

自然科学学术文库

GEISHUIGUANWANGXIJUN
ZAISHENGZHANG DE YINGXIANGYINSU

给水管网细菌再生长的影响因素

姜登岭 倪国葳 著



HEUP 哈尔滨工程大学出版社

给水管网细菌再生长的 影响因素

姜登岭 倪国葳 著

 哈尔滨工程大学出版社

内 容 提 要

本书是作者多年来对饮用水生物稳定性研究成果的总结。本书分析了给水管网水中细菌生长特性及其关键影响因素;研究了营养基质对细菌生长的影响与细菌利用基质的营养比例问题;开展了管壁生物膜生长影响因素的初步研究;探讨了评价管网水生物稳定性的标准及实现饮用水生物稳定性的途径。

本书可供从事市政工程、环境工程的科技工作者或城镇供水企业管理者以及相关专业的大学院校师生参考。

图书在版编目(CIP)数据

给水管网细菌再生长的影响因素/姜登岭著. —哈尔滨:哈尔滨工程大学出版社, 2016.4
ISBN 978-7-5661-1240-8

I. ①给… II. ①姜… III. ①给水管道-管网-水生细菌-生长因素-研究 IV. ①TU991.21 ②Q939.1

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2016)第 076072 号

选题策划 夏飞洋
责任编辑 张忠远 付梦婷
封面设计 恒润设计

出版发行 哈尔滨工程大学出版社
社 址 哈尔滨市南岗区东大直街 124 号
邮政编码 150001
发行电话 0451-82519328
传 真 0451-82519699
经 销 新华书店
印 刷 哈尔滨市石桥印务有限公司
开 本 787mm×960mm 1/16
印 张 8.25
字 数 180 千字
版 次 2016 年 4 月第 1 版
印 次 2016 年 4 月第 1 次印刷
定 价 35.00 元

<http://www.hrbeupress.com>

E-mail: heupress@hrbeu.edu.cn

前 言

水是生命之源,而保证供应优质、安全的饮用水是我国亟待解决的问题之一。饮用水的质量直接关系到人民群众的身体健康与生命安全,也关系到社会稳定与综合国力的增强。当前,作为城市水源的很多湖泊、河流、水库都受到了不同程度的污染,特别是有机物污染,从而导致饮用水质恶化。水源只有在经过水厂处理成符合卫生标准的饮用水后才能进入城市管网。但饮用水在供水管网中的水力停留时间取决于管网的规模。规模大的供水管网,水力停留时间会较长。在这段时间内,经过消毒未被杀灭的微生物就可能会在管网中重新生长,导致管网水质下降,甚至可能达不到饮用水卫生标准。20 世纪 80 年代,国际上已开展针对饮用水生物稳定性的研究;而我国从 20 世纪 90 年代才开始进行相关研究。这几十年来,饮用水生物稳定性的研究不断深入,不断揭示复杂环境下细菌再生长的基本规律。

本书源于作者多年来在饮用水生物稳定性方面的研究探索,共分 8 章。第 1 章介绍了饮用水生物稳定性的概念与研究进展;第 2 章选择与建立了主要试验研究方法;第 3 章介绍了常规处理工艺对 COD_{Mn} , AOC, BDOC, TP, MAP 等污染物的去除能力;第 4 章采用静态配水试验的方法,研究了不同 AOC 和磷含量的基质条件对悬浮菌生长的影响;第 5 章研究了实际供水管网中悬浮菌生长特性,分析了水温、余氯、 COD_{Mn} 、AOC、TP、MAP 等指标对细菌再生长的影响;第 6 章采用实验室模拟供水管网对管壁生物膜生长影响因素进行了初步研究;第 7 章初步构建了管网水细菌再生长数学模型;第 8 章为结论与建议。

本书旨在通过饮用水生物稳定性的研究来初步揭示供水管网中细菌再生长的规律,为保障安全健康饮用水供应提供经验和借鉴。

受专业水平和写作能力的限制,加之时间仓促,书中不完善之处还请有关专家和广大读者批评指正。

著 者

2015 年 12 月

第1章 绪 论

1.1 研究背景

1.1.1 饮用水的微生物风险

饮用水水质与人们的生活质量和身体健康息息相关。各个国家都对生活饮用水的质量制定了相关的标准,我国对生活饮用水水质的标准要求^[1]为:

- ①水中不得含有病原微生物;
- ②水中所含化学物质及放射性物质不得危害人体健康;
- ③水的感官状况良好。

符合质量标准的饮用水不应该对人体造成危害,也不应对供水管网产生不良影响。饮用水符合标准并不仅仅是用于限制水厂的出水,同样也要保证居民能够喝到符合标准的饮用水。但是饮用水从水厂出水到达用户间这段时间所经过的输水管道,经常使得水质变差,从而给人体健康带来危害。这种危害主要来源于微生物风险。

饮用水中的污染物给人类健康带来了两方面的风险:化学性风险和微生物学风险。化学性风险是由于饮用水中含有各种对人体有害有毒的化学物质而造成的;微生物学风险则是由于饮用水中存在的病原微生物而造成的。通过饮用水传播的病原微生物主要有病毒、细菌、真菌、原生动物和肠虫^[2~3],其中病原菌包括传染伤寒的沙门氏菌、传染细菌性痢疾的志贺氏菌和传染霍乱的霍乱弧菌等。从20世纪70年代起,饮用水中不断发现新的病原微生物,如军团菌、贾第虫和隐孢子虫等。水中越来越多的致病微生物种类对饮用者的健康造成了直接威胁。

