



Al(Ⅲ) 응집제에 의한 하수처리수 중의 유기물 성상 변화

Variation of dissolved organic matter in 2nd treated sewage water by Al(Ⅲ) coagulant

김정선²·한승우¹·김수현¹·강임석^{1*}
Jungsun Kim²·Seungwoo Han³·Suhyun Kim¹·Limseok Kang^{1*}

¹부경대학교 환경공학과, ²부산발전연구원

¹Department of Environmental Engineering, Pukyong National University,

²Busan Development Institute

ABSTRACT

Control degree and property changes of dissolved organic matter (DOM) were conducted by coagulation of chemical treatment for 2 sewage treatment plants with different technical methods. As the result, SUVA value of the second treated water (supernatant of the second settling pond after biological treatment) was increased and DOC was reduced in comparison with supplied raw water. And, SUVA value and DOC were reduced by coagulation after coagulation treatment of the second treated water. Properties of dissolved organic matter for 2 sewage treatment plants's DOC were divided. As the result, there was lots of hydrophilic component with hydrophilicity in case of plant A. In case of the second treated water, Plant A showed fulvic acid with little molecular weight was reduced among the hydrophobic component with hydrophobicity, but numic acide with lots of molecular weight was increased. However, in case of plant B, both fulvic acid with little molecular weight and humic acid with lots of molecular weight were increased among the hydrophobic components with hydrophilicity. Before the operation of phosphorus facility, properties of dissolved organic matter after biodegradation with effluent water showed hydrophilic components were reduced and hydrophobic components were increased. However, after coagulation treatment of the second treated water, hydrophilic components and hydrophobic components were outstandingly decreased or increased. During the biodegradation after coagulation treatment, hydrophilic components were significantly decreased and hydrophobic components were increased.

Key words: Biodegradation, Coagulation, DOM, Hydrophilic, Hydrophobic

주제어: 생분해, 응집, 용존유기물질, 친수성, 소수성

1. 서 론

최근, 하천에서의 유기물질 관리지표는 BOD(Biochemical Oxygen Demand)에서 TOC(Total Organic Carbon)로 전

환되고 있으며, 수질총량제에서도 총량관리 대상물질을 TOC로 전환하기 위한 계획을 추진하고 있다(환경부, 2011). 이는 수체내에 존재하고 있는 난분해성 유기물질의 증가로 인해 기존의 유기물질 관리지표인 BOD와 COD(Chemical Oxygen Demand)로는 효과적인 수질관리가 어려운 상황이 됨에 따라 수중의 유기물 농도를

Received 15 March 2016, revised 21 April 2016, accepted 25 April 2016
*Corresponding author: Lim seok Kang (E-mail: kangls@pknu.ac.kr)

pp. 225-231
pp. 233-240
pp. 241-251
pp. 253-261
pp. 265-270
pp. 271-278
pp. 279-284
pp. 285-291
pp. 293-297
pp. 299-312
pp. 315-319
pp. 321-325
pp. 327-334
pp. 335-341
pp. 343-350

보다 포괄적이고 직접적이며 정확하게 측정할 수 있는 총유기탄소(TOC) 사용에 대한 중요성이 강조되기 때문으로 판단된다.

국립환경과학원(국립환경과학원, 2004)의 자료에 의하면 하천 수질환경관리에 사용되는 대표적인 유기오염물질 지표인 BOD의 경우 최근 10년간 낙동강의 상류(안동지역)와 하류(낙동강 하구연)간은 뚜렷한 BOD 농도 차이를 보이고 있다. 또한, COD의 경우 '07년 이후의 지점별 평균 COD 농도는 다소 증가하였으며, 특히 낙동강 하류 지점에서는 과거보다 뚜렷하게 COD가 증가된 수질을 나타내었다. 이를 통해 낙동강의 수질에 대해 유기오염물질 관리지표로서 BOD와 COD의 농도변동을 추적해 보면, 과거 10여 년간 유역내 환경기초시설 확충 등으로 생분해성 유기물질은 어느 정도 관리가 되고 있으나, 난분해성 유기물질에 대한 관리는 잘 이루어지지 않고 있는 것으로 판단된다. 또한 비점오염원에 의한 난분해성 유기물질의 유입이 지속적으로 증가됨에 따라 COD가 증가된 것으로 판단된다.

