

정수처리시 천연유기물질의 제거에 대한 급속혼화유형의 영향

Influence of Different Mixing Types on the Removal of Natural Organic Matter in Water Treatment

김현철¹ · 유명진² · 이석현^{1,*}

Hyun-Chul Kim¹ · Myong-Jin Yu² · Seock-Heon Lee^{1,*}

1 한국과학기술연구원 수질환경 및 복원연구센터

2 서울시립대학교 환경공학부

(2005년 5월 19일 논문 접수; 2005년 6월 10일 최종 수정논문 채택)

Abstract

Dispersion of coagulant should be completed in a fraction of a second before the metal hydroxide precipitate has form. For the reason so-called pump diffusion flash mixing (PDFM) have been proposed, and PDFM is one of reasonable methods to quickly disperse the hydrolyzing metal salts. In this study, therefore, we attempt to understand the difference of removal characteristics of natural organic matter (NOM) between pump diffusion flash mixing (PDFM) and conventional rapid mixing (CRM) for coagulation in a water treatment system, and to enhance the removal of NOM through the improved mixing process. DOC and turbidity removal by PDFM higher than those by CRM, while SUVA value of water treated by PDFM was high as compared with that by CRM. Hydrophilic NOM was more effectively removed by PDFM than CRM, since charge neutralization effect increased by quick dispersion of coagulant. The DBP formation potentials due to NOM was effectively reduced by the improved mixing (i.e., PDFM) for coagulation and could be controlled through decrease in concentration of precursor rather than reduction of activity with disinfectant.

Key words: natural organic matter (NOM), disinfection by-products (DBPs), pump diffusion flash mixing (PDFM), charge neutralization

주제어: 천연유기물질, 소독부산물, 가압수분사순간혼화, 전하중화

1. 서 론

상수원수에 존재하는 천연유기물질(NOM; natural

organic matter)은 많은 유·무기오염물질과 반응하여 이들의 독성을 감소시킬 수 있는 물질이지만 (Cabaniss and Shuman, 1988; Ma et al., 1999), 트리할로메탄(THMs; trihalomethanes) 및 할로아세트산

*Corresponding author Tel: +82-2-958-5829, FAX : +82-2-958-6854, E-mail: seocklee@kist.re.kr (Lee S.H.)

(HAAs: haloacetic acids)과 같은 염소소독에 의해 생성되는 유해한 소독부산물(DBPs: disinfection by-products)의 주요 전구물질이기도하며, 정수처리시스템을 구성하는 단위공정들과 배수시스템에서 미생물의 재성장을 유발하는 원인물질이 되기도 한다(Khan et al., 1998; Siddiqui et al., 1997).

일반적으로 DBPs의 생성은 유기물 농도에 좌우되나, 정수처리방법이나 유기물의 구조와 같은 다른 요소에 의해서도 영향을 받는다. 한강 원수로부터 분리된 NOM의 소독부산물생성능(DBFPs: disinfection by-product formation potentials)은 친수성 NOM에 의한 HAAs의 생성능이 소수성 NOM에 비해 상대적으로 높은 것으로 보고된바 있으며(Kim et al., 2004), HAAs 중 디클로로아세트산(DCAA: dichloroacetic acid)은 THMs에 비해 독성이 높은 발암물질로 여겨지고 있다(Bull and Kopfler, 1991; Deangelo and McMillan, 1988).

일단 생성된 DBPs는 일반적인 방법으로는 잘 제거되지 않기 때문에 정수시스템을 최적화하여 염소소독 공정 전에 전구물질의 양을 저감하는 것이 효과적인 DBPs 제어방안 중 하나이다. NOM을 포함하는 원수를 처리하기 위하여 적용할 수 있는 가장 일반적인 정수처리공정은 알루미늄 및 철염 등의 응집제를 이용한 응집침전이다. 국내의 많은 정수처리시설에서 응집침전공정은 NOM보다는 탁도제거를 목적으로 운영되고 있으나, 응집침전과정에서 NOM 중 일부가 제거된다. 응집에 의한 NOM 제거는 몇 가지 제거기작을 통해 설명될 수 있으며, 한 가지 이상의 기작이 실제 NOM 제거에 기여하는 것으로 생각되고 있다. NOM 제거에 대하여 알려진 가장 일반적인 3가지 제거기작은 하전중화(charge neutralization), 포획(entrapment) 그리고 흡착(adsorption)이다. 정수처리공정에서 알루미늄염이 원수에 주입되면 염은 이온화되고 이때 알루미늄이온은 매우 짧은 시간동안 정전기적으로 음이온인 NOM과 반응하여 불용성의 하전중성산물을 생성하게 되며(O'Melia et al., 1999), 잔여 알루미늄이온은 계속된 수화반응을 통해서 불용성의 알루미늄수산화물을 생성시킴으로써 포획(즉, sweep coagulation) 또는 표면흡착에 의해 NOM을 제거하게 된다(Gregor et al., 1997).

