

ORIGINAL ARTICLE

상수원수 수질변화에 따른 전오존 처리효과 및 경제성 평가

최동훈 · 박진식¹⁾ · 문추연¹⁾ · 이재용¹⁾ · 류동춘 · 장성호^{2)*} · 권기원 · 이수애

부산광역시 상수도사업본부 수질연구소, ¹⁾경운대학교 보건바이오학부, ²⁾부산대학교 바이오환경에너지학과

Evaluation of Pre-ozone Treatment and Economic Efficiency as Changing Raw Water Quality

Dong-Hoon Choi, Jin-Sik Park¹⁾, Choo-Yeun Moon¹⁾, Jae-Yong Lee¹⁾, Dong-Choon Ryu, Seong-Ho Jang^{2)*}, Ki-Won Kwon, Soo-Ae Lee

Water Quality Institute, Water Authority, Busan 614-854, Korea

¹⁾School of Healthcare & Biotechnology, Kyungwoon University, Gumi 730-739, Korea

²⁾Department of Bioenvironmental Energy, Pusan national University, Mirang 627-706, Korea

Abstract

This study, changes in raw water quality is to indicate on the efficiency of ozone treatment of each pollutant as compared to derive the appropriate operating measures. The appropriate selection for injection rate of pre-ozone and did not inject pre-ozone assess changes in the water. When good water quality, you not injected of pre-ozone to evaluate the economic efficiency of electricity and put the most cost-effective ozone concentration were evaluated. Evaluation remove organic matter and chlorophyll-a concentration level in experiments with each factor of the water DOC > 2.5 mg / L, THMFP > 70 µg / L, Chl-a > 30 mg / m³ or less constant process, if you do not need to put pre-ozone showed little impact. It also does not put you in pre-ozone appropriate produce enough power rate savings was calculated as approximately 90 million won. Ability to remove organic materials and the ability to produce disinfection byproducts, and cost-effective decisions by considering the concentration of injection if pre-ozone 1 mg/L was investigated by the appropriate concentration of ozone injection.

Key words : Pre-ozone, DOC, THMFP, Chl-a, Concentration of ozone injection.

1. 서론

상수원수의 정수처리과정 중 오존은 대략 100년 동안 음용수처리에 사용되어왔다. 현재 오존을 정수처리과정에 사용하고 있는 나라들은 대부분이 서부유럽 특히 프랑스, 스위스 그리고 독일에 분포되어 있으며, 최근에는 북아메리카 즉 미국이나 캐나다에서의 오존 사용이 점차 확대되었는데 이는 상수원수의 점차적인

수질악화와 양질의 수돗물 수질을 시민들이 요구하였기 때문이다.

오존은 음용수 처리과정에서 수중에 존재하는 유독성 미량 유해물질 및 농약류의 제거, 박테리아와 바이러스의 살균효과(LeChevallier 등, 1988; White 등, 1997), 응집제 소비량을 감소시키고 침강성 향상, 소독부산물 저감효과(Rook, 1974), 맛과 냄새유발 유기물질의 제거, 철, 망간과 같은 중금속을 산화·제거하

Received 25 November, 2012; Revised 1 February, 2013;

Accepted 19 March, 2013

*Corresponding author : Seong-Ho Jang, Department of Bioenvironmental Energy, Pusan National University, Miryang 627-706, Korea
Phone: +82-55-350-5435
E-mail: jangsh@pusan.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.
© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

는 등 분자량이 큰 유기물질을 보다 작은 분자량으로 산화시켜 여과지에서 생물분해능을 향상시키는 특징을 가지고 있다(Kang, 1993, 1999).

인간의 배설물로부터 배출되는 바이러스는 약 100여 가지 이상으로 보고되고 있고 이중에서 어떤 것들은 수인성 전염병의 원인이 된다고 알려져 있다. 그리고 오존투입으로 인한 바이러스 제어에 관한 연구는 여러 보고서에서도 많이 알려져 있다(Xu 등, 2002).

또한 맛과 냄새를 유발하는 물질의 대부분은 자연적으로 발생하는 유기화합물이거나 합성에 의해서 낮은 분자량을 가진 휘발성물질을 발생하게 되는데 이를 오존이 산화시킨다. 하천 표류수에서 곰팡이 냄새 및 맛을 유발하는 물질로서는 Geosmin이 대표적이라 할 수 있는데 오존주입량 0.3 mg/L에서도 10이하의 냄새 역치 값을 나타내었다고 보고되어 있다(Kang, 1993).

이에 우리 부산시에서도 기존의 정수처리공정으로 현재의 수질 기준을 충분히 만족시키고 있으나, 보다 깨끗한 물을 생산하기 위하여 강화되는 수질 기준에 적극적으로 대응하기 위하여 1989년 부산 화명정수장의 오존공정(Ozonation; O₃)을 도입하기 시작하여 지금 현재는 전 정수장에서 오존처리시설을 갖추게 되었다.