그러므로 과거 20년간 부분적인 차집 하수관거의 설치 및 환경기초시설의 확충 등의 각종 수질개선 사업으로 낙동강의 하천 수질은 다소 개선되었다고 하나, BOD와 COD로 측정되는 유기물질의 농도는 최근 5년간 거의 변동이 없거나 계절별, 지역별에 따라서는 오히려 높아지고 있는 실정이라 할 수 있다. 이에 따라 공공수역에서의 수질관리 문제점으로 나타나는 유기오염물질을 제어하기 위하여 조류의 성장제한 인자인 총인인 수질기준을 강화되어 환경기초시설인 각 하수처리장에서는 총인처리설비를 확충하여 현재 가동 중에 있다. 그러나, 환경기초시설인 각 하수처리장에서 가동중인 총인처리설비는 총인에 대한 현행법적 방류수 수질기준을 만족하기 위해 가동 중이며, 유기오염물질에 대한 관리는 미흡하다 할 수 있다. 이에 대해 본 연구에서는 총인처리설비에서 사용되고 있는 화학적 응집에 의하여 유기물 제어 정도와 유기물의 성상 변화

를 검토해 보고자 하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 실험 대상 원수

본 연구에서 사용된 대상 원수는 낙동강 수계에 유입되는 하수처리장 방류수가 유입되며, 처리공정이 서로 다른 환경기초시설의 2차 처리수를 대상으로 하였다. 대상 환경기초시설은 경북지역에서 운영되고 있는 A 하수처리장과 B 하수처리장을 대상으로 하였으며, 대상 하수처리장에서는 분뇨와 하수를 연계하여 처리하고 있다. A 하수처리장은 표준활성슬러지 공정과 DNR(Daewoo Nutrient Removal) 공정을 병행하여 하수를 처리하고 있으며, B 하수처리장은 표준활성슬러지 공정과 A2/O(Anaerobic /Anoxic/Oxic) 공정을 병행하여 처리하고 있다. 또한 A와 B 하수처리장 모두 분뇨와 하수를 연계하여 처리하고 있으며, 2차 처리수의 수질은 Table 1과 같다.

2.2 응집실험

본 연구에서 응집제는 $alum(Al_2SO_4 \cdot 16H_2O)$ 을 이용하였으며, Jar-tester에 의한 응집실험을 실시하였다. 응집실험에 사용된 Jar tester는 Phipps & Birds사 것으로 paddle(two-blade)의 크기는 $2.5W \times 7.5L$ cm이며 교반속도를 조절할 수 있는 장치이다. Jar-test에서 사용된 Jar는 2L 용량의 사각형 Jar를 사용하였으며, 교반속도는 급속혼화 250 rpm ($G=550 \text{ sec}^{-1}$ at 20°C), 완속혼합 30rpm ($G=22 \text{ sec}^{-1}$ at 20°C)이며, 교반시간은 각각 1 min, 30 min으로 유지하였다. 이때 교반 조건은 충분한 예비실험을 거친 후 최적의 조건을 선정하였다. 교반 후 침전시간은 30분으로 하였으며 침전 후 수면아래 10 cm지점에 위치한 sampling tap을 통하여 채수한 다음 수질분석을 실시하였다. 응집특성에서의 수질분석은 Standard method에 준하였으며, 분석항목 및 기기는 Table 2와 같다.

Table 1. Second treated water condition of sewage treatment plant A and B in Gyeongbuk

Plant	pH	Turbidity (NTU)	TOC (mg/L)	DOC (mg/L)	COD (mg/L)	UV ₂₅₄ (cm-1)	SUVA (L/mg-m)
A	6.98	1.040	4.597	4.318	10.790	0.089	2.061
B	7.40	1.480	7.379	6.993	14.890	0.087	1.244

**Table 2.** Analytical method and instruments

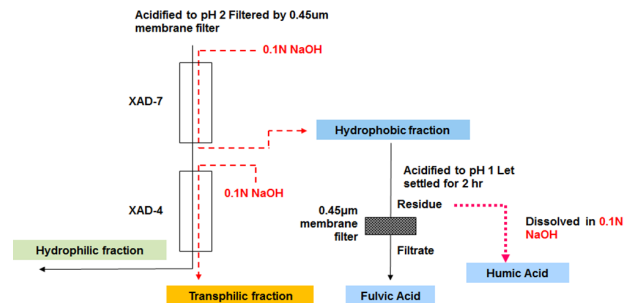
Item	Unit	Analytical method and instruments
pH	(-)	pH meter (METTLER DELTA 345)
Turbidity	(NTU)	Turbidimeter (HACH, 2100P)
COD _{Mn}	(mg/L)	수질오염공정시험법
TP	(mg/L)	Standard Methods 21st Edition
TOC (DOC)	(mg/L)	TOC Analyzer, Shimadzu TOC-V
UV ₂₅₄	(cm ⁻¹)	UV-Spectrophotometer (UV-2401PC, Shimadzu)

2.3 이온교환수지를 이용한 유기물 성상 분류

이온교환수지에 의한 DOM(Dissolved Organic Matter)의 성상분류를 Amberlite 계열(Aldrich, Co)의 XAD 이온교환수지를 사용하였다. DOM은 유기물의 극성과 산과 염기의 용해도에 따라 분류할 수 있는데, humic acid와 fulvic acid, hydrophilic acid는 XAD-7 (methacrylic-ester resin) 수지와 XAD-4 (styrene-divinyl-benzene resin) 수지에 의해 분리된다. pH 2의 조건에서 hydrophobic acid는 XAD-7수지에 흡착이 일어나며 hydrophilic acid는 XAD-4 수지에 흡착이 일어나는 성질을 이용하여 분리할 수가 있다. 수지에 흡착된 유기물질은 NaOH를 이용하여 탈착시키며 75~100%의 회복율을 얻을 수 있다 (Collins et al., 1986). 탈착된 소수성 유기물 중에서 humic acid와 fulvic acid의 분류는 다시 pH 2 이하로 산성화시켜 humic acid는 침전물을 형성시켜 분류하며, fulvic acid는 용존성으로 존재하게 하여 분류한다.