一般来说,急性水传播疾病主要由于突发性的污染事件引起^[4~5],例如洪水或污水进入供水管网等情况。但是水中长期生长着各种细菌,尤其是大量的异养菌,必然是水传播疾病发生的潜在风险。同时管网水中细菌大量生长繁殖会带来众多的问题,例如浊度和色度升高、水的味道变差、管道生物腐蚀加快等。因此,许多研究者都对管网水中细菌再生长进行了研究,并提出了一些控制措施。

Baylis^[6]认为要避免管网中异养细菌的重新生长,可以通过维持自由性余氯或通过控制异养细菌重新生长的条件这两种方法来实现。这些控制条件包括饮用水中可生物降解有机物的性质和浓度、管道沉积物和管件中可降解有机物的释放、水温及水流速度等。

传统的水处理工艺是采用投加消毒剂的方式来使饮用水水质达到细菌学指标,最常用的消毒剂为氯。由于饮用水水源日益遭受有机物污染,所以进入管网水中的营养物质浓度也随之升高。《2003 年全国环境质量公报^[7]》表明:“在我国七大水系的 409 个监测断面中,Ⅰ~Ⅲ类、Ⅳ~Ⅴ类和劣Ⅴ类水质的断面比例分别为 37.7%、32.0% 和 30.3%,主要污染指标为氨氮、生化需氧量、高锰酸盐指数和石油类”。在我国饮用水普遍采用常规处理工艺的情况下,大量营养物质穿透处理工艺影响直接随水进入管网水。管网水中细菌更容易获得营养,细菌繁殖的现象更加普遍。因此,要达到消毒目的就必须投加较强的消毒剂,才能够控制细菌在管网中的生长繁殖。但是氯在起到消毒作用的同时,也会与水中有机物发生反应而产生消毒副产物(Disinfection By-Products, DBPs),如三卤甲烷(Trihalomethanes, THMs)、卤代乙酸(Haloaceticacids, HAAs)等。流行病学的研究表明,膀胱癌、直肠癌及结肠癌等的发病率与饮用以氯消毒的饮用水水量之间有潜在的相关性^[8-9]。为了控制管网水中细菌再繁殖投加大量氯,必然会导致消毒副产物的增加,在饮用水微生物风险降低的同时,造成饮用水致癌风险的增加,显然是不可取的。

1.1.2 饮用水生物稳定性的提出

单独通过消毒来控制管网水中细菌再繁殖难以达到目的,原因有以下三个。

1. 出厂水经过消毒后,部分氯消毒后受伤的细菌也会在管网中进行自我修复,重新生长。如果在管网水中存在微生物生长需要的营养基质,这些残存的细菌将获得营养而重新生长繁殖,导致用户水质变坏。

2. 即使保持管网中一定的余氯量,只要水中存在足够的有机营养物,细菌仍可以在配水管网中生长繁殖^[10-11]。目前国外已在给水管道中检出几十种细菌,除少数硫细菌和铁细菌等自养菌外,都是以有机物为营养基质的异养菌^[12-13]。

3. 氯对管壁生物膜中存在的细菌作用弱,细菌可以在生物膜内生长。管壁生物膜的生长,容易引起管道腐蚀并促进管网水中细菌生长,生物膜不定期的老化脱落还会引起水的色度、浊度上升及水中悬浮细菌数的增加,导致水质恶化。因此,必须设法控制细菌在管网中的再生长。

最近几十年来,人们才逐渐认识到控制管网水中细菌再生长的另外一个途径,即去除水中细菌再繁殖所需要的营养物质,主要是去除水中的有机物。有研究表

明:引起给水管网中细菌再生长和繁殖(Regrowth 或 Aftergrowth)的主要原因是出厂水中存在着能促进异养细菌生长的有机营养基质^[14~15],即可生物降解有机物(Biodegradable Organic Matter, BOM)。去除水中的可生物降解有机物,可使管网水中的细菌难以获得营养而不能生长繁殖。所以,目前的研究热点是如何去除水中的有机物质以控制细菌的再繁殖。

所谓饮用水的生物稳定性(Biostability),是指饮用水中可生物降解有机物 BOM 支持异养细菌生长的潜力,即当有机物成为异养细菌再生长的限制因素时,水中有机营养基质支持异养细菌生长的最大可能性。饮用水生物稳定性高,表明水中细菌生长所需的有机营养物含量低,细菌不易在其中生长;若饮用水生物稳定性低,则表明水中细菌生长所需的有机营养物含量高,细菌容易在其中生长。因此,要提高饮用水的生物稳定性,其关键就在于控制进入给水管网中的有机营养物的含量。

1.1.3 饮用水生物稳定性的评价指标与测定方法

饮用水的生物稳定性取决于饮用水中的有机物质。目前主要以生物可同化有机碳(Assimilable Organic Carbon, AOC)和生物可降解溶解性有机碳(Biodegradable Dissolved Organic Carbon, BDOC)作为评价饮用水生物稳定性的指标。AOC 是有机物中最易被细菌吸收同化成细胞体的部分,也是可生物降解有机物的一部分;BDOC 是水中细菌和其他微生物新陈代谢的物质和能量的来源,包括微生物同化作用和异化作用的消耗。如果饮用水中 AOC 或 BDOC 含量较高,则水质生物稳定性较差,细菌容易在配水管网中生长繁殖,致病菌出现的可能性也随之增大。降低出厂水中 AOC 和 BDOC 的含量,才能有效控制细菌在管网中的生长繁殖,以达到降低饮用水的微生物风险的目的。