응집공정에 의한 NOM 제거의 효율은 NOM의 특

성에 따라 다르다. 또한 원수의 수질특성, 교반방식, 교반강도, 접촉시간과 같은 운전조건에도 크게 영향을 받는다(Letterman et al., 1999). 특히, 하전중화와 표면흡착이 주된 제거기작인 경우 급속혼화 조건은 알루미늄수산화물의 종 형성뿐 만아니라 이들과 NOM 간의 반응에 영향을 미치므로 NOM 제거에 있어서 결정적인 요소로 간주된다(Clark et al., 1987; Srivastava et al., 1990). 이러한 이유로 급속수산화침전물이 생성되기 전 1초 이내에 응집제의 확산이 완료되는 것이 이상적이며(Kawamura, 2000), 응집제의 효율적인 확산은 전체응집공정에서 정전기적 중화반응에 의한 하전중성의 플럭스 생성 효율을 향상시키는데 기여하게 된다. 이를 위해서 이른바 가압수확산방식의 순간혼화(PDFM: pump diffusion flash mixing)가 제안되었으며, 이와 같이 개선된 급속혼화 방법은 수화되는 금속염을 빠르게 확산시킬 수 있는 방법들 중 하나이다.

앞서 언급한 바와 같이 원수 중 NOM의 구성은 DBPs 생성에 영향을 미치며, 동일목적의 정수처리공정이라 하더라도 처리조건에 따라 처리수 중 NOM의 구성은 차이를 나타낼 수 있다. 따라서 본 연구의 목적은 DBPs 전구물질인 NOM의 제거측면에서 기존의 기계식 급속혼화(CRM: conventional rapid mixing)와 PDFM을 비교 및 평가하여 혼화유형에 따른 NOM 제거특성의 차이를 파악하고, 새로운 개념의 약품급속혼화장치의 적용 가능성을 평가하고자 하였다.

2. 실험 방법

2.1. 혼화유형에 따른 NOM 제거특성

한강을 상수원으로 하는 서울시의 A정수장은 전염소처리, 약품응집 및 침전, 모래여과 그리고 염소소독공정으로 구성된 재래식 정수처리시설이며, 이 시설 내에서 PDFM의 적용 가능성을 연구하기위해 전염소처리된 공정유입수를 이용한 파일럿 플랜트를 설치하였다. 응집약품은 PAC(Poly-aluminum chloride: 17% as Al_2O_3)를 사용하였으며, 관내혼화를 위한 PDFM은 에너지손실과 관내혼화강도가 최적이 되도록 운전되었다. 본 실험에 이용된 PDFM의 모식도를 Fig. 1에 나타내었다. 또한 기존의 기계식 급속혼화장

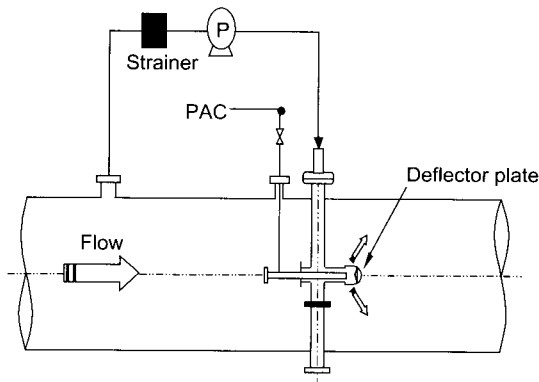


Fig. 1. Schematic diagram of a in-line PDFM system.

치를 모사하기 위해서 6개의 교반 날(flat-blade)이 부착된 터빈임펠러(turbine impeller)를 갖는 40L 용량의 급속혼화조를 제작하여 사용하였다. 자-테스트(Jar-test)에 의해서 CRM과 PDFM을 위한 최적 응집제 주입율이 결정되었고, 각각의 급속교반장치를 거친 약품혼화수는 완속교반과 침전을 위한 시간은 동일하게 적용되었다. 즉, 완속교반 30분과 중력침전 1시간 이후 침전수의 상정액을 채취하여 유입원수와 함께 탁도, DOC, UV흡광도를 각각 분석하였으며, 각 채취시료는 0.45 μ m 멤브레인 여과지로 여과한 다음 친수성과 소수성 NOM으로 분획되었다. 또한 각각의 혼화방식에 대하여 응집제 주입율의 변화에 따른 NOM의 제거특성을 평가하기 위해서 별도로 5~30 ppm 범위에서 주입율을 변화시키면서 실험하였다.