본 연구에서 DOM을 소수성(hydrophobic) 물질, 반친수성(transphilic), 친수성(hydrophilic) 물질로 분리하기 위하여 XAD-7과 XAD-4 수지를 이용하였으며, 수지 자체의 DOC가 매우 높기 때문에 실험에 앞서 수지의 전처리 세척 과정을 다음과 같이 실시하였다.

- ① 수지를 0.1 N NaOH 용액에 24시간 이상 담가 둔다.
- ② Soxhlet 추출장치를 이용해서 hexane, methanol, acetonitrile, 그리고 methanol순으로 각 용매를 24시간 동안 Soxhlet 추출한다.
- ③ 추출시킨 수지를 메탄올 또는 0.1 N NaOH 용액에 보관한다.
- ④ 칼럼에 전처리된 수지를 충전 한다.
- ⑤ 순수, 0.1 N NaOH, 0.1 N HCl의 순으로 칼럼의 유출수의 DOC가 1 mg/L 이하로 될 때 까지 산과 염기를 통과 시킨다(Thurman et al., 1981; Dagnault et al., 1988; Aiken; Leenheer, 1981).

**Fig. 1.** Analytical procedure for organic matter fraction.

이 때 칼럼에 충전된 수지의 건조상태를 방지하기 위해 실험기간 동안 수지 bed 부분에 대해 수지상부를 1 bed volume 정도 용액을 채워 실험을 실시하였으며, 시수의 통과속도는 4 mL/min으로 일정하게 유지하였다.

시료는 0.45µm membrane filter로 여과시킨 후 시수를 pH 2로 산성화시킨 다음 XAD-7에 통과 시킨 후, XAD-7 수지에 흡착된 물질은 0.1 N NaOH로 탈착시켜 0.45µm membrane filter로 여과하여 그 여액을 fulvic acids로 분류하였고, 여과지 위에 남은 잔류물은 0.1 N NaOH로 용해시켜서 그 용액을 humic acids로 분류하였다.

2.4 유기물 생분해 특성 분석

DOM 중 생분해 성분(BDOC, Biodegradable Dissolved Organic Carbon)은 종속영양 박테리아에 의해 무기화(mineralization)되는 DOC(Dissolved Organic Carbon)의 한 부분을 나타내는 것으로 생물학적으로 산화되어질 수 있는 유기탄소를 측정하는 것이다. BDOC는 초기 DOC 농도와 박테리아 식중(inoculation) 후 일정기간 배양하여 DOC가 최소농도에 도달하였을 때와의 차이를 측정하는 원리이며(Servais et al., 1989), 실험 전에 vial을 세제로 여러 번 세척한 후, 질산으로 세정하여 3차 증류수로 3번 이상 행군 다음, 회화로에서 550°C로 4시간 동안 열처리 하여 잔존하는 유기물질을 모두 태운 후 실험에 사용하였다.

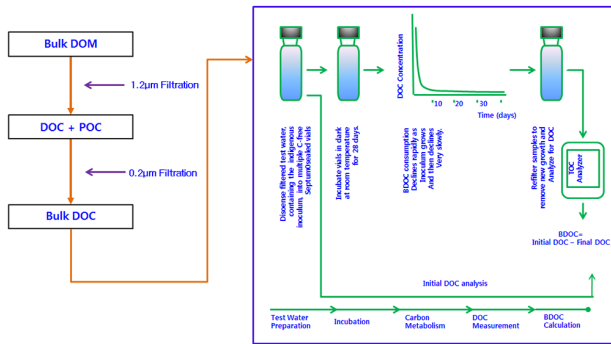


Fig. 2. Procedure of BDOC determination according to the method of Servais.

