

진양호소수의 효과적인 정수처리를 위한 최적응집제 주입량 결정 - 콜로이드성 오염물질 처리를 위한 응집제 주입효과 -

이 원 규 · 조 주 식 · 이 홍 재 · 허 종 수
경상대학교 농화학과 · 경상대학교 공동실험실습관
(1998년 7월 15일 접수)

Determination of Optimum Coagulant Dosage for Effective Water Treatment of Chinyang Lake

- The Effect of Coagulant Dosing on Removal of Colloidal Pollutants -

Won-Kyu Lee, Ju-Sik Cho^{*}, Hong-Jae Lee, and Jong-Soo Heo
Dept. of Agricultural Chemistry, Gyeongsang National University, Chin Ju 660-701, Korea
^{*}Central Laboratory, Gyeongsang National University, Chin Ju 660-701, Korea
(Manuscript received 15 July 1998)

This study was performed to determine the optimum coagulant dosing amount for effective treatment of raw water. The removal rate of turbidity and the variations of water qualities according to various dosage of coagulants such as Alum, PAC and PACS were investigated.

The optimum coagulant dosing amount to make the lowest turbidity of water were 35mg/l of Alum, 30mg/l of PAC and 10mg/l of PACS in case of 5 NTU of raw water turbidity, and 30mg/l of Alum, 25mg/l of PAC and 10mg/l of PACS in case of 10 NTU of that, respectively.

The removal rates of turbidity at 4 min. and 8 min. of settling time were 10 and 72% of Alum, 44 and 62% of PAC and 25 and 55% of PACS in case of 5 NTU, and 52 and 70% of Alum, 90 and 95% of PAC and 10 and 28% of PACS in case of 10 NTU, respectively.

Judging from the settling capability of floc., the reaction time of floc. formation and removal efficiency of turbidity, PAC was evaluated as more effective coagulant than Alum and PACS. Also PAC was regarded as the most effective coagulant when the water supply was changed sharply and the fluctuation of the surface loading occurred with wide and sharp in settling basin.

pH and alkalinity of the water were decreased with increasing coagulants dosage. But pH and alkalinity were not decreased below 5.8 which is the standard for drinking water quality, and 10mg/l which is the limit concentration of floc. breakage, respectively.

Residual Al of the treated water was decreased with increasing coagulants dosage in case of 5 and 10NTU of raw water turbidity.

KMnO₄ consumption of the water was decreased with increasing coagulants dosage. The reduction rate of KMnO₄ consumption at the optimum coagulants dosage were 39% of Alum, 18% of PAC and 11% of PACS in case of 5 NTU of raw water turbidity, and 42% of Alum, 27% of PAC and 36% of PACS in case of 10 NTU of that, respectively. Any relationship was not found between the removal rate of turbidity and KMnO₄ consumption.

TOC of the water was a bit decreased with increasing coagulants dosage up to 30mg/l but not changed above 30mg/l of coagulants dosage. The degree of TOC reduction was increased in the order of Alum, PAC and PACS treatment.

Zeta potential of the colloidal floc. at the optimum coagulants dosage was in the range of -20~-15mV in case of 5 NTU of raw water turbidity and 0~0.5mV in case of 10 NTU of that, respectively. Although the kinds and dosages of coagulants were different, zeta potential range were fixed under the conditions of the best coagulation efficiency.

Key words : optimum coagulant dosage, Chinyang Lake

1. 서 론

수돗물은 도시민 뿐만 아니라 이를 이용하는 모든 사람들의 일상생활에 필수불가결한 요소이며, 상수원수를 적절히 처리하여 맑고 깨끗한 양질의 수돗물을 안전하게 지속적으로 공급하는 것은 국가 및 지방자치단체의 중요한 책무임은 두말할 필요가 없을 것이다. 그러나 도시화 및 산업화로 인한 용수사용량의 증가, 상수원의 수질오염 및 돌발사태로 인한 수돗물의 수질불량 및 급수 중단 등 수돗물 공급은 여러가지 면에서 많은 문제점을 안고 있다. 그 예로 1989년 수돗물의 중금속 검출사건(이현동의, 1996), 1990년 THM(Trihalomethane)오염 사건(정용, 1993), 1991년 낙동강의 폐놀오염사건(정진성, 1996), 1994년 낙동강물의 맛과 냄새발생사건(이현동의, 1996) 등이 있으며, 빈번히 발생되고 있는 상수 수질오염으로 인하여 수돗물에 대한 국민의 불신감이 고조되고 있음은 주지의 사실이다. 1994년 수돗물에 대한 국민 인식조사에 의하면 수돗물을 그대로 마시는 인구 비율은 2.3%에 지나지 않은 것으로 보고되고 있으며(이현동의, 1996), 이는 국민들의 수돗물에 대한 불신이 얼마나 깊은가를 보여주는 단적인 예이며, 따라서 수돗물의 수질개선은 이제 시급한 중요 국가정책과제가 되어 있다.