2.2. NOM의 분리

Thurman과 Malcolm(1981)이 적용하였던 방법을

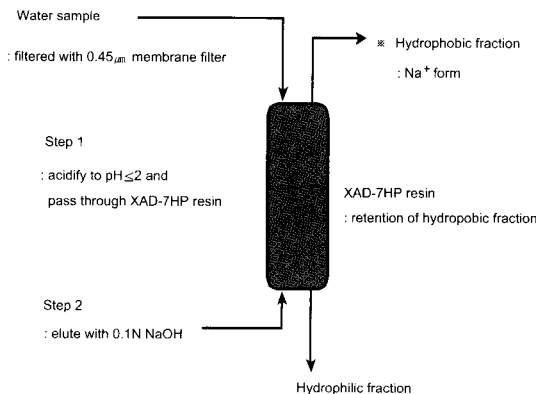


Fig. 2. Isolation of hydrophobic and hydrophilic fractions from water samples.

이용하여 약품혼화 전후의 시료수로부터 NOM을 분리하였다. 내경 3cm의 유리칼럼에 XAD-7HP 수지(Amberite, Rohm & Haas Co., France)를 10cm까지 채우고, 염산을 이용하여 pH 2 이하로 조정된 시료수를 10~15mL/min의 유량으로 칼럼에 통과시켰으며, 이때 칼럼을 통과한 유출수를 친수성으로 분류하였다. 수지층에 흡착된 소수성 NOM은 0.1N-NaOH를 이용하여 용리하였으며, 용리액은 다음 양이온 교환수지 IRC-50(Amberite, Rohm & Haas Co., France)을 이용하여 용액 중의 Na⁺ 이온을 H⁺ 이온으로 치환시켰다. NOM의 분리과정을 Fig. 2에 나타내었다.

2.3. DOC, UV흡광도 그리고 DBPFPs의 측정

DOC 측정을 위해서 총유기탄소(TOC; total organic carbon) 분석기 DC-180(Dohrmann, USA)이 사용되었으며, UV 분광광도계 UV-2101PC(Shimadzu, Japan)를 이용하여 파장 254nm에서 흡광도를 측정하였다. DBPFPs 분석을 위해서 시료수 중의 잔류염소를 측정한 다음 차아염소산을 이용하여 3 mg Cl₂/mg C의 비율이 되도록 염소처리된 시료를 항온기(20°C)에서 48hr 동안 반응시켰다. THMs 분석은 headspace법을 이용하였으며, 시료 중의 휘발성 THMs은 농축되어 GC HP-5890(Hewlett Packard, USA)으로 주입되어 검출되었다. 또한 HAAs분석을 위해 GC/MSD 3800CP(Varian, USA)를 이용하여 EPA Method 552.2(USEPA, 1995)에 따라 분석하였다.

2.4. 원수특성 및 약품혼화조건

공정유입수의 수질특성을 Table 1에 나타내었다.

Table 1. Physicochemical characteristics of pre-chlorinated process influent^a

Item	Temp. (°C)	pH	Conductivity (μs/cm)	Alkalinity (mg/L)	Turbidity (NTU)	TOC (mg/L)	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	Free chlorine (mg/L)
2005 Feb.	2.2	6.9	186.0	43.0	2.3	3.34	0.026	0.48

^aRaw water was pre-chlorinated at the intake of A Water Treatment Plant.

Table 2. Operation conditions for PDFM and CRM

Item	PAC dose (ppm, v/v)	Rapid mixing		Slow mixing		Settling time (hr) ^b
		G (sec ⁻¹) ^a	t (sec) ^b	G (sec ⁻¹) ^a	t (min) ^b	
PDFM	15.0	680	1	25	30	1
CRM	15.0	320	30	25	30	1

a: Velocity gradient, b: Residence time.