BDOC 실험을 위하여 0.2µm membrane filter로 여과한 시료수(초기 DOC)를 vial에 주입하였으며, 시료 중에 존재하는 유기탄소가 미생물의 대사에 제한 인자로 작용되도록 하기 위하여 시료에 농축된 무기 영양염 용액(KH₂PO₄ 8.5 mg/L, K₂HPO₄ 21.75 mg/L, Na₂HPO₄ 33.4 mg/L, FeCl₃·6H₂O 0.25 mg/L, MgSO₄ 22.5 mg/L, CaCl₂ 27.5 mg/L)을 주입 하였다(손희중 외, Goel *et al.*). 시료는 폭기를 하여 시료수중의 용존산소 농도를 포화상태로 만든 후 미생물을 식중하였으며, 미생물 식중은 각각의 시료 원수를 식중액으로 사용하였다. 원수 중에 존재하는 큰 유·무기물 입자 및 원생동물(protozoa)을 제거하기 위해 식중액을 2µm polycarbonate filter (millipore, USA)로 여과하여 시료 100 mL 당 식중액 1 mL를 식중하였다. 식중 후 배양기 내에서 20°C의 조건에서 배양하였으며, BDOC 농도 산정은 초기 DOC 농도를 TOC 분석기로 측정하여, 미생물을 접종한 후 배양기간(28일) 동안 배양 후의 잔존하는 DOC 농도를 초기 DOC 농도에서 뺀 값으로 하였다. Fig 2는 BDOC 실험방법에 대한 모식도를 나타낸 것이다. 본 실험에 사용된 배양기간 28일은 최적 BDOC 측정을 위하여 28일간 배양하는 Servais 등의(Servais *et al.*, 1989) 방법으로 실험을 진행하여 DOC 농도변화를 확인하였다.

3. 결과 및 고찰

낙동강 수계에 유입되는 점오염원의 부하량이 큰 환경기초시설인 A 하수처리장(Plant A)과 B 하수처리장(Plant B)의 유입원수와 2차 처리수 그리고 2차 처리수를 응집 처리한 재처리수에 대한 SUVA(Specific

UV Absorbance)를 Fig. 3에 나타내었다. 여기서 SUVA는 유기물 중 방향족 화합물의 양과 밀접한 관계를 가지며, 상대적으로 분자량이 큰 소수성 성분에서 높은 값을 나타내는 것으로 알려졌다(Chin *et al.*, 1994). Reckhow *et al.* (1992)에 따르면 응집공정에 의하여 높은 SUVA값을 갖는 humic 성분은 70~80%의 DOC가 제거된 반면 hydrophilic neutral의 경우 단지 10%의 DOC가 제거되었다. Edwald and Van Benschoten (1990)은 다양한 수원에 대하여 SUVA의 측정을 통해 SUVA의 값에 따른 유기물질의 제반 특성을 분류할 수 있다고 하였으며, SUVA 4~5 m¹/mg DOC는 수중 DOC 성분이 주로 humic 물질로 이루어져 있고, 상대적으로 소수성 방향족 물질과 고분자 물질을 많이 함유하고 있으며, SUVA 3 m¹/mg DOC는 주로 nonhumic 물질로 이루어져 있고, 상대적으로 친수성, 비 방향족 물질과 저분자량 성분을 많이 함유하고 있다고 하였다. 응집실험은 예비실험을 거쳐 도출한 적정 응집제 주입량(80 mg/L Al₂(SO₄)₃·16H₂O)을 선택하여 2차 처리수에 대한 응집실험을 실시하였다. Fig. 3에서 살펴본 바와 같이 표준활성슬러지 공정과 DNR 공정을 병행하여 하수를 처리하고 있는 Plant A와 표준활성슬러지 공정과 A₂/O 공정을 병행하여 처리하고 있는 Plant B의 SUVA 값은 모두 하수처리장의 유입원수에 비해 2차 처리수 생물학적 처리후의 2차 침전지 상정수의 SUVA 값이 증가하는 것으로 나타났다. 이는 소수성 DOM에 비하여 UV 흡광도가 낮은 유기물 성분(예, 유기성 콜로이드, 친수성물질, 저분자 DOM)이 생분해가 보다 용이하여 생분해 후 상대적으로 UV 흡광도가 높은 유기물 성분(예, 소수성물질, 고분자 DOM)이 증가함으로써 SUVA 값이 증가되는 것으로 판단된다. 그리고 2차 처리수를 응집처리한 후의 SUVA 값은 감소하는 것으로 나타났는데, 이는 SUVA 값의 증가원인이 되는 DOM의 소수성, 방향족 성분이 응집에 의하여 선택적으로 많이 제거되었기 때문으로 판단된다. 이와 같은 연구결과는 DOM 성분 중 UV₂₅₄ 흡광도 값이 증가에 더욱 기여하는 소수성 DOM과 humic acid가 응집에 의하여 선택적으로 더욱 용이하게 제거된다는 연구결과에 일치하는 것으로 나타났다(Croue *et al.*, 2000). 또한 2차 처리수를 이용하여 생분해를 실시한 후 SUVA 값은 감소하였는데 이는 응집처리와는 반대로 생분해에 의해 친수성 DOM이 선택적으로 소모되어 SUVA 값이 증가하였다고 판단된다.



