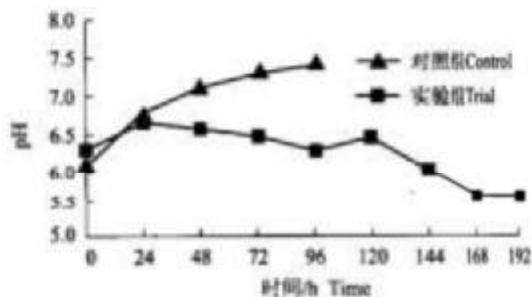


图5 水体 pH 值与时间关系图
水温(12±1)℃

Fig.5 Relationships between pH value in aquaculture water and time
Water temperature (12±1)℃

实验过程中,对照组 pH 值持续上升并接近未经处理水体,这可能与添加饲料及鱼类排泄物对酸碱度有一定调节有关,同时水体中的缓冲盐类对 pH 值也有一定的调节作用^[18];实验组中 pH 值首先略有上升与水体中 Fe^{2+} 浓度较高有关,因为 Fe^{2+} 被臭氧氧化成 Fe^{3+} 的过程是消耗 H^+ 的过程。

但随着 Fe^{2+} 浓度的降低,24 h 后 Fe^{2+} 对 pH 值的影响逐渐下降。由于臭氧催化氧化过程是消耗 OH^- 的过程,所以 24 h 后水体的 pH 值逐渐降低。在臭氧催化氧化的过程中,臭氧直接与 NH_4^+ 作用的过程也是同时存在的,直接氧化过程是一个释放 H^+ 的过程,也会导致 pH 值的降低。

臭氧催化氧化过程通过对 pH 值的改变,对水体氨氮的存在状态有较大影响。水体中氨氮主要以离子氨和非离子氨的形式存在,非离子氨随着 pH 值的变大及温度的升高而增加,而非离子氨是对鱼类具有毒性的物质^[21],所以控制

水体的 pH 值和温度是保证鱼类承受氨氮最大容量的重要因素。本实验是在 $(12 \pm 1)^\circ\text{C}$ 的条件下进行的,所以 pH 值是控制氨氮存在形式的主要因素。根据欧洲内陆渔业委员会制定的淡水水质标准^[19],非离子氨对鲢、鳙鱼类产生毒性的最低水平为 0.2 mg/L ,养殖水质标准为 0.025 mg/L 。所以当水温为 $(12 \pm 1)^\circ\text{C}$,pH 值在 6.0~6.5 时,按照养殖水质标准计算总氨为 $28.74 \sim 92.59 \text{ mg/L}$ 。如不考虑其他因素,鲢、鳙能承受的总氨最大浓度还要大,实验过程中实验组总氨的最大浓度为 9.544 mg/L ,因而在鲢、鳙适合生长的温度和 pH 范围内,实验组氨氮的浓度是可以承受的剂量。

2.3 臭氧催化氧化过程对溶解氧及悬浮物的影响

对照组溶解氧含量 96 h 内变化不大,悬浮物含量逐渐增加。实验组溶解氧先逐渐变大,最高值达 10.41 mg/L ,然后再逐渐下降,最低值为 7.10 mg/L ;悬浮物含量 192 h 内变化不大(图 6 和图 7)。

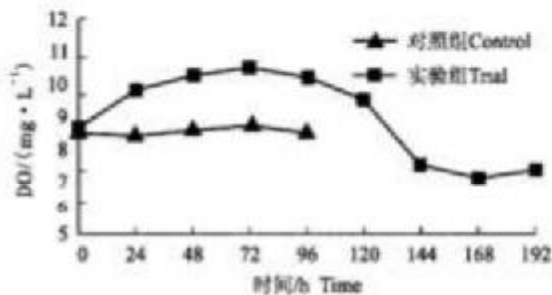


图6 水体中溶解氧含量与时间关系图
水温 $(12 \pm 1)^\circ\text{C}$

Fig.6 Relationships between concentration of DO in aquaculture water and time
Water temperature $(12 \pm 1)^\circ\text{C}$

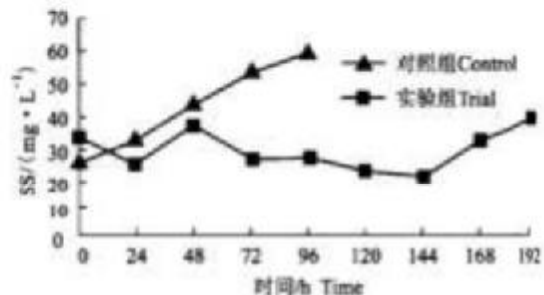


图7 水体中悬浮物与时间关系图
水温 $(12 \pm 1)^\circ\text{C}$

Fig.7 Relationships between concentration of suspended solids in aquaculture water and time
Water temperature $(12 \pm 1)^\circ\text{C}$