원수의 탁도는 약 2 NTU로 비교적 낮았으며, pH와 알칼리도는 약품응집을 위해 보조제를 필요로 하지 않는 적절한 범위에 있었다. 약품급속혼화를 위한 운전조건을 Table 2에 나타내었으며, 공정유입수를 취하여 Jar-test를 행한 결과에 기초하여 응집제 주입율을 15.0ppm으로 하였다. PDFM과 CRM에 대한 적용 Gt 값은 각각 680과 9,600으로 계산되었다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 약품급속혼화조건에 따른 수질변화

PDFM과 CRM의 급속혼화조건에 따른 수질변화를 조사하여 Fig. 3에 나타내었다. 전염소처리에 의해서 크게 영향을 받지 않는 탁도는 원수 2.29NTU에서 PDFM과 CRM에 의해서 각각 0.64와 0.76NTU로 감소하였다. DOC는 전염소처리수 2.70mg/L에서 PDFM과 CRM에 의해서 각각 2.10과 2.41mg/L로 감소하였다. SUVA 값의 경우는 원수 1.19에서 전염소처리에 의해서 0.96으로 감소하였고, PDFM과 CRM에 의해서 각각 0.84와 0.63으로 감소하였다. PDFM의 경우 탁도와 DOC 제거율은 CRM에 비해 높은 것으로 나타난 반면, 휴믹성분(humic content)의 지표로 사용되는 SUVA 값은 CRM에 비해서 상대적으로 높은 값을 나타내었다(USEPA, 1999; Imai et al., 2001). 이러한 결과는 NOM 중 소수성 NOM이 올레핀(olefin)이나 방향족구조(aromatic structure)와 같은 불포화결합부분을 많이 함유하고 있는 반면 친수성 NOM은 상대적으로 분자량이 작고 UV흡광이

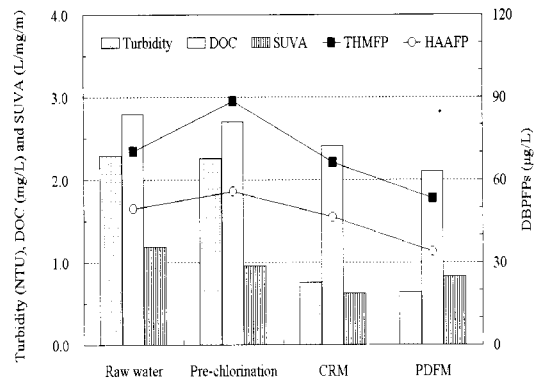


Fig. 3. Removals of organic matter and DBPFs with different mixing types.

적으며(Chen et al., 1977; Dilling and Kaiser, 2002), 이들 친수성 NOM이 PDFM에 의해서 더 많이 제거되기 때문에 CRM에 비해서 상대적으로 SUVA값이 높게 나타난 것으로 생각된다.

또한 원수를 비롯한 각 공정수의 DBPFs 분석결과 전염소처리수의 THMFP와 HAAFP는 88.4μg/L와 55.8μg/L이며, PDFM과 CRM에 의한 약품응집과 침전을 거친 후 각각 66.3μg/L과 46.5μg/L 그리고 53.3μg/L과 34.1μg/L로 감소하였다. 이것은 전구물질인 NOM을 포함하는 DOC 농도가 감소함에 따라서 DBPFs도 감소하는 결과를 나타낸 것으로 판단된다. 단, 원수의 전염소처리 이후 DBPFs가 증가한 것은 염소에 의해서 유기물이 불완전 산화되었기 때문으로 생각되며, 이러한 결과는 화학적 산화에 의한 DBPs 전구물질의 처리 시 산화제의 주입비가 낮은

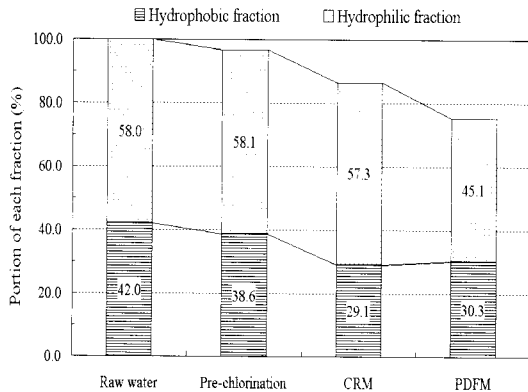


Fig. 4. Distribution of NOM isolated from raw and process waters.

경우 DBPPFs의 농도변화가 없거나 오히려 증가하는 것으로 보고된 연구결과들과 일치하는 것이다 (Reckhow and Singer, 1984; Chang et al., 2002). 즉, 이러한 결과는 산화반응의 중간산물인 방향족 화합물의 부분적 산화에 의한 페놀 화합물과 올레핀계 화합물의 산화에 의한 메틸케톤(methyl ketones)의 생성에 의한 결과로 설명될 수 있으며(Gunten, 2003), 용액 중에 DBPs의 유도체인 이들 부산물이 증가하여 전염소처리수의 DBPPFs가 증가한 것으로 판단된다.