AOC 的测定方法是由荷兰的 Van der Kooij 博士^[6,16]首创,它以饮用水中普遍存在的荧光假单胞菌 P17(*Pseudomonas fluorescent*)和一种螺旋菌 NOX(*Spirillum*)作为测试细菌。P17 菌可以利用水中大部分生物易降解有机物,如氨基酸、羧酸、乙醇、碳水化合物(多糖除外),但不能利用水中有机物经过臭氧氧化后形成的草酸、乙醛等有机物。这些有机物都是水中一般细菌容易利用的有机营养基质。为了弥补 P17 菌不能利用草酸类有机物的缺点并使 AOC 测定结果更加全面地反映水中可同化有机碳总量, Van der Kooij 自己对此方法进行了修改:他增加了一种螺旋菌 NOX 作为测试菌种。NOX 菌能以草酸作为生长基质,弥补了 P17 菌的不足之处,使 AOC 测定结果更完善^[17]。

AOC 测定是以乙酸钠作为标准基质,对生长到稳定期时的 P17 菌和 NOX 菌进行平皿计数,根据不同乙酸钠浓度和在此浓度下 P17 菌和 NOX 菌达到生长稳定期

的菌落数作标准曲线,得到一条有较好线性相关性的直线,并由此标准曲线求出 P17 菌和 NOX 菌的产率系数。对待测水样,应在水样巴氏灭菌后接种 P17 菌和 NOX 菌,并在一定条件下进行培养。每天进行细菌平皿计数来得到待测水样生长稳定期的菌落数,通过产率系数换算出相应的乙酸碳浓度。

BDOC 测定方法最初是由 Servais 和 Billen 等人^[18~19]于 1987 年提出的,它是目前使用的(Biodegradable Dissolved Organic Carbon, BDOC)测定的方法的基础。该方法取通过 $0.45\ \mu\text{m}$ 醋酸纤维素膜过滤的待测水样 500 mL,加 5 mL 经 $2\ \mu\text{m}$ 膜过滤去除水中较大颗粒和原生动物的原水作为接种液(即以土著细菌为接种细菌),在 $20\ ^\circ\text{C}$ 温度黑暗条件下培养 28d,测定水样培养前后 DOC 值之差,结果即为 BDOC 数值。BDOC 数值能代表水中绝大部分可生物降解有机物数值。

1.2 饮用水生物稳定性研究进展

1.2.1 AOC、BDOC 与水中有机物的关系

饮用水中有机物种类繁多,其存在形态、分子量大小和化学性质各不相同,要想测定其中每一种有机物目前几乎是不可能的。目前一般以总有机碳(Total Organic Carbon, TOC)作为总有机物含量的替代参数。按有机物存在形态,TOC 大致可以分成颗粒态有机碳(Particle Organic Carbon, POC)、胶体态有机碳(Colloid Organic Carbon, COC)和溶解性有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)三类。按有机物是否能被微生物利用的角度来划分,则 TOC 又可分为生物可降解溶解性有机碳(Biodegradable Dissolved organic Carbon, BDOC)和生物不能降解的溶解性有机碳(Non Biodegradable Dissolved Organic Carbon, NBDOC)。BDOC 中易被细菌利用合成细胞体的有机物称为生物可同化有机碳 AOC,上述有机物分类关系可由图 1-1 说明。

BDOC 和 AOC 是研究饮用水生物稳定性时需要关注的有机物指标。近年来,各国都对水中 AOC 与 BDOC 的有机物构成问题开展了许多研究。挪威 Hem 等人^[20]研究后认为:AOC 主要与分子量小于 1 000 的天然有机物 NOM 有关,色度主要与分子量大于 10 000 的天然有机物 NOM 有关,而分子量小于 1 000 的天然有机物 NOM 占总有机碳 TOC

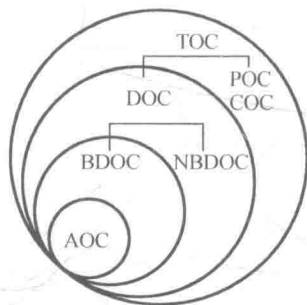


图 1-1 各种有机物指标之间的相互关系

的 16% ~ 38%, 只占色度的 4% ~ 9%。李爽^[21] 研究了中国澳门水源水中不同分子量区间 AOC 占总 AOC 的百分比, 百分比见图 1-2 所示。从图 1-2 中可以看出, 分子量小于 1 000 的 AOC 是总 AOC 的主体部分, 占了总量的 68%; 其余分子量区间在总 AOC 中所占的比例均低于 15%, 说明 AOC 主要与小于 1 000 分子量的有机物相关。

李爽^[21] 也研究了中国澳门水源水中不同分子量区间 BDOC 占总 BDOC 的百分比(见图 1-3), 由图 1-3 可以看出, 其中小于 1 000 分子量的 BDOC 只占总量的 38%, 1 000 ~ 3 000 分子量区间的 BDOC 占总 BDOC 的 29%, 大于 100 000 分子量的 BDOC 占总量的 20%。分子量小于 3 000 的 BDOC 占总量的 67%, 这说明 BDOC 主要与分子量小于 3 000 的有机物相关。