따라서 본 연구에서는 상수원수 수질변화에 따른 각 오염물질에 대한 오존처리효율을 비교하여 적절한 운전 방안을 도출하고 적정오존 주입비 선정 및 전오존의 미주입시 수질변화를 평가하여 수질이 좋은 시기에는 전오존을 투입하지 않음으로써 전력비용 절감을 위한 경제성 평가와 나아가서는 가장 경제적인 투입농도도 함께 평가하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험재료

2.1.1. 원수특성

실험에 사용된 원수는 낙동강 표류수를 이용하였

고 실증플랜트 120 m³/day 규모에서 낙동강 수질변화에 따라 전염소와 전오존 병행 투입과 전염소만 투입하였을 경우 각각의 유기오염물질에 대한 제거율 비교실험을 수행하였다.

전염소와 전오존을 병행 투입할 경우 전염소는 수질에 따라 1.5-6.0 mg/L 사이에서 고정 투입하였고, 전오존은 0.5-2.0 mg/L로 변경하여 투입하고 이때 처리유량을 1 m³/hr에서 3 m³/hr로 조절하여 각각의 오염물질에 대한 제거율 실험을 수행하였다.

낙동강 표류수를 전염소 접촉조 및 전오존 접촉조의 유입수로 사용한 이유는 실제 정수장에서의 전염소 및 전오존 접촉조 운전조건과 유사하게 만들기 위해서이며, 실험에 사용된 낙동강 상수원수 유기물 농도는 DOC가 1.64-3.74 mg/L였고, 조류농도는 5.2-44.2 mg/m³을 나타내었고, Table 1은 파일롯트 플랜트 유입수의 수질특성을 나타내었다.

2.1.2. Pilot Plant 공정

본 연구에 사용된 Pilot Plant 전염소 접촉조는 스테인레스 재질로 규격 W 500 cm × L 1,000 cm × H 11,200 cm이며, 용량은 0.6 m³, 유효용량은 0.5 m³으로 하루 최대처리유량은 120 m³으로 설계되었다. 또한 전오존 접촉조 역시 스테인레스 재질로 규격 W 220 cm × L 800 cm × H 6,500 cm이며, 용량은 1.14 m³, 유효용량은 0.86 m³으로 설계되었다. Pilot-plant 원수유량 조절조에 유입된 원수가 분배 펌프에 의하여 염소접촉조로 유입되며 이때 액체염소와 혼합되어 전오존 접촉조로 유입되도록 설계하였다.

전염소 접촉조의 체류시간은 10분에서 30분까지로 조정하였으며, 전오존 접촉조 체류시간은 15분에서 50분까지 조정하여 운전하였다. 오존 발생장치는 OZAT[®] CFS-1A(Ozonia, Swiss)를 이용하였으며, 발생된 오존 양은 오존 모니터(PCI Ozone & Control System Inc., U.S.A.)에 자동적으로 산정되어 표시된다. Fig. 1에 실험에 사용된 파일롯트 플랜트의 모식도를 나타내었다.

Table 1. Characteristics of influent water

Parameters	pH	Turbidity	DOC	UV ₂₅₄	Chl-a	Temp.
	(-)	(NTU)	(mg/L)	(cm ⁻¹)	(mg/m ³)	(°C)
Value	7.5-9.1	9.1-20.6	1.64-3.74	0.044-0.132	5.2-44.2	8-22

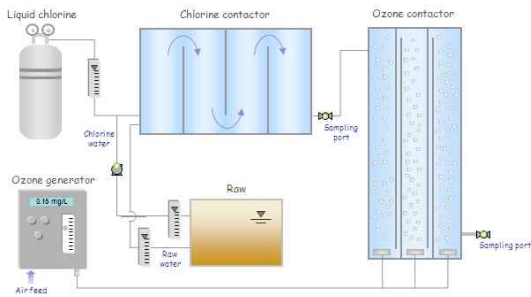


Fig. 1. Schematic diagram of pilot plant.

2.2. 분석방법

2.2.1. 산화환원전위(ORP)

산화환원전위(Oxidation-Reduction Potential)의 측정을 위한 ORP 전극은 Mettler Toledo사의 Redox Electrode InLab® Redox를 사용하여 측정하였고, pH/ORP 자동측정 및 디지털 출력장치는 Mettler Toledo GmbH SevenMulti를 이용하여 오존투입 농도별 산화환원전위를 측정하였다.

2.2.2. 유기물질 및 조류특성분석

원수 중에 함유된 용존성 유기물질 측정을 위해 0.2 µm 멤브레인 필터(Sartorius, Germany)로 여과한 후 그 여액을 사용하여 UV-Vis spectrophotometer (UV-2401PC, Shimadzu, Japan)와 TOC analyzer(Sievers 820, Sievers, U.S.A.)를 사용하여 UV₂₅₄와 DOC를 분석하였다.

Chlorophyll-a 농도는 원수 중 25 mL의 시료를 취해 조류 측정기(Fluorometer, bbe)로 각각 750, 664, 647, 630 nm에서의 흡광도를 측정하여 trichromatic method (APHA, 1992)의 계산식에 따라 chlorophyll-a의 양을 계산하였다.

2.2.3. 소독부산물 생성능

THMs 생성능(THM formation potential: THMFP)은 시료수에 24시간 후의 유리 잔류 염소농도가 1.5±0.2 mg/L가 되도록 염소를 주입하여 항온배양기에서 24시간 동안 반응시켰다. 염소와 24시간 반응시킨 후 잔류염소에 의한 추가적인 염소 소독부산물들의 생성을 억제하기 위해 인산(1+10)로 pH를 2 이하로 낮추고 Na₂SO₄를 사용하여 잔류염소를 제거한 후 분석하였으며, 24시간 이내로 분석이 불가능한 경우에는

4°C 냉장고에서 보관하였다가 분석하였다.