3.2. 약품금속혼화조건에 따른 NOM 제거특성

유입원수인 한강원수(2.79mg C/L)를 대상으로 금속혼화 전후의 각 공정수 중의 소수성과 친수성 NOM의 분포변화를 원수 중의 용존유기탄소(DOC; dissolved organic carbon) 농도를 기준으로 조사하여 Fig. 4에 나타내었다.

소수성 NOM의 경우 전염소처리 이후 CRM과 PDFM에 의해서 38.6%(1.08mg C/L)에서 29.1%(0.81mg C/L)과 30.3%(0.84mg C/L)로 각각 감소하였으며, 친수성 NOM 역시 CRM에 의해서 58.1%(1.62mg C/L)에서 57.3%(1.60mg C/L) 그리고 PDFM에 의해서 45.1%(1.26mg C/L)로 각각 감소하는 것으로 나타났다. 따라서 소수성 NOM에 대한 제거율은 두 가지 혼화조건에서 유사한 것으로 나타났지만, 친수성 NOM의 경우 CRM보다 PDFM에 의해서 상대적으로 높은 제거율을 나타내었다. 이와 같은 결과가 비록 저수온시 일정기간 동안의 실험결과이긴 하지만 수온변화 등 계절적 요인이 NOM의 응

집특성에 영향을 미칠 수 있는 NOM의 구조 및 화학적 특성의 변화보다는 단순히 친수성 및 소수성 분율의 분포변화에 주로 영향을 미치기 때문에 각각의 혼화유형에 따른 NOM의 상대적인 처리효율의 차이는 계절적 요인에 의해 크게 변동하지 않을 것으로 생각된다. 한편 전염소처리시 소수성 NOM의 함량이 감소하는 것은 소수성 NOM의 친전자성 구조(electrophilic structure) 및 C=C와 같은 불포화 결합 부분에 대한 염소의 공격 때문이며, 일부가 무기물화되는 불완전산화와 저분자화 현상이 공존하는 것으로 판단된다.

페놀기(pheolic groups) 및 카르복실기(carboxylic groups)와 같이 하전을 띤 산성작용기(charged acidic groups)를 포함하는 구조적 특성 때문에 전체적으로 약음이온 다 전해질(weak anion polyelectrolytes)로 평가되는 NOM은 이러한 중합특성으로 인해 응집제인 알루미늄염의 용해성 수산화물과도 결합이 가능하다 (Letterman et al., 1990). NOM과 관련된 전체응집반응은 수화반응의 초기에 생성되는 하전을 띤 응집제의 수화물종과의 하전중화반응 및 하전중화반응에 참여하지 않은 알루미늄염의 불용성 수산화물에 의한 포획과 표면흡착으로 이루어지는 것으로 생각할 수 있다 (Letterman et al., 1990; Kawamura, 2000). 특히 포획과 표면흡착과 같은 제거기작은 정전기적 반발력이 상대적으로 낮고 분자량이 큰 소수성 NOM의 제거에 기여하는 것으로 판단된다. Fig. 4에서 CRM의 경우 그 응집기작은 불용성의 금속수산화물생성에 의한 전형적인 포획기작(sweep coagulation)이 지배적이며, PDFM은 알루미늄염의 수화반응 동안 생성되는 이온성 알루미늄수화물의 순간적인 분사에 의해 하전중화(charge neutralization) 기작이 CRM에 의한 혼화조건보다 증가함으로써 소수성 NOM에 비해 상대적으로 하전밀도가 높고 그로인한 정전기적 인력이 높은 친수성 NOM과의 반응성이 증가하여 쉽게 하전중성산물을 생성한 결과로 해석할 수 있다. 이러한 결과는 Fig. 5에 나타난 바와 같이 미량의 약품주입율에서 PDFM의 경우 그 제타전위(zeta potential)가 CRM의 경우에 비해 급격히 증가하면서 등전점(isoelectric point)에 상대적으로 빠르게 접근하고 그때의 DOC와 잔류탁도는 각각의 혼화조건에서 제타전위가 증가하는 기울기의 차이만큼 각각 감소하는 경향

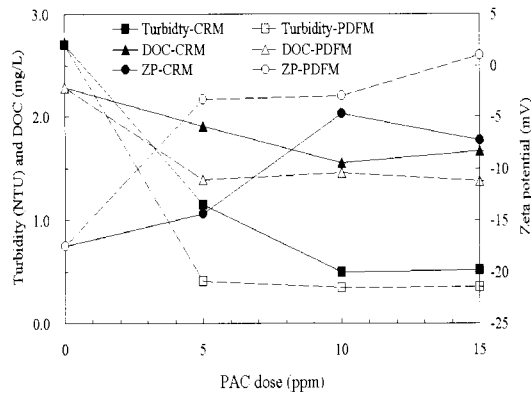


Fig. 5. Effect of different mixing types on zeta potential and organic matter removal with PAC dose.