可以看出 AOC 主要由分子量小于 1 000 的有机物构成, 同时也是最容易被微生物利用的有机物。BDOC 相关的有机物分子量大于 AOC 相关的有机物, 这是因为 BDOC 培养时间长, 微生物可以降解分子量稍大的有机物。AOC 和 BDOC 都是微生物可降解的有机物, 许多学者也对 AOC 和 BDOC 相关有机物之间的关系进行了研究。

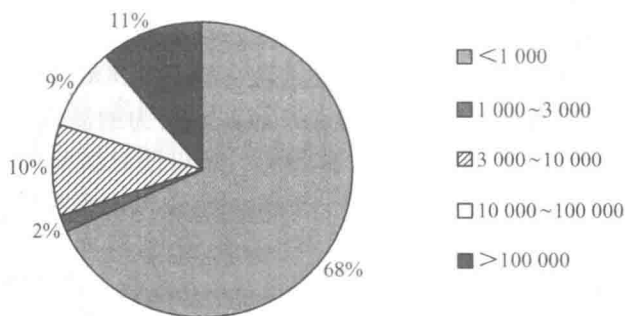


图 1-2 澳门水源水中不同分子量区间 AOC 占总量的百分比

Paode 和 Amy 等^[22] 的研究表明, 美国的 Colorado River 和 Harwood's Mill Reservoir 等六大水源中 BDOC 为 0.1 ~ 0.9 mg/L, 平均为 0.44 mg/L。BDOC 占 DOC 的比例为 2.2% ~ 19%, 平均为 10%; AOC 为 22 ~ 407 $\mu\text{g/L}$, 平均为 156 $\mu\text{g/L}$, AOC 占 BDOC 比例平均为 35% 左右。

Charnock 和 Kjønnø^[23] 对挪威的水源水和饮用水中的 AOC 和 BDOC 进行测定, 得出 AOC 和 BDOC 之间没有显著相关关系, 因此他们倾向于 AOC 和 BDOC 是可生物降解有机物中不同部分的观点。Huck^[24] 经过调查, 也指出 AOC 和 BDOC 之

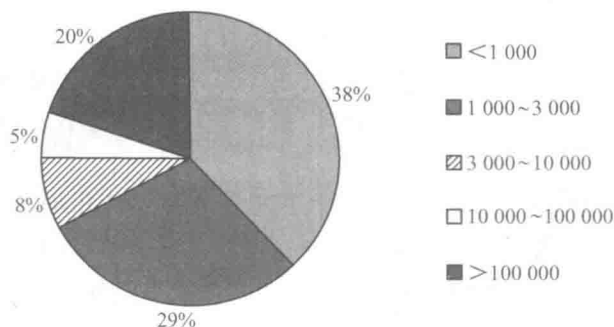


图 1-3 澳门水源水中不同分子量区间 BDOC 占总量的百分比

间没有明显的比例关系。他对 BDOC 和 AOC 分别进行了定义: BDOC 是水中有有机物中能被异养菌无机化的部分, 根据 BDOC 的测定程序, 这种生物降解所需时间可达一个月左右; 而 AOC 是生物可降解有机物中可转化为细胞体的这部分有机物, 它通过转化因子或校正因子以碳浓度来表示。

Escobar^[25]在对实际纳滤膜过滤的监测中发现, 只监测 BDOC 就会对出水有过好的估计(Over-estimation), 因为纳滤可以去除 97% 的 BDOC; 而如果只监测 AOC, 就会对纳滤出水有过坏的评价(Under-estimation), 因为纳滤对 AOC 的去除率很低。因此, Escobar 认为同时测定 AOC 和 BDOC, 可以使对细菌再生长潜力的测定比较完善; 而若是仅仅测定二者中的一个指标, 可能会低估或者高估饮用水的细菌再生长潜力。

LeChevallier 认为 AOC 和 BDOC 都是评价饮用水生物稳定性的指标, 从概念上看 AOC 应包含在 BDOC 之中。但在对实际管网的分析中, 经常发现二者之间没有一定的比例关系, 并互相独立。根据各地水源水受到的污染不同, 水源水所含有的有机物成分将不同, 因此很难得到一个非常准确的 AOC 与 BDOC 的比例关系。而且随着季节、温度的不同, 同一个实验地点的 AOC 与 BDOC 的比例关系也是不相同的。

1.2.2 AOC 和 BDOC 在常规处理工艺中的去除

“混凝—沉淀—过滤—加氯消毒”这一传统处理工艺的主要功能是去除水源水中的悬浮物和胶体物质, 传统处理工艺对于分子量大于 10 000 的有机物十分有效, 但对分子量低于 1 000 的有机物没有去除效果, 有时反而会引起其增加^[26]。

Huck^[27]对某水厂水源水的研究表明, 混凝沉淀对 AOC 的去除率为 0% ~ 80%, 平均去除率为 38%, 相对波动较大。Noble 等^[28]研究结果表明, 传统处理可

以使地下水的 AOC 浓度从 $349 \pm 127 \mu\text{g/L}$ 降至 $54 \pm 51 \mu\text{g/L}$, 而膜过滤的进水和出水中 AOC 无显著变化。