그간 정부에서 추진하고 있는 수돗물의 수질개선대책으로 환경기초 시설완비, 취수원의 수질감시 강화, 기존 상수도시설개량 및 정수시설의 현대화 등을 들 수 있으며, 정수시설의 현대화를 위하여 건설교통부에서는 고도정수처리를 도입하는 것을 계획하고 있고(건설교통부, 1990) 일부 지방자치 단체에서는 이미 도입하였거나 계획중에 있다. 그러나 고도정수처리는 현행 정수처리과정인 응집, 침전, 여과 및 살균공정이 모두 최적의 상태로 설계되고 운전되어야 그 효과를 발휘할 수 있으며(한무영, 1993), 수돗물의 적정처리여부는 원수의 수질과 시설의 기능 등을 종합적으로 고려하여 판단해야 할 것으로 생각된다.

현행 상수원수의 정수처리과정중 응집처리는 정수과정에 있어서 가장 핵심적이고 중요한 처리과정이며, 이는 수중의 유·부기물등 콜로이드성 오염물질을 응집제로서 전기적 중화, 충돌 및 가교작용을 통하여 floc을 형성시키고, 대형화된 floc은 비중이 증가되어 침전되는 원리를 응용한 것이다. 원수중 콜로이드의 응집처리를 위한 응집제로는 aluminium sulfate (Alum) 또는 poly aluminium chloride(PAC) 등을 주로 사용하며, 적정 응집제 투입량은 건설교통부의 상수도시설기준(1985)에서 규정한 Jar test에 의하여 결정하고 있으나 원수의 고탁도 유입 및 조류발생 등의 급격한 수질변화에 적절히 대처하기 어려운 것이 사실이다. 이와 같이 여러가지 인자들에 의하여 시시각각으로 영향을 받고 있는 원수의 수질에 따라서 민감하게 응집제 투입량을 결정하고 제어해야 하며, 이를 위하여는 원수수질의 신속하고 정확한 측정과 더불어 원수특성변화에 따른 그때그때의 정확한 응집제 투입량을 결정하는 것이 무엇보다 중요한 일이다.

그러나 지금까지 대부분의 정수장에서는 Jar test 결

Table 1. Sampling sites of the bottom sediments in Chinyang lake

Sampling Sites No.	Depth(m)	Distance from the water-pumping tower(m)
1	10	30
2	3.2	700
3	4	1,400
4	6	2,000

과 및 원수의 각종 수질분석 자료들이 사장되고 있는 실정이며, 원수특성에 관한 지금까지의 연구는 주로 원수의 수온, pH, 알칼리도 및 탁도에 관한 연구였으며(김진근, 1994; 김홍석외, 1993; 정규영, 1979) 콜로이드, 조류 및 부유유기물등 부유물질에 대한 연구는 미흡한 실정이다.

따라서 본 연구는 현행 상수원수처리를 보다 효과적으로 처리함으로써 양질의 수돗물을 공급하기 위한 기초자료를 얻고자 상수원수의 콜로이드성 오염물질 처리를 위한 적정 응집제 투입효과를 검토함으로써 최적 응집제 투입량을 결정하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 공시재료

2.1.1 저니토 및 저층수 채취지점

본 실험에 사용한 콜로이드성 오염물질은 경남 진주시 상수도사업소의 취수원인 진양호내 침전된 저니토 및 저층수를 채취하여 사용하였다. 저니토 및 저층수 시료채취는 취수탑으로부터 30m~2km 범위내에서 4개 지점을 선정하여 채취하였으며, 각 채취지점의 수심 및 취수탑으로부터의 거리는 Table 1에서 보는 바와 같다.