염소 소독부산물에 대한 분석은 THMFP의 경우 headspace auto-sampler(HP 7694, Hewlett-Packard, U.S.A.)가 부착된 GC/ECD(5890 Series II, Hewlett-Packard, U.S.A.)를 사용하여 분석하였다.

2.3. 경제성 평가

1989년 국내 처음으로 화명정수장에 설치된 오존 설비는 공기를 압축·냉각·건조시켜 오존발생기로 주입하는 공기식 설비로 설치운영하고 있으나, 최근에는 대부분 순산소식 설비로 계획하여 설치하고 있는 추세이다. 오존설비는 시설용량과 오존주입률에 따라 오존발생기의 설치대수, 예비설비의 확보 등으로 공사비에 차이가 있을 수 있다. 하지만 원수 수질조건과 도입목적이 다른 경우에도 설계기준은 크게 다르지 않으므로 경제성 분석에는 큰 영향을 미치지 않을 것으로 판단된다. 따라서 조사된 파일롯트 플랜트 오존공정의 운영인자는 Table 2와 같으며, 이를 전력비용 산정에 적용하였다.

Table 2. Operation factor of ozone process

Item	Condition
Ozone equipment	Air supply
Ozone generation con.	2g O ₃ /hr~8g O ₃ /hr
Ozone injection rate	0.5-2.0 mg/L
HRT	15-20 min.
Ozone contact method	Diffused-Air aeration

오존공정의 운용비용을 구성하는 항목은 전력비 및 소모품과 수선유지비, 인건비 등이 포함되지만 본 연구에서는 순수하게 오존을 생산하고 접촉하는 데 소비된 전력비용 한 가지에 대하여 오존발생기 및 오존발생기 유입 전처리공정의 전력량을 적산전력계를 사용하여 경제성 평가를 하였다. Table 3은 오존공정 전력비용 산출방법을 나타내었다.

Table 3. Electricity cost calculation method of ozone process

Item	Electricity cost calculation method per year
Electricity cost	Electricity cost(₩/kwh) × Generation Q(m ³ /yr) × (Ozone generator+ Pretreatment equipment electricity baunit)

3. 결과 및 고찰

3.1. 산화환원전위 및 오존전달을 평가

산화환원전위는 어떤 물질이 전자를 잃고 산화되거나 또는 전자를 받고 환원되려는 경향의 강도를 나타내는 것으로, 이것을 알면 어떤 화학반응의 내용을 예측할 수 있다. 산화환원전위의 측정은 산화환원 가역 평형상태에 있는 수용액에 부반응성 전극을 주입시켜서 발생하는 전위를 측정하는 것이다. 즉 산화제와 환원제가 존재하는 용액 속에, 그 용액에 침식되지 않는 백금전극을 담갔을 때, 그 전극과 용액 사이에 생기는 전위를 말한다. 예를 들면, 전이금속인 철(III)이온 Fe^{3+} 와 철(II)이온 Fe^{2+} 함께 들어 있는 용액은 산화제와 환원제가 같이 존재한다고 할 수 있다. 실제로는 그대로 측정할 수 없으므로 또 하나의 전극인 표준 수소전극을 넣어, 두 전극의 전위차를 재어서 구한다. 이때 R을 기체상수, T를 절대온도, n을 전자 수, F를 패러데이상수, a_r 와 a_o 를 각각 환원제와 산화제의 활성도라고 정의한다.

산화환원전위 E는,

$$E = E_0 + \frac{RT}{nF} \log e \frac{a_o}{a_r}$$

0이 되어, $E=E_0$ 가 된다. 이 값, 즉 E_0 를 표준산화환원 전위라고 하는데, 온도가 결정되면 일정한 값을 취하며, 산화환원전위(ORP, mV) 값이 클수록 그 액체는 강한 산화제가 된다.

오존투입농도 3.0 mg/L에서 ORP 값은 258 mV로서 낙동강 원수 산화환원 전위 값 200 ± 10 mV 값보다 29%정도 높은 전위 값을 나타내었으며, 오존투입농도 4.0-12.0 mg/L 각각 다르게 투입하였을 때의 ORP값은 낙동강 원수대비 67.9-257.8%로 크게 증가하여 수중에 존재하는 유기물질 산화 및 난분해성 유기물질의 생물분해 가능한 유기물질로의 전환에 큰 역할을 하는 것으로 나타났다. 또한, 오존투입농도 3.0, 4.0, 6.0, 12.0 mg/L의 증가와 함께 잔류 오존농도도 0.7, 1.3, 2.0, 4.1 mg/L로 증가하는 것으로 조사되었다. Fig. 2는 오존투입농도에 따른 산화환원 전위 값과 잔류오존농도를 나타내었다.