刘文君^[29]的研究表明,传统处理对 AOC 的去除率低于 30%,而且去除效果不稳定。加氯会引起水中 AOC 浓度的增加,这是因为加氯后,次氯酸将氧化水中大分子有机物质,令其分解为小分子有机物质,因为 AOC 主要与分子量小于 1 000 的有机物质相关,这使 AOC 浓度增加。

混凝对 TOC 和 BDOC 有较好的去除率^[30]。Volk 等人^[31]对美国 64 家采用传统处理工艺的水厂进行了 12 个月的 AOC 监测,并对其中六个地方的传统处理工艺对可生物降解有机物的去除情况也进行了调查,研究发现:采用预氯化 and 砂滤的系统对 DOC 和 BDOC 的去除率较低,AOC 则保持上升趋势;采用预氯化 and 活性炭过滤的系统中,则沉淀出水 AOC 增加,滤池出水 AOC 下降。且通过传统砂滤或活性炭过滤,DOC 和 BDOC 均有所降低。

1.2.3 AOC 和 BDOC 在预处理和深度处理工艺中的去除

活性炭具有吸附水中有机物的特性,能够去除水中的 AOC。Tobiason 等人^[32]发现,活性炭/砂滤能够降低预臭氧后的 AOC 浓度。刘文君^[33]经过研究指出活性炭对 AOC 的去除比较稳定,约为 30% ~ 60%。

臭氧是一种氧化剂,容易与水中有机物的“—C = C—”双键反应,它与有机物反应的结果通常是使有机物的分子量变小,芳香性消失,极性增强,容易被微生物利用,从而使得 AOC 增加。J Y Hu^[34]针对处于石化工业区饮用水厂对 AOC 的去除的研究表明:臭氧氧化使 AOC 增加 119%,活性炭 GAC 对 AOC 的去除率可以达到 80% 以上,生物预处理可以去除 45% 的 AOC。J Y Hu 建议臭氧应该和活性炭联用,以保证饮用水的质量。

Charnock 和 Kjønnø^[23]对挪威的水源水和饮用水中的 AOC 和 BDOC 进行了测定,发现膜过滤对 AOC 无明显去除效果,却可以有效去除大部分 BDOC;且紫外消毒产生的 AOC 比氯消毒产生的 AOC 少。Escobar 等人^[25]在对实际膜过滤的监测中发现,纳滤可以去除 90% 的 BDOC,却允许大部分 AOC 通过。吴红伟^[35]的研究表明:生物陶粒单元因其很好的生物降解功能,对 AOC 的去除效果良好,是获得生物稳定饮用水的一个有效手段。

1.2.4 管网水中 AOC 的沿程变化规律

管网水中 AOC 的变化的影响因素主要有两个:细菌和氯消毒剂。

一般认为,水中存活的细菌或管壁生物膜能利用水中的有机营养基质进行生

长繁殖而使 AOC 浓度降低。但是,异养菌在利用 AOC 的同时,其自身的分解和死亡也会向水中释放出 AOC,使 AOC 浓度增大。总之,异养菌的降解作用使得管网水中的 AOC 下降。

氯消毒剂可以分解大分子的有机物为小分子的有机物,这使得 AOC 浓度增加;但氯同时也可以氧化小分子的有机物为 CO_2 和 H_2O ,使得 AOC 降低。

吴红伟^[35]的研究表明加氯消毒对 AOC 的影响不只是简单的线性增长或简单的线性递减。根据氯与有机物的反应速度可将其分为快反应物和慢反应物。一般认为,快反应物主要是由较大分子量且难于被微生物同化的有机物组成,当它们快速和氯反应时,快反应物不会很快被氧化成 CO_2 和 H_2O ,而是先发生不完全氧化,生成一系列分子量较小的中间产物。其中一部分易于被细菌同化的中间产物即为 AOC 的组成成分,它使 AOC 浓度显著增加。这是 AOC 浓度的第一次增加。随着反应时间的延长,氯与快反应物的反应逐渐完全,氯开始将水中已存在的部分可同化有机碳进一步氧化成 CO_2 和 H_2O ,使得 AOC 浓度开始下降,这是 AOC 浓度的第一次下降。同时,随着时间的推移,慢反应物也会逐渐被氯氧化,同时也会有部分慢反应物转变为分子量较小的易于被微生物同化的有机物,使 AOC 的浓度出现第二次增加;同时,随着反应时间延长,部分生成的可生物同化有机物也会被完全氧化,出现了 AOC 浓度的第二个下降阶段。

对于管网水中的 BDOC,一般来说沿程的变化幅度不大。

1.2.5 管网水中悬浮菌生长与 AOC、BDOC 的关系

管网水中生存着各种各样的悬浮菌。李欣^[36]通过对给水管道水进行取样和对水样分别做需氧菌和厌氧菌的增菌培养和分离培养来观察挑选各菌落纯培养,并进行细菌学鉴定,发现管网水中细菌种类主要有赭菌属(*Ochrobium*)、微球菌属(*Microceccus*)、葡萄球菌属(*Staphylococcus*)、艾希氏菌属(*Escherichia*)、克雷伯氏菌属(*Klebsiella*)、变形杆菌属(*Proteus*)、肠杆菌属(*Enterobacter*)、八叠球菌属(*Sarcina*)、奈瑟氏菌属(*Nelsseria*)和放射菌属(*Actinomyces*)。