2.1.2 저니토 및 저층수 채취시기 및 방법

진양호내 저니토 및 저층수 시료채취는 1996년 5월 12일 11:00~15:00시 사이에 일괄 채취하였으며 시료채취 당일의 평균기온은 18.8℃, 평균수온은 16.2℃, 진양호의 저수위는 33.3m, 진양호 유입량은 18.9CMS (Cubic Meter per Second)였다(진주시 상수도사업소, 1997).

저니토 시료채취는 Eckmann-Birge식 채니기를 사용하여 각 시료채취지점의 저니토를 6kg씩 채취하여 10 l polyethylene 용기에 넣어 실온에서 건조후 사용하였으며, 저층수는 2 l polyethylene 용기에 채취하였다. 저니토 및 저층수의 이화학적 특성은 각각 Table 2 및 3에서 보는 바와 같다.

2.1.3 탁도시료조제

진주시 상수도사업소에 취수되는 상수원수와 거의 같은 탁도를 나타내는 현탁액을 조제하기 위하여 수돗물 1m³에 3kg의 저니토를 1시간 현탁시킨 다음 12시간 방치한 후 그 상탁액을 분리하여 탁도 10NTU(Nephelometric

진양호소수의 효과적인 정수처리를 위한 최적응집제 주입량 결정

Table 2. Chemical properties of bottom sediments in Chinyang lake

Sampling sites	pH (1:5H ₂ O)	CEC (cmol/kg)	T-C (%)	T-N (%)	C/N ratios	T-P (%)	K (%)
1	5.81	15.7	2.05	0.14	14.6	1.79	0.39
2	5.34	12.6	1.94	0.14	13.9	2.08	0.40
3	5.36	9.8	1.26	0.08	15.8	1.35	0.37
4	5.69	14.0	1.79	0.13	13.8	0.20	0.36

	Ca (%)	Mg (%)	Mn (%)	Al ₂ O ₃ (%)	Cl ⁻ (mg/ℓ)	SO ₄ ²⁻ (mg/ℓ)	EC (dS/m)
1	0.51	0.81	0.07	8.75	56	110	1.79
2	0.55	0.82	0.05	7.34	43	142	2.08
3	0.51	0.68	0.05	6.55	39	125	1.35
4	0.51	0.69	0.06	7.03	27	110	1.20

Table 3. Water quality of the bottom water in Chinyang lake

Sampling sites	pH	EC (μS/cm)	DO (mg/ℓ)	KMnO ₄ (mg/ℓ)	Al (mg/ℓ)	Cl ⁻ (mg/ℓ)	SO ₄ ²⁻ (mg/ℓ)	Turbidity (NTU)	Alkalinity (mg/ℓ)	Chl [*] -a (mg/m ³)
1	7.7	103.7	7.2	12.3	0.042	8.0	6.0	11.4	34	30.6
2	7.6	120.2	7.6	16.4	0.021	12.1	8.1	10.1	32	38.8
3	7.5	133.0	7.8	16.4	0.027	13.0	11.2	15.8	33	44.1
4	7.5	135.8	7.1	15.8	0.030	12.2	8.0	9.4	34	43.3

* Chlorophyll

Turbidity Units)가 되도록 수돗물로 희석하여 조제하였으며, 탁도 5NTU는 진양호 상수원수를 그대로 사용하였다.

2.1.4 응집제

본 실험에 사용한 응집제는 액체 황산알루미늄(Alum)과 폴리염화알루미늄(PAC) 및 폴리수산화염화규산알루미늄(PACS)등 3종을 사용하였으며, 응집제는 저장기간이 길수록 응집효율이 감소되므로 각 응집제를 2,000mg/l 이 되도록 5일 간격으로 조제하여 적당한 농도가 되도록 Jar test에 주입 사용하였다.