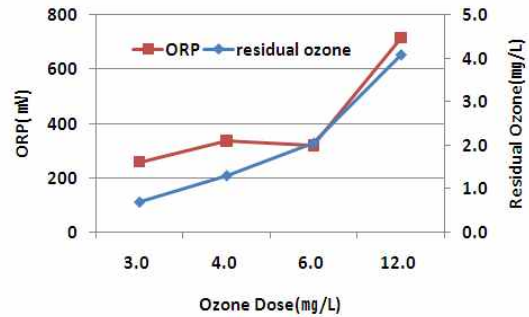


Fig. 2. ORP and residual ozone concentration depending on ozone input concentration.

3.2. 유기물질 제거율 특성

3.2.1. DOC 제거율 특성

낙동강 상수원수의 DOC농도는 2008년도 년 중 2.1-2.7mg/L로서 최근의 용존 유기탄소 농도보다 양호한 수질을 나타내었는데 우수기보다 갈수기(1,9,10,11월)에 더 안정적인 농도를 나타내었다. 2009년 DOC 농도는 전반기에는 최고 5.0 mg/L에 가까운 농도를 나타냄으로써 수질이 악화되었으며, 하반기에는 3.0 mg/L 이하로 양호한 수질을 나타내었는데 전체적으로 DOC농도의 년 중 경향은 뚜렷하게 나타나지 않았다. Fig. 3은 2008-2010년까지의 월별 DOC농도를 나타내었다.

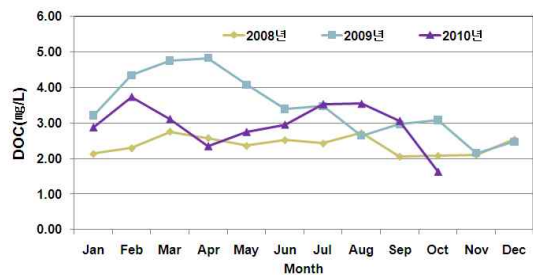


Fig. 3. DOC concentration(2008-2010).

2010년도 1월에서 10월까지의 공정별 평균 DOC 제거율은 전염소 공정에서 DOC농도가 증가하였다가 전오존 및 침전공정에서 전염소 대비 34%의 제거율을 나타내었고 활성탄 공정에서 다시 한 번 감소하는 것으로 조사되었다.

수질이 좋지 않은 2010년 2월의 경우 전염소 및 전

오존 투입으로 인하여 전염소 대비 35.6 %의 제거율을 나타내었지만 수질이 좋았던 10월의 경우에는 낙동강 원수 DOC농도가 1.629 mg/L로서 전염소 및 전오존 처리를 하였음에도 불구하고 전오존수 DOC농도는 1.628 mg/L로서 원수 대비하여 유기물질의 산화 정도는 거의 미미한 것으로 나타났다. Fig. 4는 2010년 공정별 DOC 제거농도를 나타내었다.

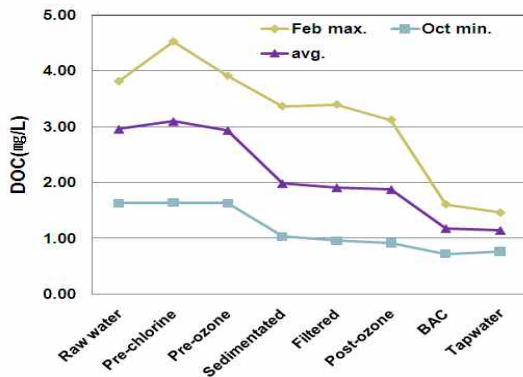


Fig. 4. DOC removal concentration on process(2010).

수질이 좋지 못한 2, 3, 7, 8, 9월에는 전오존 투입 농도에 따른 수중의 DOC 농도변화는 오존 투입농도 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mg/L에서 각각 6.4-14.0% 제거율을 보였으며, 수질이 좋은 4, 5, 6, 10월에는 0.3-6.9% 제거율을 나타내었다. 또한 전오존의 경우 오존주입 증

가울에 따른 DOC 제거율 향상도 미미한 것으로 조사되었다.

접촉시간별 DOC 제거농도는 15분, 25분, 50분 이상에서는 DOC 제거농도가 유사한 것으로 조사되었으며, DOC농도가 2.0-3.0 mg/L 정도의 낮은 시기에는 오존의 산화환원 전위력으로 짧은 접촉시간에도 충분히 산화를 하는 것으로 판단된다. Fig. 6은 전오존 접촉시간별 DOC제거효과를 나타내었다.

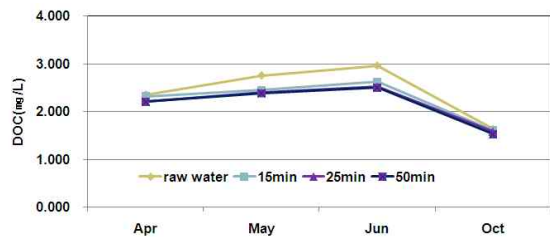


Fig. 6. DOC removal effector according to pre-ozone contact time.

3.2.2 UV₂₅₄ 제거율 특성

UV₂₅₄농도는 2008년-2010년 연중 0.05 - 0.13 cm⁻¹의 수질을 나타내었고, 특히 2010년 8월은 0.1321 cm⁻¹로서 최대 농도를 나타내었으며, 5월은 0.0444 cm⁻¹로서 양호한 것으로 나타나 갈수기보다 비가 많이 오는 우수기에 높은 농도를 기록하는 경향을 나타내었다. Fig. 7은 2008-2010년까지의 월별 UV₂₅₄농도를 나타내었다.