一般认为,营养基质是影响管网水中悬浮菌生长的重要因素。营养基质低到何种程度能够抑制管网水中细菌再生长,一直是研究的一个热点问题。LeChevallier^[37]研究发现:当 AOC 小于 $54 \mu\text{g/L}$ 时大肠杆菌不能生长。其后 LeChevallier^[38]提出 AOC 浓度应限制在 $50 \mu\text{g/L}$ 以保证水质生物稳定。LeChevallier^[39]对北美 31 个水厂的调查表明:当 AOC 浓度低于 $100 \mu\text{g/L}$ 时,给水管网中大肠杆菌数大为减少,因此 LeChevallier 提出在有氯的条件下,保持 AOC 浓度 $50 \sim 100 \mu\text{g/L}$ 时水质能达到生物稳定。

Vander Kooij^[14]调查了20个水厂的管网在两个夏季和两个秋季的AOC和异养菌数量,发现当AOC小于10 $\mu\text{g/L}$ 时,管网水中细菌数量能够满足水质标准(100 CFU/mL),而且管网水中AOC降低非常少,饮用水生物稳定性很好。

Servais等人^[40]研究了没有余氯情况下管网水中BDOC浓度变化和悬浮菌生长及原生动物的关系,发现当BDOC小于0.15 mg/L时,管网水BDOC沿程基本没有变化,此时管网水中细菌数为 5×10^7 CFU/mL,不足以支撑管网中原生动物的生存,因此提出将BDOC小于0.15 mg/L作为没有余氯情况下饮用水生物稳定性的控制标准。Laurent等人^[41]通过SANCHO模型计算出BDOC小于0.15 mg/L时异养细菌在水中不能生长。Dukan等人^[42]通过动态模型计算出管网中BDOC低于0.2~0.25 mg/L时能达到水质生物稳定。Bios等人^[43]对法国Nancy中试管网的研究结果表明,BDOC与细菌生长密切相关。

Yeh等人^[11]对中国台湾的三个水厂及其管网进行了研究,发现当管网水中AOC在30~70 $\mu\text{g/L}$,自由余氯维持在1.0 mg/L时,可以维持生物稳定,异养菌计数中AOC大于100 $\mu\text{g/L}$ 后大肠杆菌爆发的可能性显著增加。

也有一些研究显示,AOC或BDOC和管网水中细菌的再生长没有特别明显的联系。Miettinen等人^[44]在对芬兰饮用水调查过程中发现,AOC和管网中细菌再生长相关关系很差。Gibbs等人^[45]对英国的某管网系统进行了三年的研究,没有观察到AOC和细菌数的沿程变化和季节变化间存在相关关系。Escobar等人^[46]也对两个分别采用氯和氯胺消毒的管网进行了研究,发现管网水中异养菌计数结果HPC和AOC指数相关,但是没有观察到BDOC浓度和HPC结果之间有任何显著的相关关系。

1.2.6 影响管网水中悬浮菌生长的其他因素

管网中细菌的再生长主要依赖于微生物所需要的能源化合物(有机和无机营养物)、环境状况(温度、降水、水力条件等)以及物化过程(沉淀、腐蚀和消毒等)^[47]。除了营养条件(AOC、BDOC及无机营养)影响管网水中悬浮菌的生长外,其他影响因素还包括水温、管材、水中离子组成、溶解氧、水力停留时间和水力条件等^[31,48,55,66]。管壁生物膜能够通过脱落等形式进入管网水形成悬浮菌,这也是影响悬浮菌生长的一个重要因素。

1. 水温

水温是细菌生长过程中重要的影响因素。温度直接或间接地影响着细菌生长的所有因素,包括处理工艺的效率、微生物生长速率、消毒效果、消毒剂的衰减、管道的腐蚀率等。

Fransolet 等人^[49]研究了温度对臭氧消毒后几种能够再生长细菌的影响,发现水温升高时,细菌的生长速率变大和细胞产率将增加,细菌的生长停滞期将缩短。对于 *Pseudomonas putida* 菌属,生长停滞期在 7.5 °C 时为 3d,在 17.5 °C 时为 10 h。LeChevallier 等人^[39]调查了北美 31 个水厂中大肠杆菌生长的情况,当温度高于 15 °C 后,大肠杆菌检出情况明显增多,同时管网水余氯量变低、AOC 浓度升高、管道腐蚀速度加快。此外,雨水量多、管网系统中存在贮水池、管网系统未经冲洗等情况也会使大肠杆菌检出情况增多。

2. 消毒剂种类及余量

消毒是杀灭病原微生物及控制管网水中细菌再生长的有效措施。决定消毒效果的主要因素有消毒剂种类、消毒剂浓度、反应时间、水温、水中有有机物质的种类及浓度和 pH 值等。目前,各个水厂较常采用的消毒剂是自由氯和氯胺,两者消毒的机理不同。自由氯的机理主要是与细菌的酶系统反应而破坏细菌,而氯胺消毒的机理是破坏细菌的核酸,色氨酸和含硫氨基酸。从管网水中的余氯维持时间、生物膜控制和消毒副产物的产生考虑,氯胺的效果较优于自由氯^[50]。