对照组由于增加了增氧设备,因而溶解氧变化不大,虽然悬浮物随食物残渣及排泄物的增加逐渐变大,但短时间内有机物分解耗氧作用并不明显。实验组水体溶解氧的增大主要是由于臭氧氧化作用造成的[反应式(1)、(4)、(5)],因而随着臭氧与水体中有机物及部分离子的相互作用,水体中溶解氧逐渐增加。但随着无机盐、可溶性有机物及悬浮物在水体中的积累,水体溶氧的能力逐渐下降,水体中有机物及部分无机离子的耗氧作用逐渐增强^[17],加之臭氧催化氧化对水体的供氧的作用逐渐减弱,使水体的溶解氧含量逐渐降低。实验组悬浮物总量较低,实验期间变化不大,主要是由于臭氧对有机物的氧化以及过滤罐的作用,使有机物在该循环系统没有过多积累。从溶解氧及悬浮物含量来看,封闭循环式冷水鱼养殖系统较适合虹鳟等冷水性鱼类的生长。

2.4 臭氧催化氧化法降解氨氮的应用前景分析

臭氧催化氧化法是一种全新的氨氮降解方式,其直接使氨氮降解成 N_2 的思路避免了对环境的二次污染,氨氮的降解效率也得到了很大提高。从经济成本上来看,目前国内外

许多工厂化养殖车间采用臭氧消毒或臭氧直接氧化降解氨氮,无需投入更多的设备既可进行臭氧催化氧化降解氨氮的研究和生产;实验过程中添加的 NaBr 作为催化剂,也是一种便宜易得的工业原料,在许多沿海的工厂化车间,甚至可以在淡水中直接添加部分海水对 Br^- 质量浓度进行调节(海水中 Br^- 的平均质量浓度为 65 mg/L ^[20])。因此,臭氧催化氧化降解氨氮并没有对工厂化养殖增加更多的成本,如将节约的淡水资源和所增加的投入进行核算,运营成本较臭氧消毒和臭氧直接氧化降解氨氮法还会略有降低。

臭氧催化氧化法降解氨氮较臭氧直接氧化法具有明显的优势。当然该方法的降解效率还有待提高,副产物较多,反应所需 pH 值较低等问题也有待进一步实验解决。今后针对这些问题做进一步的深入研究,使其更适合冷水鱼的生长,在节约淡水资源的同时尽量降低工厂化运营成本,为工厂化养殖业开辟广阔的空间。

3 结论

(1) 臭氧催化氧化法对于封闭式循环式冷水鱼养殖系统

是一种新的思路,实验条件下氧化效率已达 50.11%,比直接氧化法的降解效率提高了 24.31%,如果对催化氧化条件进一步优化,降解效率还可以得到提高。

(2)催化氧化过程的增氧作用明显,可满足冷水性鱼类的生长要求。

(3)臭氧催化氧化过程是一个释放 H^+ 的过程,但 pH 值过低不利于冷水性鱼类的生长,因而在生产中当 pH 值低于 6.0 时,应用 $NaOH-H_2CO_3$ 的缓冲体系进行适当调节。

(4)封闭循环式冷水鱼养殖系统采用臭氧催化氧化法降解氨氮的过程,也存在一定时期内亚硝酸盐过高,硝酸盐积累量较多等问题,还有待于进一步研究。

参考文献:

- [1] Monde J W. Allowable ammonia for fish culture[J]. The Progr Fish-Cultur, 1985, 47: 135-145.
- [2] Zhu S M, Chen S L. An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system[J]. Aqu Eng., 1999, 20: 245-259.
- [3] Ellis G S. Removing nitrates from drinking water[J]. Wat Sci Techn., 1990, 13: 124-132.
- [4] P H Liao, A Chen, K V Lo. Removal of nitrogen from sine marine wastewaters by ammonia stripping [J]. Hores Techn., 1995, 54: 17-20.
- [5] Lin S H, Wu C L. Removal of nitrogenous compounds from aqueous solution by ozonation and ion exchange[J]. Wat Res., 1996, 8: 1851-1857.
- [6] Emmanuel Dejean, Evgueni Laktionov, Jacqueline Sandoz, et al. Electrodeionization with ion-exchange textile for the production of high resistivity water: Influence of the nature of the textile[J]. Desalination, 1997, 114: 165-173.
- [7] Ori Lahav, Michal Green. Ammonium removal using ion exchange and biological regeneration[J]. Wat Res., 1997, 32: 2019-2028.
- [8] Ng W J, Kevin Kho, Ong S L, et al. Ammonia removal from aquaculture water by means of fluidised technology[J]. Aquaculture, 1996, 139: 55-62.
- [9] Ori Lahav, Eyal Artzi, Sheldon Tarre, et al. Ammonium removal using a novel unsaturated flow biological filter with passive aeration[J]. Wat Res., 2001, 35: 397-404.
- [10] Valdis Krutins, James Ebeling, Fred Wheaton. Per day ozonation for nitrogen and organic carbon control in recirculating aquaculture systems[J]. Aqu Eng., 2001, 24: 231-241.
- [11] Horn K, Charvin W. Utility of ozone treatment in the maintenance of water quality in a closed marine system[J]. Mar Biol., 1976, 34: 201.
- [12] Haug W R, Hoigne J, Bader H. Improved ammonia oxidation by ozone in the presence of bromide ion[J]. Wat Res., 1984, 18: 1125-1128.
- [13] Niwooti Whangchai, Veronica P Migo, Catalino G, et al. Strategies for alkalinity and pH control for caonated shrimp pond water[J]. Aqu Eng., 2004, 30: 1-13.
- [14] Yang M, Kazuya Uesugi, Myoua H. Ammonia removal in bubble column by ozonation in the presence of bromide[J]. Water Res., 1999, 33: 1911-1917.
- [15] Simon J Cripps, AshqDen Bergheim. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems [J]. Aqu Eng., 2000, 22: 33-56.
- [16] 湛江水产专科学校编. 淡水养殖水化学[M]. 北京: 农业出版社, 1979. 59-75.
- [17] 武汉大学编. 分析化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1995. 73-80.
- [18] European Inland Fisheries Advisory Commission. Water Quality Criteria for European Freshwater fish. Report on Nickel and Freshwater fish[S]. EIFAC Technical Papers, 1984.
- [19] 王俊卿, 李鸿瑞, 周迪顺, 等. 海水淡化[M]. 北京: 科学出版社, 1978. 4-6.