Fig. 4는 실험대상 환경기초시설 2개 하수처리장의 유입원수와 2차 처리수 그리고 2차 처리수를 응집처리한 재처리수의 DOC 변화를 나타낸 것이다. Fig. 4에서 나타난 바와 같이 2개 하수처리장의 유입원수 DOC 농도 차이가 크게 나타나는 것은 각 하수처리장의 하수처리구역 특성에 따른 유입수질이 서로 상이한 성상을 유지하고 있기 때문이라 판단된다. 2차 처리수와 2차 처리수를 응집 처리한 재처리수의 DOC 농도 차이도 크게 나타내고 있는데(plant A 19 % 감소, plant B 31 % 감소), 이는 2개 하수처리장에서 운영하고 있는 생물학적 처리의 고도처리공법이 서로 다르게 적용하고 있기 때문으로 판단된다.

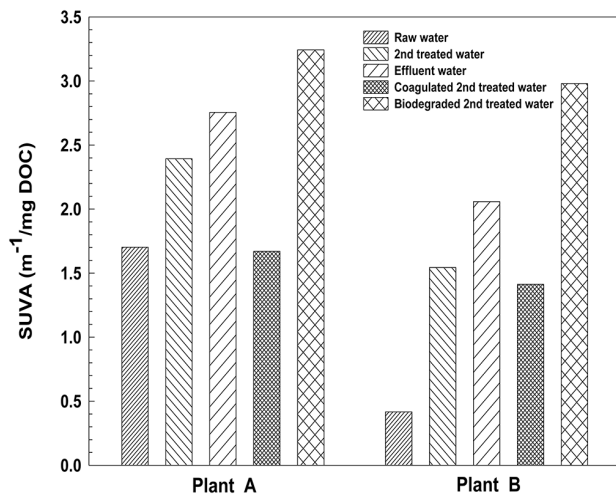


Fig. 3. SUVA variation for various water in sewage wastewater treatment plant.

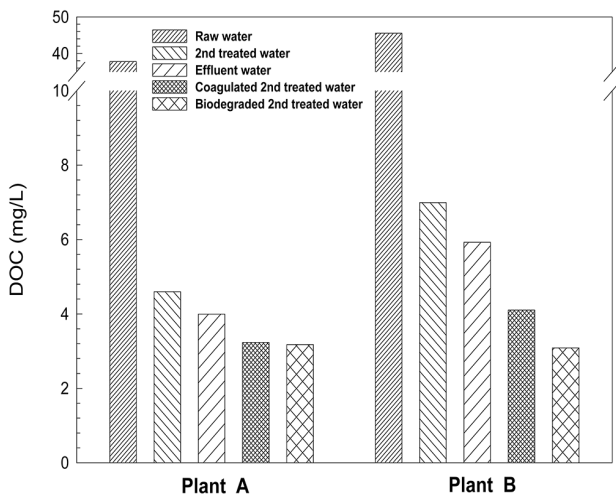


Fig. 4. DOC variation for various water in sewage wastewater treatment plant.

이에 따라 생물학적 고도처리공법에 대한 효율성이 있는 운영방법이 새롭게 모색되어야 할 것으로 판단된다. 또한 2차 처리수를 응집처리한 재처리수의 경우 응집처리에 의한 유기물 저감효과가 향상되는 것으로 보아 하천수의 수질개선 및 보전을 위해서는 후처리로서 응집처리의 공법 도입이 필요할 것으로 판단된다.

Fig. 5와 Fig. 6은 2개 하수처리장의 DOC에 대하여 유기물 성상을 분류하여 나타낸 것이다. Plant B의 유입원수의 DOC 농도는 plant A의 경우 보다 높게 나타났으나, 이에 대한 유기물의 성상 분류 결과 친수성 성분은 plant A의 경우에서 다소 높은 것으로 나타났다. 이는 Fig. 4의 유입원수에 대한 DOC 농도 결과에서와

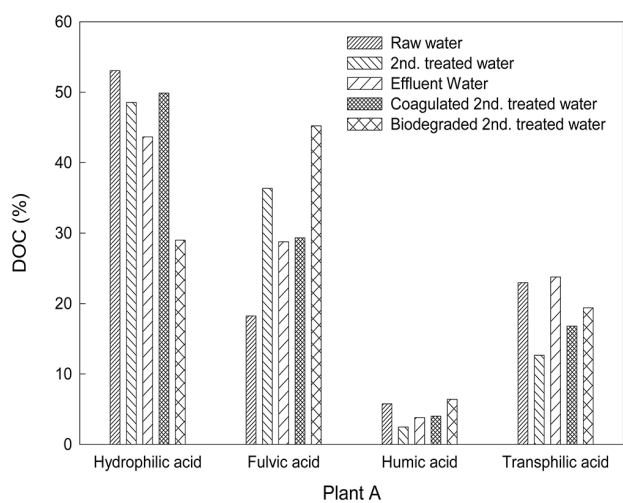


Fig. 5. DOC fraction variation according to water conditioning in Plant A.