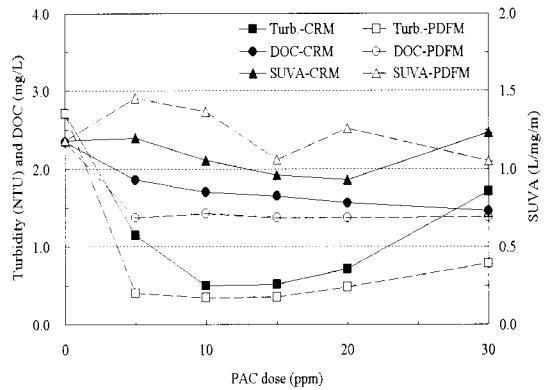


Fig. 6. Effect of PAC dose on turbidity, DOC and SUVA of water treated by different mixing types.

과도 일치하는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 Fig. 3에 나타난 바와 같이 PDFM의 경우 DOC 제거율은 높은 반면 UV 파장 254nm에서의 SUVA 값이 CRM에 비해 높게 나타난 결과와 일치하는 것이다.

3.2. 약품주입을 변화에 따른 NOM 제거특성

각각의 급속혼화조건에 대한 약품주입을 변화의 영향을 조사하여 Fig. 6에 나타내었다. 대상원수의 DOC는 2.34mg C/L이었으며, 5~30ppm으로 응집제 주입율을 변화하는 동안 PDFM과 CRM에 의해서 각각 1.43~1.37mg C/L 그리고 1.86~1.46mg C/L 범위로 단계적으로 감소하였다. SUVA(대상원수 1.18)의 경우는 동일한 약품주입율 범위에서 PDFM과 CRM에 의해서 각각 1.45~1.05와 1.23~0.93의 범위의 값을 나타내었다. 한편 Fig. 5와 6에 각각 나타난 바와 같이 약품주입을 변화에 따른 탁도와 DOC 제거 경향을 보면 Jar-test에 의해서 결정된 약품주입율을 PDFM과 같은 혼화방식의 최적주입율로 적용하는데 한계가 있는 것을 알 수 있다. 즉, CRM의 경우 10~15ppm 사이의 주입율이 기존의 재래식 급속혼화 방식에 대해서는 최적 약품주입조건일 수 있지만 응집양상이 상이한 PDFM에 대해서는 과잉주입에 해당하기 때문에 최적 주입율의 결정을 위해서는 새로운 접근방식이 필요할 것으로 판단된다.

Fig. 6에 나타난 바와 같이 PDFM의 경우 5ppm 이상 약품주입율이 증가할수록 잔류하는 DOC 농도는 거의 일정한 반면 SUVA 값이 대체로 감소하는 경향을 나타내었는데 이러한 결과는 알루미늄염의 수화반

응초기에 전하중화반응에 참여하지 않은 잔여 이온성 알루미늄수화물이 수화반응완료 이후 불용성의 수산화알루미늄으로 바뀌고 이들 플록에 의해서 상대적으로 분자량이 크고 하전밀도가 낮아 반발력이 적은 소수성 NOM이 포획(sweep coagulation) 및 흡착(adsorption)된 결과로 해석할 수 있다. 또한 DOC 제거율은 CRM에 비해 높은 것으로 나타난 반면, SUVA 값은 CRM에 비해서 상대적으로 높은 값을 나타내었다. 이러한 결과는 앞서 언급하였던 바와 같이 높은 UV흡광을 나타내는 방향족 구조(aromatic structure) 및 C=C와 같은 불포화 결합부분을 포함하는 소수성 NOM보다 상대적으로 분자량이 작고 UV흡광이 적은 친수성 NOM이 PDFM과 같이 응집제의 순간적인 확산을 유발하는 교반조건에서 용해성 알루미늄수화물과 하전중성의 착물을 형성함으로써 더 많이 제거된 결과이며, 이러한 현상은 Fig. 7에 나타난 바와 같이 각각의 응집/침전수를 소수성과 친수성 NOM으로 분리함으로써 확인할 수 있었다. Fig. 7에 나타난 바와 같이 급속교반 조건은 처리수 중의 소수성 NOM에 대한 친수성 NOM의 구성비에 영향을 미친다. 급속혼화조건에 상관없이 약품주입율이 증가함에 따라 소수성 NOM의 농도가 점차 감소하였으나, 친수성 NOM의 경우 5ppm 이상 약품주입율이 증가하여도 더 이상 감소하지 않는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 친수성 NOM 중 산성작용기로 인하여 음전하를 띠는 친수성산(hydrophilic acids)이 전하중화반응에 의해 빠르게 제거된 반면 산성작용기를 포함하지 않는 친수성분울(non-acid hydrophilic