Removal of ammonia-N from recirculating aquaculture system of cold water fish by ozonation in the presence of bromide

LIU Yong, CAO Guang-bin, JIANG Shu-yi, HAN Shi-cheng, CHEN Zhong-xiang

(Heilongjiang River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Harbin 150070, China)

Abstract: With ozone generator and reaction tower, the culture water with 5 mg/L NaBr was fully mixed and the ozone reacted with ammonia to decompose ammonia into N_2 . Some experiments were carried out in a recirculating rainbow trout culture system with 9.2 m³ water and 10 kg·m⁻³ fish density. During water exchange period of 192 hours, the water samples were tested every 24 hours to analyze pH and concentrations of DO, ammonia, nitrite, nitrate, suspended solids and so on. By the experiments, the ammonia decomposition capacity and application of ozonation could be determined. The results showed that ozonation could effectively decompose the ammonia of aquaculture water in the presence of bromide, and the efficiency of decomposition reached 50.11% which was approximately higher by 24.31% than direct oxygenated efficiency by ozonation. In the experiments, nitrite and nitrate were accumulated, and concentration of nitrite decreased to 0.089 mg/L on 192nd hour because nitrite was transformed into nitrate as the main nitrogen by-product by ozonation. The pH should be adjusted owing to its gradually descending to 5.55 on 192nd hour. In this experiment, the conditions of DO and suspended solids were suitable for cold water fish. Decomposition of ammonia by ozonation in the presence of bromide was beneficial for cold water fish recirculating culture system.

Key words: ammonia; ozonation; decomposition; bromide

Corresponding author: CAO Guang-bin. E-mail: hscgb@163.net

《水产科学》杂志 2006 年征订启事

《水产科学》杂志是由辽宁省水产学会主办的水产科技期刊,1982 年创刊,国内外发行。是中文水产、渔业类核心期刊和全国农业系统优秀期刊之一,现已被俄罗斯《文摘杂志》、英国《动物学记录》、《国际农业与生物科学研究中心》、美国《剑桥科学文摘》等收录。国内方面,已被中国科学引文数据库、中国学术期刊综合评价数据库、《中国学术期刊(光盘版)》、中国期刊网和万方数字化期刊群中文科技期刊数据库收录。杂志主要刊载渔业资源、海水捕捞、水产养殖与增殖、水产生物病害及防治、水产饲料与营养、水产品保鲜与加工综合利用、渔船、渔业机械与仪器及水产基础科学等方面研究的新进展、新技术、新方法等。设有研究与应用、综述与专论、科普讲座、渔业信息等栏目。读者对象为水产科技工作者,大中专院校水产、生物、环保等专业师生,渔业行政、事业和企业单位有关管理和技术人员及广大知识渔民。欢迎渔业企业刊登广告。

本刊为月刊, A4 开本, 56 页, 每月 25 日出版, 定价 5.00 元, 全年 60.00 元。邮发代号 8-164, 订阅者请到邮局订阅, 也可直接汇款或银行信汇至本刊编辑部订阅。开户行: 工商银行大连星海支行, 帐号: 3400202309008900681, 户名: 辽宁省海洋水产科学研究院

地址: 大连市沙河口区黑石礁街 50 号 辽宁省海洋水产科学研究院《水产科学》编辑部

邮政编码: 116023 电话: (0411) 84679512

E-mail: shchksbjb@yahoo.com.cn