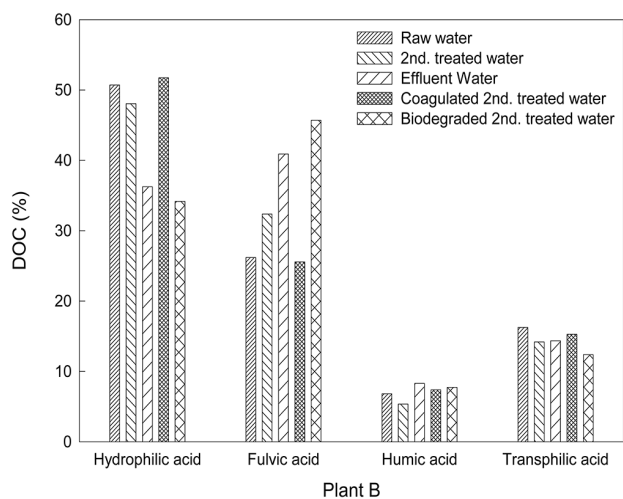


Fig. 6. DOC fraction variation according to water conditioning in Plant B.

pp. 225-231

pp. 233-240

pp. 241-251

pp. 253-261

pp. 265-270

pp. 271-278

pp. 279-284

pp. 285-291

pp. 293-297

pp. 299-312

pp. 315-319

pp. 321-325

pp. 327-334

pp. 335-341

pp. 343-350

같이 각 하수처리장의 하수처리구역에서 발생하는 수질의 특성이 서로 상이함에 따른 것으로 판단된다. 2차 처리수의 경우에는 DOC 농도의 저감과 함께 생물학적 처리에 의해서 친수성 성분도 감소되는 것으로 나타났다. Plant A의 경우에는 DOC 농도의 저감에 따라 소수성 성분이 감소하는 것으로 나타났으며, 소수성 성분 중 분자량이 적은 fulvic acid는 감소하였으나 분자량이 큰 humic acid는 증가하는 것으로 나타났다. 하지만, plant B의 경우에는 DOC 농도의 저감에 따라 친수성 성분은 감소하고, 소수성 성분은 증가하였으며, 소수성 성분 중 분자량이 적은 fulvic acid와 분자량이 큰 humic acid 모두 증가하는 것으로 나타났다. 이는 plant A와 plant B의 경우 생물학적 처리의 고도처리 공법 차이에 따라 서로 상이한 유기물 처리 효과를 나타낸 것으로 판단된다. 2차 처리수를 응집처리한 재처리수의 경우에서도 2개 하수처리장의 유기물 성상 변화가 서로 상이한 결과를 나타내었다. Plant A의 경우 2차 처리수에 대한 응집처리 후 DOC 농도 저감은 나타났으나, DOC 성분 중 친수성 성분은 증가되고 소수성 성분의 차이는 미미한 것으로 나타났다. 하지만 plant B의 경우에는 응집처리 후 DOC 농도 저감뿐 만 아니라 친수성 성분과 소수성 성분 모두 저감되는 것으로 나타났으며, 이는 응집처리 전의 2차 처리수에 대한 수질특성의 차이 때문으로 판단되며, 금속염 응집제의 응집 처리에 의해 소수성 성분이 선택적으로 제거되었기 때문으로 판단된다. 황(1999)의 연구결과에 의하면 낙동강 하천수를 이용하여 alum을 이용한 응집실험에서 응집제 주입량에 따른 유기물에 대한 성상별 변화에서 친수성 성분은 20%, fulvic acid는 35% 그리고 humic acid는 20~40%의 감소가 된다고 하였으며, 소수성 성분의 UV₂₅₄ 제거정도는 친수성 성분보다 더 크게 나타난다고 보고하였다. 이로써 생물학적 처리의 효율성이 후차 처리까지 영향을 미침을 확인할 수 있었다.

Fig. 7(a)과 Fig 7(b)은 총인처리시설을 가동 중인 plant B의 총인 처리시설 가동 전 방류수와 총인처리시설 가동 후 방류수 및 2차 처리수를 이용한 lab scale의 응집 처리 후 처리수에 대한 유기물 성상을 분류하여 나타낸 것이다. 그리고 방류수를 이용한 BDOC 실험 후의 시료를 이용하여 유기물 성상을 분류하였다. Fig. 7(a)과 Fig 7(b)에서 나타난 바와 같이 총인시설 가동 전 방류수와 생분해 후의 유기물 성상은