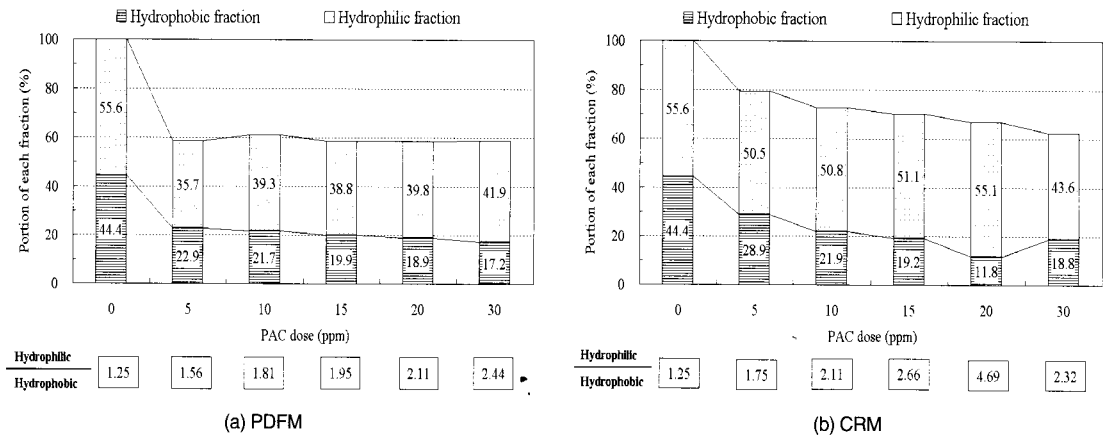


Fig. 7. The ratio of each NOM fraction and distribution of hydrophobic and hydrophilic fractions in NOM treated with different mixing types.

Table 3. DBPs formation characteristic of NOM isolated from raw water

NOM fraction	THMFP/DOC ($\mu\text{g}/\text{mg}$) ^a	HAAFP/DOC ($\mu\text{g}/\text{mg}$) ^a
Hydrophobic fraction	55.8	13.8
Hydrophilic fraction	35.3	31.7

^aCalculated parameters of formed DBPs divided by DOC of each sample solution for DBPs test.

fraction)은 이온성 알루미늄수화물과 반응하기위한 음전하를 갖고 있지 않기 때문에 약품주입율을 증가시키더라도 제거되지 않기 때문에 판단된다.

또한 친수성과 소수성 NOM 사이에는 DBPs 생성 특성에 있어서 차이를 나타내었다. Table 3에 나타낸 바와 같이, THMs 생성능은 소수성 NOM에 의해서 주로 영향을 받는 반면, HAAFP의 경우는 친수성 NOM에 크게 영향을 받는 것으로 조사되었다. 결론적으로 Fig. 7과 Table 3의 결과로부터 THMs 생성에 크게 기여하는 소수성 NOM의 제거에 있어서 급속 혼화유형 간에 큰 차이는 없었지만 HAAs 생성에 주로 영향을 미치는 친수성 NOM의 제거에 있어서는 PDFM이 CRM에 비해 매우 효과적인 공정이며, 잠재적 위해성이 높은 HAAs의 생성을 효과적으로 제어할 수 있을 것으로 판단된다.

이와 같이 DBPs의 생성은 전구물질의 농도 외에도 전구물질의 구조 및 화학적 특성에 의해서도 영향을 받고 그 구성은 물리 및 화학적 정수처리공정에 의해서 변화하기 때문에 향후 약품급속혼화유형에 따른 NOM의 구조적 특성변화에 대해서도 분광학적 분석 방법 등을 이용한 다양한 연구가 이루어져야할 것으

로 판단된다.

4. 결 론

1) 가압수확산방식의 PDFM은 기존 기계식혼화방식에 비해 처리대상원수의 DOC와 탁도 제거측면에서 효과적이며, 상대적으로 낮은 응집제 요구량을 나타내었다. 또한 정수처리시 기존의 혼화방식과 응집양상이 다른 PDFM을 적용할 경우 최적 응집제 주입율을 결정하기 위해서는 Jar-test를 이용한 기존의 결정방법과 다른 새로운 방법이 요구된다.