经验表明,消毒并不能完全依赖氯防止细菌再生长。部分在氯消毒过程中受伤的细菌在管网中能自我修复并重新生长^[51]。而自由氯在水中容易分解,即使保持较高的自由氯(3 ~ 5 mg/L)仍难以完全抑制生物膜的形成。Nagy 等指出尽管 1 ~ 2 mg/L 浓度的自由氯能使管壁生物膜上的细菌数下降 99%,但生物膜上细菌数仍高达 10^4 CFU/cm²。

3. 水力停留时间

水力停留时间越长,在消毒后受伤的细菌越容易修复生长,而且余氯量下降,为细菌生长提供了较好的条件。Kerneis Alain 等人^[52]对管网中 HPC、BDOC、余氯量和水力停留时间的相互关系研究表明:在管道中 HPC 随着管道的延长没有太大变化;在贮水池中,由于水力停留时间增长,HPC 明显增加;且温度高时,BDOC 在管网中随着水力停留时间的增长而降低较快。

4. 流速

水流骤开骤停能将管壁生物膜冲刷下来,也令水流中细菌量急剧上升。增加流速对管壁生物膜有冲刷作用,也会将更多的营养基质带到管壁生物膜处。死水区由于没有氯,往往会导致微生物生长、水质恶化。Donlan 和 Pipes^[53]的研究显示流速与生物膜细菌计数是负相关关系。

5. 管材与腐蚀

管材对于管网水细菌再生长的影响有两方面,一方面在于是否向水中释放促进微生物生长的营养物质;另一方面在于其表面是否促生物膜的形成。目前的研究主要集中在腐蚀对于钢管和塑料管表面生物膜形成的影响上,有的研究表明有

明显区别,有些研究则表明没有显著差别。

6. 水厂的运行及配水管网的管理

水厂在提供高质量的饮用水和控制管网水中细菌再生长的方面起着重要作用。水厂提高了净化处理构筑物的运行效率,去除了细菌再生长所需要的营养物质,为控制管网细菌生长打下了良好基础。水厂对管网加强管理、定期清洗、防止管道腐蚀与结垢,就能够有效地阻止生物膜的形成。

LeChevallier 等人^[39]指出管网水中大肠杆菌检出由多种复杂的因素决定,如化学的、物理的、水厂操作及工程因素等,没有哪一个因素能起到关键作用。所以解决大肠杆菌再生长需要综合考虑各个因素。要防止管网中生物膜的生长、细菌再繁殖,除控制水中的可生物降解有机物之外,还要从以上这几个方面着手,使微生物处于不利的生长环境中。

1.2.7 管壁生物膜研究

对管垢进行研究可以发现,其中有大量细菌,甚至有机会病原菌。马从容^[54]对管道垢样的扫描电镜观察发现管道中细菌的繁殖已极为严重,有杆菌、球菌、丝状菌等,它们藏匿、附着并栖息于管垢之中。马从容对垢样中的异养菌进行了鉴定,发现了两种革兰氏阴性杆菌:一种为粘质沙雷氏菌(*Serratia marcescens*),是机会病原菌;另一种为乙酸钙不动杆菌产碱亚种(*Aceinetobacter calcoaceticussubsp. alcaligenes*)。

现实中存在许多因素影响管壁生物膜的形成与生长,如管网水中的营养基质,管道的材料,水中的消毒剂浓度,水温、水力条件等。

有许多研究对管壁生物膜生长与管网水中基质浓度的关系进行了探讨。Van der Kooij 等人^[10]在玻璃容器生物膜生长试验中对比了低浓度 AOC 的饮用水和外加微量碳源后反应器中生物膜形成速率,发现后者远远大于前者,而且饮用水中微量的 AOC(小于 10 $\mu\text{g/L}$)就足以形成生物膜。

Zacheus 等人^[55]在研究后指出,供水管网中管壁生物膜构成了管网生物量的大部分。Van der Wende 等人^[56]对管网水悬浮菌与管壁生物膜研究指出,管网水中的悬浮菌大部分来源于管壁生物膜的脱落。

Chandy 等人^[57]研究了基质浓度对生物膜形成的影响以及生物膜对管网水中消毒剂余量的影响。研究发现悉尼的饮水中碳源是生物膜生长的限制因素;而在氯胺存在的条件下生物膜仍然可以生长,且生物膜的形成加剧了氯胺的衰减。在低基质浓度的条件下加氯消毒后,没有观测到生物膜生长的现象。Chandy 建议饮水的处理与管理过程应该将有机物去除、控制生物膜生长和管网水中余氯量的

维持有机结合起来。

Ollos 等人^[58]对生物膜形成与基质浓度、消毒剂、水力条件、管材、温度的关系进行了研究。在试验条件下,消毒剂对于生物膜的形成影响最大;在不添加营养基质的条件下,温度对生物膜形成影响很小,而水流剪切力影响最大;在低水流剪切力条件下,提供有机营养,温度成为生物膜形成的最大影响因素;高营养基质与低消毒剂余量的情况将使得生物膜细菌数量大大升高。

Zacheus 等人^[59]对聚氯乙烯、聚丙烯和不锈钢三种管材上生物膜的生长特性进行了研究,在对水样采用臭氧消毒后,增加了管壁生物膜的活菌数和菌体细胞体积。三种管材上生物膜的形成基本上没有差别,只是在聚氯乙烯、聚丙烯表面形成的生物膜的菌体体积稍大于不锈钢上的菌体体积。