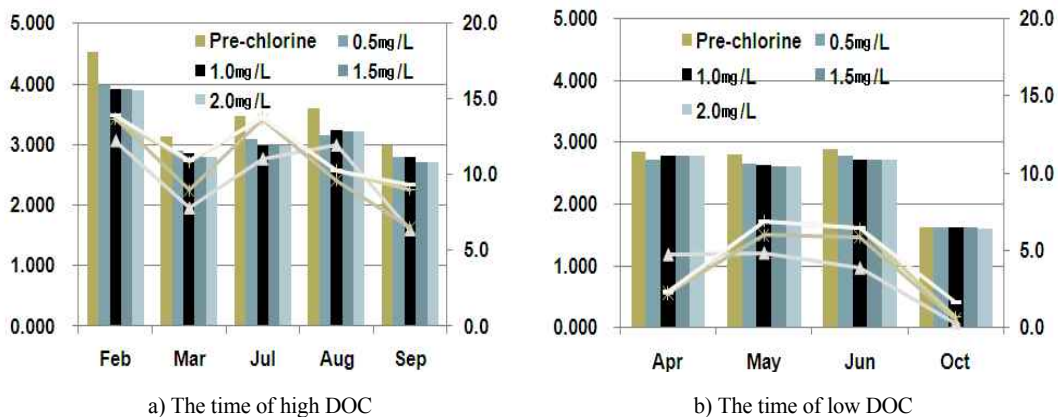


Fig. 5. DOC removal concentration according to ozone input concentration.

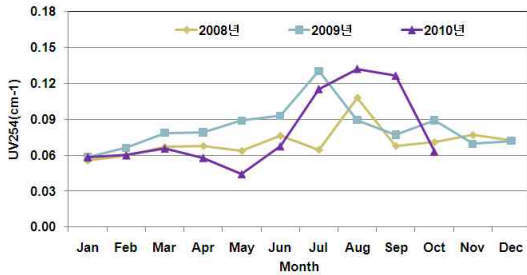


Fig. 7. UV₂₅₄ concentration(2008-2010).

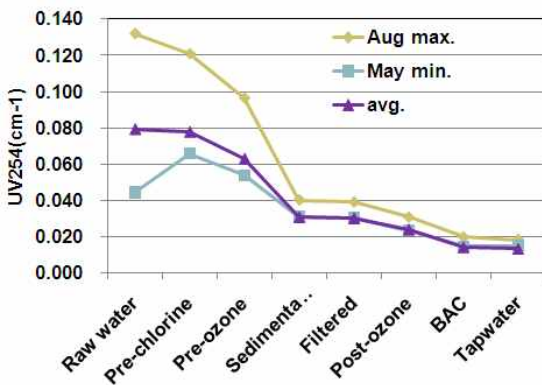


Fig. 8. UV₂₅₄ removal concentration on process(2010).

Fig. 8은 2010년 공정별 UV₂₅₄ 제거농도를 나타내었는데 수질이 좋지 않은 8월의 경우 공정별 UV₂₅₄ 제거율은 전염소 및 전오존 공정, 응집·침전공정에서 제거가 많이 되는 것으로 나타났으나, 수질이 좋은 5월의 경우 오존의 산화 효과가 크지 않는 것으로 나타났다.

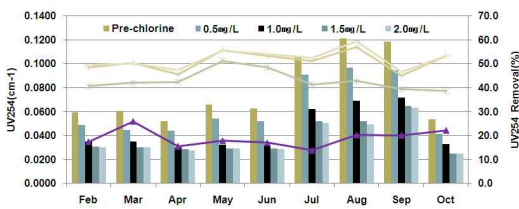


Fig. 9. UV₂₅₄ removal concentration according to ozone input concentration.

오존 투입농도별 UV₂₅₄의 변화에서는 오존투입 농도 0.5 mg/L에서 13.9-25.9 % 제거율을 보였으며, 오

존 1.0 mg/L에서는 38.6-51.2 %, 오존 1.5-2.0 mg/L에서는 45.7-55.8 %로서 비슷한 제거율을 보였다. 오존 투입 농도가 증가할수록 UV₂₅₄ 제거율도 각각 증가하는 것으로 나타났다.

이는 UV₂₅₄는 수중의 탄소 이중결합과 같은 불포화 결합 및 방향족 물질들의 함량을 나타내는 지표로 오존산화에 의해 탄소 이중결합 이상의 탄소 결합들이 끊어져 탄소 단일결합과 같은 저분자 물질들로 전환되었기 때문이며, 수중 유기탄소들의 완전 산화에 의한 감소는 아니다. 그러므로 DOC가 여전히 수중에 높은 농도로 존재하여 오존처리에 의한 수중 DOC의 완전 산화율은 매우 낮은 것을 알 수 있다.

3.2.3. THM 생성능 제거율 특성

2008년 THMFP는 우수기에는 100 µg/L이하, 갈수기에는 100 µg/L이상을 나타내었으나, 2009년은 2008년과 반대 현상이 나타나, 갈수기에 THMFP의 농도는 높은 값을 나타내는 것으로 판단되나, 뚜렷한 경향은 없는 것으로 판단된다. 전체적으로 2010년의 수질이 2008년과 2009년보다 좋은 것으로 나타났다.