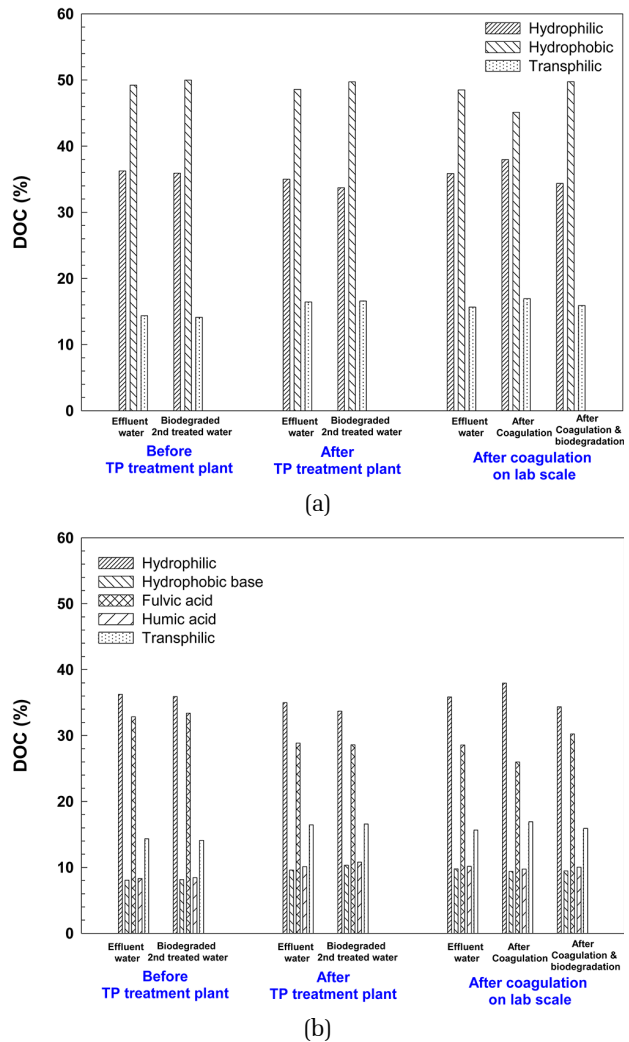


Fig. 7. DOC fraction variation of effluent according to coagulation and biodegradation in Plant B.

친수성 성분이 감소하고 소수성 성분이 증가하였으나 성상의 차이는 아주 미비하였으며, 총인시설 가동 후에도 방류수와 생분해 후의 성상 차이는 거의 나지 않았다. 그러나 2차 처리수를 이용한 응집 처리 후 방류수와 비교하였을 경우 친수성 성분과 소수성 성분의 변화가 눈에 띄게 증감하였으며 응집 처리 후 생분해 시에도 친수성 성분이 감소하고 소수성 성분이 확실히 증가함을 알 수 있었다. 그러나 총인시설 가동 전 방류수와 생분해 후에 친수성 성분은 23%, 소수성 성분은 21%, 반친수성 성분은 25% 정도 감소하였으며, 총인시설 가동 후에는 방류수와 방생분해 후 친수성 성분이 41%, 소수성 성분이 37%, 반친수성 성분이 33%로 총인시설 가동 전보다 가동 후에 더



많은 DOC가 감소함을 알 수 있다. 2차 처리수를 이용한 응집 실험에서도 방류수보다 응집 처리수가 친수성 성분이 9%, 소수성 성분이 22%, 반친수성 성분이 14% 정도 감소하였는데, 이는 DOM 성분 중 UV₂₅₄ 값의 증가에 영향을 주는 소수성 DOM이 alum 등의 금속염 응집제에 의하여 선택적으로 제거되었음을 알 수 있다. 응집 처리수를 이용하여 생분해 실험을 실시한 후에도 친수성 성분이 35%, 소수성 성분이 13%, 반친수성 성분이 26% 정도 추가로 저감됨을 알 수 있었다. 이는 미생물에 의한 수중의 친수성 DOM이 소모되어 소수성 DOM이 증가한 것으로 예상된다. 이는 응집 처리로 인하여 소수성 성분이 감소하고 친수성 성분이 증가함에 따라 방류 후 생분해가 진행될 시 친수성 성분이 수계의 미생물과 박테리아에 의해 추가로 저감될 것이라 판단된다.

5. 결 론

유기오염물질을 제어하기 위한 조류의 성장제한 인자인 T-P의 수질규제 강화에 따라 화학적 처리의 응집을 통해 유기물 제어정도와 성상 변화에 대한 연구를 공법이 서로 다른 2개 하수처리장을 대상으로 실시한 결과, 다음과 같은 몇 가지 결론을 도출할 수 있었다.

1) 환경기초시설인 A 하수처리장(Plant A)과 B 하수처리장(Plant B) 모두 UV 흡광도가 낮은 유기물 성분(예, 유기성 콜로이드, 친수성물질, 저분자 DOM)이 생분해가 보다 용이하여 생물분해 후 상대적으로 UV 흡광도가 높은 유기물 성분(예, 소수성물질, 고분자 DOM)이 증가함으로써 유입원수에 비해 2차 처리수(생물학적 처리후의 2차 침전지 상등수)의 SUVA 값이 증가하는 것으로 나타났다.