李爽^[21]对给水管壁生物膜进行了初步研究,指出不同管材对于生物膜的发育过程的影响,主要取决于不同管材内壁粗糙度和受腐蚀情况的不同。PVC 管与镀锌钢管相比,管壁粗糙度较小,受腐蚀程度较轻,所以不利于生物膜发育。通水六个月之后 PVC 管的生物膜活菌数比镀锌钢管低一个数量级,当生物膜发育日趋成熟时,管材的影响作用减小,不同管材之间生物膜活性相差不大。

管壁生物膜给饮用水带来了许多负面影响,如管壁生物膜的细菌会成为高级微生物的食料,使得高级微生物能够在管网水中生存;配水管网中生物膜中细菌死亡及生物膜脱落会导致水的浊度上升,出现味道和臭味;生物膜会造成生物腐蚀,使得配水管网的摩擦阻力升高^[60];生物膜提供了致病菌存在与生长的场所,并且增加了病毒与寄生虫存在的可能性。生物膜同样也提高了细菌对消毒剂的抵抗能力^[37]。

1.2.8 磷与饮用水生物稳定性

长期以来,有机碳被认为是控制饮用水中异养菌生长繁殖的最主要营养物质。尤其是易被微生物降解的可同化有机碳(AOC),它被普遍认为是评价饮用水生物稳定性的主要指标。同时,针对无机元素对微生物生长的影响人们的关注非常少。然而近几年有研究表明,在北半球(例如北欧、俄罗斯和北美洲),森林和泥炭地中含有丰富的有机碳。在这些地区,自然水体(例如湖泊、河流,甚至地下水)中含有大量的有机碳,令饮用水中微生物生长不是受到 AOC 的限制,而是受到无机元素磷的限制^[61-62]。因此,饮用水中磷对微生物生长的限制作用的研究也在国内外逐渐开展。

1. 磷在微生物生长中的重要作用

磷是微生物细胞中必需且大量需要的营养元素。磷元素在生物化学过程中起着主导作用,是重要的调控中心。我国的科学家从化学模型、数学模型和动力学模

型三个方面证明,氨基酸和磷的化合物——磷酰化氨基酸是生命起源的种子^[63]。

所有的微生物都含有相当数量的磷,一般占灰分总量的 30% ~ 50% (以 P_2O_5 计)。微生物需要磷来合成核酸、脂多糖和磷脂及其他含磷化合物,磷壁酸和聚合磷酸盐是其中主要的含磷化合物。核糖核酸(RNA)和脱氧核糖核酸(DNA)的含磷量为 10% ~ 12%。微生物细胞内组成 DNA、RNA 和磷脂的磷几乎占到微生物细胞内全部磷的 60%,其余的磷由细胞质磷和聚合磷酸盐组成。聚合磷酸盐广泛存在于细菌、酵母、真菌和藻类细胞中,是异染粒的主要组分。磷同时也是许多酶或辅酶的重要组成成分,这些酶与辅酶有辅酶 I (NAD)、辅酶 II (NADP)、辅酶 A 和辅羧化酶等^[64]。

磷酸盐是微生物细胞内能量传递 ATP 系统的关键组成部分。三磷酸腺苷(ATP)上的磷酸酯键可以贮存高水平的能量。ATP 转换成二磷酸腺苷(ADP)的过程中可以释放 7.4 kJ/mol 的能量,这令高能磷酸酯键在生物体的能量贮存与传递过程中起着重要作用^[63]。

2. 磷的限制原理及饮用水中的磷

微生物同其他生物一样,需要不断地从它的外部环境中吸收所需要的各种营养物质,方能合成本身的细胞物质以及提供机体进行各种生理活动所需要的能量,使机体能进行正常的生长与繁殖,保证生命能够维持与延续下去,保持其生命的连续性^[64]。一般来说碳、氮、磷是微生物生长所需要的最重要的营养元素。对于不同的微生物,它们所需要的营养元素的比例是不相同的。就一般微生物而言,微生物所需要的碳、氮、磷的比例在一定的范围之内。

Van der Kooij 等人^[6]提出对于微生物生长而言,最适宜的 $m(C):m(N):m(P)$ 为 100:10:1。而 Anderson 等人提出在微生物细胞内 $m(C):m(P)$ 为 17。而 Gächter 和 Meyer 在 1993 年提出 $m(C):m(P)$ 应为 20。在磷充足的环境里,这一比值可以低到 5,相当于磷占了细胞干重的 10%。

在特定情况下,当碳源和氮源充足而磷源缺乏时,磷就会对微生物的生长起到限制性作用。在磷充足的好氧条件下,微生物可以贮存聚合磷酸盐作为能量储备。贮存的聚合磷酸盐可以转化为 ATP,对 ATP 的利用则可以释放出磷。当外部环境中的磷缺乏时,异养菌就可以通过激酶利用贮藏的磷来合成核酸和磷脂。

同样,外部环境中磷的多少也影响到微生物对磷的吸收。当磷充足的情况下,细菌(例如大肠杆菌)采用低亲和力的 Pit 转运系统来吸收磷;当磷不足的情况下,细菌采用不同的转运系统吸收磷^[65]。不同的微生物有不同的最大磷吸收速率和半速度常数 K_m ,半速度常数 K_m 在 0.39 ~ 7.6 $\mu\text{g/L}$ 之间变化。

Szewzyk 等人^[66]的研究发现,生长在饮用水中缺磷条件下的 *Aquabacterium* spp