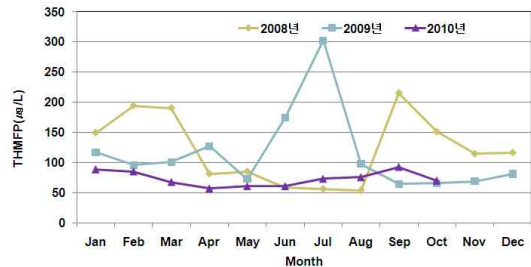


Fig. 10. THMFP concentration(2008-2010).

Owen 등(1995)과 Kim 등(1997)의 연구에서는 오존처리에 의해 DOC의 감소에 비해 UV 흡광도와 THM 생성능의 감소폭이 훨씬 높다고 보고하고 있으며, Galapate 등(2001)은 Minaga 호소수를 오존처리한 결과 3 mgO₃/mgDOC의 오존 투입농도에서의 DOC, UV₂₅₄ 및 THM 생성능의 제거율이 각각 16 %, 72 % 및 43 %로 나타나 오존처리에 의한 DOC의 제거율에 비해 UV₂₅₄와 THM 생성능에 대한 제거율이 월등히 높은 것으로 보고하고 있으나, 전오존의 경우 2010년 수질이 좋았던 4월과 좋지 못한 9월의 공정별

데이터를 분석하면 염소에 의한 산화 제거율이 각각 34.0 % 및 37.4 %로 오존에 의한 산화보다 더 큼을 알 수 있어 염소산화로도 소독부산물 전구물질인 THMF의 제거에는 충분한 것으로 사료된다. 또한 응집침전 개선효과도 염소에 의한 것으로 판단된다.

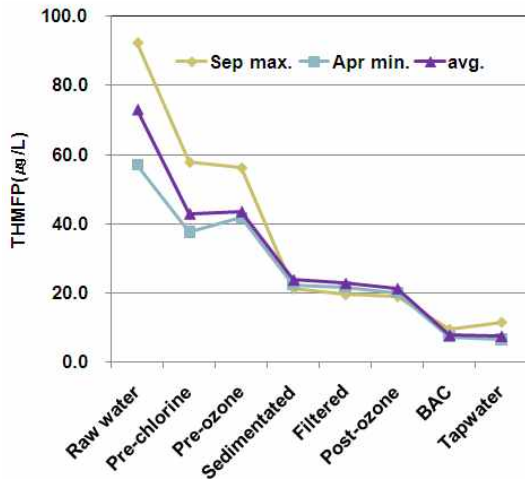


Fig. 11. THMF removal concentration on process(2010).

3.3. 클로로필-a 제거율 특성

2008년도 조류농도는 1,2,3월을 제외하고 40 mg/m³ 이하를 나타내었고, 2009년 조류농도는 1,2,4,12월을 제외하고 40 mg/m³ 이하를 나타내었다. 전체적으로 강수 및 동물성플랑크톤의 출현 시기에 낮은 농도를 유지하는 경향을 나타내었다. Fig. 12는 2008-2010년 월별 조류농도 현황을 나타내었다.

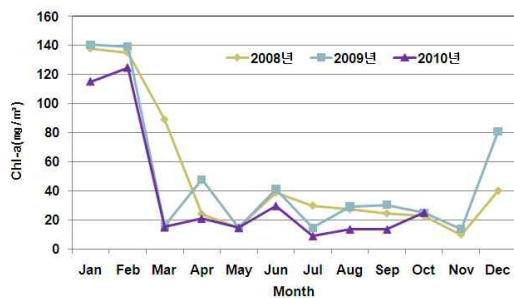


Fig. 12. Chl-a concentration(2008-2010).

클로로필-a 제거율은 오존 투입량 1.0 mg/L, 2.0 mg/L, 접촉시간 15분 각각 55.4 %, 60.4 % 제거 가능하였으며, 오존 2.0 mg/L, 접촉시간 50분 92.6 % 제거 가능한 것으로 조사되었다. 클로로필-a는 전염소 및 전오존 후 응집침전공정에서 99 % 정도 제거율을 보인다고 알려져 있으며, Fig. 13은 오존투입량 및 접촉시간에 따른 클로로필-a 농도와 클로로필-a 제거율을 나타내었다.

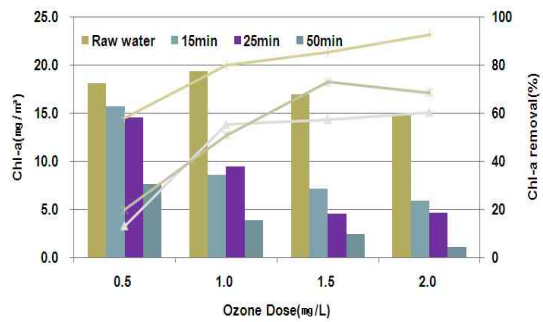


Fig. 13. Chl-a removal rate according to ozone input concentration and contact time.