2) 2차 처리수를 응집처리한 후 DOM의 소수성, 방향족 성분이 응집에 의하여 선택적으로 많이 제거되었기 때문에 SUVA 값이 감소하는 것으로 나타났다.

3) 2개 하수처리장의 2차 처리수 및 2차 처리수를 응집 처리한 재처리수의 DOC 농도 차이도 크게 나타났으며, 2차 처리수를 응집 처리한 재처리수의 경우 응집처리에 의한 유기물 저감효과가 향상되는 것으로 나타났다.

4) 2개 하수처리장의 2차 처리수의 경우에는 Plant A의 경우에는 소수성 성분 중 분자량이 적은

fulvic acid는 감소하였으나 분자량이 큰 humic acid는 증가하는 것으로 나타났으나, plant B의 경우에는 소수성 성분 중 분자량이 적은 fulvic acid와 분자량이 큰 humic acid 모두 증가하는 것으로 나타났다.

5) 총인처리시설을 가동 중인 plant B의 총인처리시설 가동 전 방류수와 총인처리시설 가동 후 방류수 및 2차 처리수를 이용한 lab scale의 응집 처리 후 처리수에 대한 유기물 성상을 분류한 결과, 총인시설 가동 전 방류수와 생분해 후의 유기물 성상은 친수성 성분이 감소하고 소수성 성분이 증가하였으나 성상의 차이는 아주 미비하였으며, 총인시설 가동 후에도 방류수와 생분해 후의 성상 차이는 거의 나지 않았다. 그러나 2차 처리수를 이용한 응집 처리 후 방류수와 비교하였을 경우 친수성 성분과 소수성 성분의 변화가 눈에 띄게 증감하였으며 응집 처리 후 생분해 시에도 친수성 성분이 감소하고 소수성 성분이 확실히 증가함을 알 수 있었다.

이러한 결론을 바탕으로 하수처리 공정에서 총인시설에 따른 DOM 성상의 뚜렷한 변화 경향은 향후 하수처리장의 방류수가 유입되는 하천에 있어서 방류수 성상변화에 의해 하천의 수질개선과 하천수 중의 난분해성 유기물 관리방안 수립에 유용하게 활용될 수 있을 것이라 판단된다.

References

- APHA, AWWA and WPCF, Standard Method of the Examination of Water and Wastewater (20th ed.). 1998, Washington, D. C., USA.
- Aiken, G. R. Isolation and concentration techniques for aquatic humic substances. 363-385.
- Chin, Y., Aiken, G., and O'loughlin, E.(1994), *Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances*, Environ. Sci. Technol., 28, pp. 1853-1858.
- Croue, Jean Phillippe, Mark M. Benjamin, Steven Reiber, *Characterization of Natural Organic Matters in Drinking Water*, 2000
- Collins, M. R., G. L. Amy and C. Steelink, Molecular weight distribution, carboxylic acidity, and humic substances content of aquatic organic matter: Implications for removal during water treatment. 1986, *Envir. Sci. Tech.*, 20(10), 1028-1032
- Daignault S. A., D. K. Noot, D. T. Williams and P. M. Huck (1988) A review of the use of XAD resins to concentrate

- organic compounds in water. *Water Res.* 22: 803-813.
- Edwald, J. K. and Van Benschoten, J. E.(1990), *Aluminium coagulation of natural organic matter*, In *Proceedings of Fourth International Gothenburg Symposium on Chemical Treatment*, Madrid, Spain,
- Goel, S., Hozalski, R. M. and Bouwer, E. J., Biodgradation of NOM: effect of NOM source and ozone dose, *Jour. American Water Works Association*, 87(1), pp 90-105 (1995)
- Hwang, Jeong-Eun, Changes in characteristics of organic matter by water treatment processes, 1999, Pukyong National University
- Leenheer, J. A. (1981) Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Envir. Sci. Tech.*, 15(5): 578-587.
- National Institute of Environmental Research, A study on the conversion indicator of organic pollutant for wastewater effluent , 2004
- Reckhow, D. A., Bose, P., Bezbarua, B., Hesse, E. M., and Mcknight, A. P., *Transformations of natural organic material during preozonation.*, 1992, EPA Report, U.S. Environmental Protection Agency, Drinking Water Research Division, Cincinnati, Ohio
- Servais, P., Anzil, A, and Ventresque, C., Simple method for determination of biodegradable dissolved organic carbon in water, *Applied and Environmental Microbiology*, 1989, 2732-2734.
- Son, Hee Jong, Roh, Jae Soon, Kang, Lim Seok, Determination of BDOCrapid and BDOCslow using Batch Bio-reactor, 2004, *Journal of Korean Society on Water Quality*, Vol. 20, No, 4, pp357-364
- Thurman, E. M. and R. L. Malcolm Preparative isolation of aquatic humic substances. 1981, *Envir. Sci. Tech.*, 15(4): 463-466.