2) 정수처리공정에서 기존의 급속혼화방식을 PDFM으로 전환하는 경우 DBPs 전구물질인 NOM의 농도를 효과적으로 감소시킴으로써 DBFPs를 저감할 수 있을 뿐만 아니라 전체 NOM 중 친수성 NOM의 구성분율이 높은 한강수계의 경우 PDFM에 의한 유기물 제거특성상 친수성 NOM에 의해 유발될 수 있는 잠재적인 DBPs의 위해성을 효과적으로 제어할 수 있을 것으로 기대된다.

참고문헌

- Bull, R.J. and Kopfler, F.C. (1991) Health effects of disinfectants and disinfection by-products. American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO.
- Cabaniss, S.E. and Shuman, M.S. (1988) Copper binding by dissolved organic matter: I. Suwannee River fulvic acid equilibria, *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **52**, pp. 185-193.
- Chang, E.E., Liang, C.H., Ko, Y.W. and Chiang, P.C. (2002) Effect of ozone dosage for removal of model compounds by ozone/GAC treatment, *Ozone Sci. Eng.*, **24**, pp. 357-367.
- Chen, Y., Senesi, N. and Schnitzer, M. (1977) Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **41**, pp. 352-358.
- Clark, M.M., David, R. and Wiesner, M.R. (1987) Effect of micromixing on product selectivity in rapid mix, In proceeding of American Water Works Association Annual Conference, Kansas, pp. 14-18.
- Deangelo, A.B. and McMillan, L.P. (1988) The carcinogenicity of the chlorinated acetic acids. USEPA, Health Effect Research Laboratory, Cincinnati, Ohio.
- Dilling, J. and Kaiser, K. (2002) Estimation of the hydrophobic fraction of dissolved organic matter in water samples using UV photometry, *Water Res.*, **36**, pp. 5037-5044.
- Gregor, J.E., Nokes, C.J. and Fenton, E. (1997) Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation, *Water Res.*, **31**(12), pp. 2949-2958.
- Gunten, U. (2003) Ozonation of drinking water : Part II . Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide of chlorine, *Water Res.*, **37**, pp.1469-1487.
- Imai, A., Fukushima, T., Matsushige, K. and Kim, Y.H. (2001) Fractionation and characterization of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources, *Water Res.* **35**(17), pp. 4019-4028.
- Kawamura, S. (2000) Intergrated Design and Operation of Water Treatment Facilities. 2nd Ed., John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 74-84.
- Khan, E., Babcock, R.W., Suffet, I.H. and Stenstorm, M.K. (1998) Biodegradable dissolved organic carbon for indication wastewater reclamation plant performance and treated wastewater quality, *Water Environ. Res.*, **70**, pp. 1033-1040.
- Kim, H.C., Oh, H.K., Ahn, S.K., Yu, M.J. and Bang, K.W. (2004) Characterization of Natural Organic Matter in Conventional Water Treatment Processes for Han River Water to Monitor and Control DBPs, in Proceedings of IWA World Water Congress and Exhibition, Marrakech, Morocco.
- Letterman, R.D., Amirtharajah, A. and O'Melia, C.R. (1990) Coagulation and Flocculation in Water Quality and Treatment. 5th Ed. McGraw-Hill, New York.
- Ma, H., Kim, S.D., Cha, D.K. and Allen, H.E. (1999) Effect of kinetics of complexation by humic acid on toxicity of copper to *Ceriodaphnia dubia*, *Environ. Toxicol. Chem.*, **18**, pp. 828-837.
- O' Melia, C.R., Becker, W.C. and Au, K.K. (1999) Removal of humic substances by coagulation, *Water Sci. Tech.*, **40**(9), pp. 47-54.
- Reckhow, D.A. and Singer, P.C. (1984) The Removal of organic halide precursors by preozonation and alum coagulation, *J. AWWA*, **76**(4), pp.151-157.
- Siddiqui, M.S., Amy, G.L. and Murrhy, B.D. (1997) Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water source, *Water Res.*, **31**, pp. 3098-3106.
- Srivastava, R.M., Niemann, C.J. and Clark, M.M., (1990) Fast-hydrolysis kinetics of aluminum and the impact of mixing on product speciation, In proceeding of AWWA Annual Conference, Cincinnati.
- Thurman, E.M. and Malcolm, RL. (1981) Preparative isolation of aquatic humic substances, *Environ. Sci. Technol.*, **15**, pp. 463-466.
- USEPA (1995) Methods for the Determination of Organic Compounds in Drinking Water: Supplement 3. EPA600R95131, USA.
- USEPA (1999) Enhanced coagulation, enhanced precipitative softening guidance manual: Office of Water (4607), EPA 815-R-99-012, USA.