3.4. 오존공정의 전력비용 산출 및 경제성 평가

지금 전 세계는 에너지 수급불안과 고에너지 가격 추세의 상시화가 지속되어 경제발전의 걸림돌로 작용하고 있다. 이는 세계인구의 증가와 더불어 증산층의 증가에 따라 에너지 수요는 지속적으로 증가하고 있다. 2030년 까지 세계 에너지 소비는 2007년 대비하여 40 % 정도 증가할 것이라고 경고하고 있으며, 그 중 중국 및 인도가 증가분의 53 %를 차지할 것이라고 국제에너지기구(IEA)는 예상하고 있다. 이에 우리나라에서도 에너지 절약 정책으로 “그린에너지 산업의 집중육성” 및 공공기관 에너지 절감목표를 10 %로 설정하여 추진하고 있다.

이러한 정부의 시책에 순응하기 위하여 상수원수 중 용존 유기물질(dissolved organic matter:DOM) 및 이취미를 유발하는 조류의 농도가 낮은 시기에는 전오존을 투입하지 않음으로써 안정적인 수돗물 생산과 더불어 전력비용(Electric Energy Cost)을 절감코자 오존투입농도별 전력사용량(KWH)과 오존접촉조 유입 유량당 전력사용량을 적산전력계를 이용하여 산정

하였는데 오존 접촉시간 25분에서 오존발생 전력은 오존주입비 0.5-2.0 mg/L에서 각각 6.0, 6.3, 6.8, 7.0 kwh/day로 나타났다. Table 4는 오존주입농도별 전력 사용량(kwh/day)를 나타내었다.

Table 4. Electric energy versus Ozone dose concentration

Item	Unit	Flow 2 m ³ /hr, Ozone Dose(mg/L)			
		0.5	1.0	1.5	2.0
SUM		6.0	6.3	6.8	7.0
Ozone Generator	Kwh/day	3.6	3.9	4.4	4.7
Air Compresso		2.4	2.4	2.4	2.3

또한 미래 화석연료의 고갈과 세계 열강의 자원무기화 및 원자재 가격, 환율상승으로 인한 전력 생산비용의 증가가 수돗물 값 상승으로 이어져 시민들의 부담이 가중될 수도 있을 것이다. 이에 수돗물 값의 안정화와 전력비용 절감을 위하여 접촉시간 25분 및 유량 2 m³/hr일 때 오존주입비 0.5-2.0 mg/L에서 각각 0.125, 0.131, 0.142, 0.146 kwh/m³ 전력량을 사용하는 것으로 조사되었다. Fig. 14는 오존주입농도에 따른 전력 사용량을 그래프로 나타내었다.

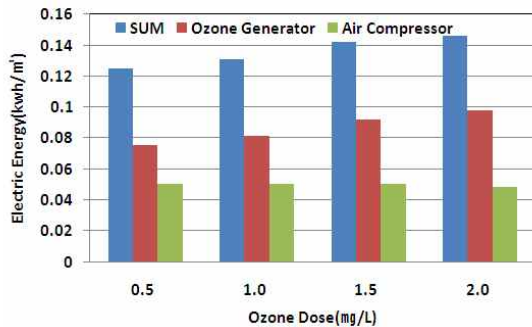


Fig. 14. Amount of electricity used according to ozone input concentration.

그리고 2009년도 덕산정수장의 전력요금은 약 67 원/kwh로서 오존처리시설에서 전력요금은 9억1천3백만 원 정도 사용되었는데 2009년도 덕산정수장 수돗물 1 m³당 오존공정에서의 사용전력량은 약 0.060 kwh/m³으로 계산되었고, 전오존 대비 후오존의 투입

비율을 0.6 : 0.4라고 가정할 때 전오존의 전력사용량은 약 0.036 kwh/m³로 계산될 수 있다. 앞선 유기물 및 클로로필-a 제거실험에서 도출된 각각의 수질인자 농도 수치를 DOC > 2.5 mg/L, THMFp > 70 µg/L, Chl-a > 30 mg/m³ 이하로 가정할 경우 2010년 6월 및 10월이 전기한 기준을 충족하는 것으로 나타났다.

이 기간의 2009년 덕산정수장 수돗물생산량은 각각 18,556,200 m³, 18,510,750 m³으로 총 37,066,950 m³으로 계산되어진다면 파일롯트 플랜트를 이용한 전력사용량 산정실험값과 덕산정수장의 실례를 사용한 전력비용 절감액은 각각 0.131 kwh/m³ × 37,066,950 m³ × 67 원/kwh = 325,336,620원 절감 가능하였고, 0.036 kwh/m³ × 37,066,950 m³ × 67 원/kwh = 89,405,483원 절감 가능한 것으로 나타났다.

4. 결론

본 연구에서는 상수원수 수질변화에 따른 각 오염물질에 대한 오존처리효율을 비교하여 적정한 운전 방안을 도출하고 적정오존 주입비 선정 및 전오존의 미주입 시 수질변화를 평가하여 수질이 좋은 시기에는 전오존을 투입하지 않음으로써 전력비를 절감을 위한 경제성 평가와 나아가서는 가장 경제적인 오존 투입농도를 평가한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 오존투입농도 3.0 mg/L에서 ORP 값은 258mV로서 낙동강 원수 산화환원 전위 값 200±10 mV 값보다 29 %정도 높은 전위 값을 나타내었으며, 오존투입농도 4.0-12.0 mg/L 각각 다르게 투입하였을 때의 ORP 값은 낙동강 원수대비 67.9-257.8 %로 크게 증가하여 수중에 존재하는 유기물질 산화 및 난분해성 유기물질의 생물분해 가능한 유기물질로의 전환에 큰 역할을 하는 것으로 나타났다. 또한, 오존투입농도 3.0, 4.0, 6.0, 12.0 mg/L의 증가와 함께 잔류 오존농도도 0.7, 1.3, 2.0, 4.1 mg/L로 증가하는 것으로 조사되었다.
2. DOC 농도가 3.117~3.739 mg/L로서 수질이 좋지 못한 2, 3, 7, 8, 9월에는 전오존투입 농도에 따른 수중의 DOC 농도변화는 오존 투입농도 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mg/L에서 각각 6.4-14.0 % 제거율을 보였으며, DOC 농도 1.637~2.959 mg/L로 수질이 좋은 4, 5, 6, 10월에

는 0.3-6.9 % 제거율을 나타내었다. 또한, 전오존의 경우 오존투입 증가율에 따른 DOC 제거율 향상도 미미한 것으로 조사되었다.

3. 오존 투입농도별 UV₂₅₄의 변화에서는 오존투입 농도 0.5 mg/L에서 13.9-25.9 % 제거율을 보였으며, 오존 1.0 mg/L에서는 38.6-51.2 %, 오존 1.5-2.0 mg/L에서는 45.7-55.8 %로서 비슷한 제거율을 보였다. 오존투입 농도가 증가할수록 UV₂₅₄ 제거율도 각각 증가하는 것으로 나타났다.

4. THMFP의 경우 2010년 4월 57.01 µg/L로서 수질이 좋았던 시기와 9월의 92.22 µg/L로서 수질이 악화된 시기의 공정별 데이터를 분석하면 염소에 의한 산화 제거율이 각각 34.0 % 및 37.4 %로 오존에 의한 산화보다 더 큼을 알 수 있어 염소산화로도 소독부산물 전구물질인 THMFP의 제거에는 충분한 것으로 사료된다. 또한 응집침전 개선효과도 염소에 의한 것으로 판단된다.

5. 클로로필-a 제거율은 오존주입률 1.0 mg/L, 2.0 mg/L, 접촉시간 15분 각각 55.4 %, 60.4 % 제거 가능하였으며, 오존 2.0 mg/L, 접촉시간 50분 92.6 % 제거 가능한 것으로 조사되었다.

6. 유기물 및 클로로필-a 제거실험에서 도출된 각각의 수질인자 농도 수치를 DOC > 2.5 mg/L, THMFP > 70 µg/L, Chl-a > 30 mg/m³ 이하로 가정할 경우 2010년 6월 및 10월이 전기한 기준을 충족하는 것으로 나타났다. 이 기간의 2009년 덕산정수장 수돗물 생산량은 각각 18,556,200 m³, 18,510,750 m³으로 총 37,066,950 m³으로 계산되어진다면 파일롯트 플랜트를 이용한 전력사용량 산정실험값과 덕산정수장의 실례를 사용한 전력비용 절감액은 각각 0.131 kwh/m³ × 37,066,950 m³ × 67 원/kwh = 325,336,620원 절감 가능하였고, 0.036 kwh/m³ × 37,066,950 m³ × 67 원/kwh = 89,405,483원 절감 가능한 것으로 나타났다.

7. 본 실험결과에서 유기물질 제거능 및 소독부산물 생성능, 경제성을 고려하여 오존 투입농도를 결정한다면 1 mg/L가 적정 오존 투입농도로 조사되었다.

참 고 문 헌

- APHA, AWWA, WPCF, 1992, Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed. APHA 544~48, USA
- Galapate, R. P., Baes, A. U., Okada, M., 2001, Transformation of dissolved organic matter during ozonation: effects on trihalomethane formation potential, *Water Res.*, 35(9), 2201-2206.
- Kang, J. W., 1993, Kinetic Studies of the Advanced Oxidation Processes Involving Ozone, Hydrogen Peroxide, and Ultraviolet Radiation(I), *J. of Kor. J. Env. Eco.*, 15(2), 501-510
- Kim, W. H., Nishijima, W., Shoto, E., Okada, M., 1997, Competitive removal of biodegradable dissolved organic carbon in ozonation-biological activated carbon, *Water Sci. & Technol.*, 35, 147-153.
- LeChevallier, M. W., Cawthon, C. D., Lee, R. G., 1998, Inactivation of biofilm bacteria, *Appl. Envir. Microbiol.*, 54, 2492.
- Owen, D. M., Amy, G. L., Chowdhury, Z. K., Paode, R., McCoy, G., Viscosil, K., 1995, NOM characterization and treatability, *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(1), 46-63.
- Rook, J. J., 1974, Formation of haloform during chlorination of natural waters, *Water Treat. Exam.*, 23, 234-243.
- White, M. C., Thompson, J. D., Harrington, G. W., Singer, P. C., 1997, Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance, *J. Am. Water Works Assoc.*, 89(5), 64-77.
- Xu, P., Janex, M. L., Savoye, P., Cockx, A., Lazarova, V., 2002, Wastewater disinfection by ozone: main parameter for process design, *Water Res.*, 36, 1043-1055.