2.2 실험방법

Jar test장치는 Fig. 1에서 보는 바와 같은 Camp (1968)가 사용한 규격과 동일하게 제작하여 사용하였으며, Jar test절차를 요약하면 Fig. 2에서 보는 바와 같다. 급속 및 완속교반의 혼합강도 계산은 Fig. 3에서 보는 바와 같은 Camp의 속도구배 보정곡선(velocity gra-

dient calibration curve)을 이용하여 계산하였다. 혼합 교반조건은 경남 진주시 상수도사업소의 급속 및 완속 혼합지 교반조건과 유사하도록 급속교반은 속도구배 350G·sec⁻¹ 되도록 150rpm으로 1분간, 완속교반은 속도구배 50G·sec⁻¹ 되도록 45rpm으로 10분간 실시하였다. 교반을 중단한 후 침전시간별로 수면으로부터 깊이 10cm에서 사이펀으로 수질시료 15ml를 채취한 후 잔류탁도를 측정하여 침전시간별 탁도제거율을 조사하였으며, 침전시간 16분대에서 시료 400ml를 채취하여 응집제 주입량 결정을 위한 수질을 분석하였다.

2.3 수질분석

수질분석은 환경오염공해조정시험법(1992)과 APHA의 Standard Method(1985)에 준하여 다음과 같이 분석하였다.

pH는 초자전극법, 알칼리도 및 KMnO₄소비량은 적정법으로 분석하였으며, 탁도는 Portable turbidimeter (Model 2100P, HACH, USA)를 이용하여 측정하였다.

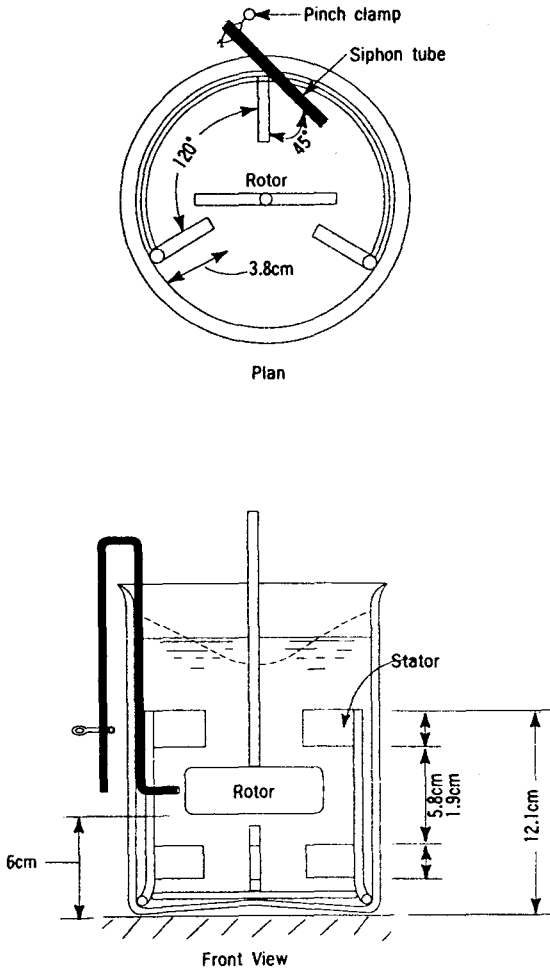


Fig. 1. Jar test apparatus.

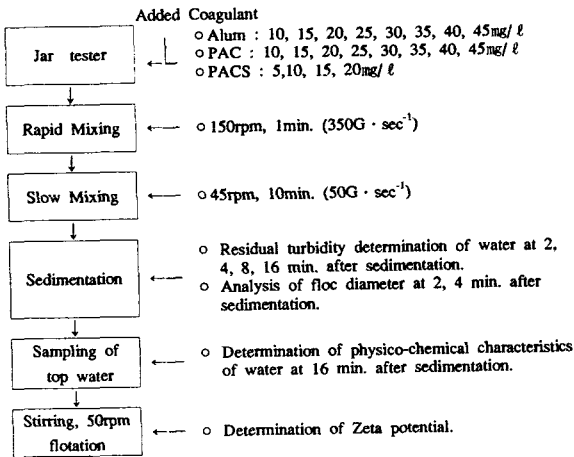


Fig. 2. Procedure of Jar test.

Cl⁻, SO₄²⁻ 및 NO₃⁻-N은 Ion chromatography(Dionex model DX-330, USA), 잔류Al³⁺, Fe²⁺ 및 Mn²⁺는 In-

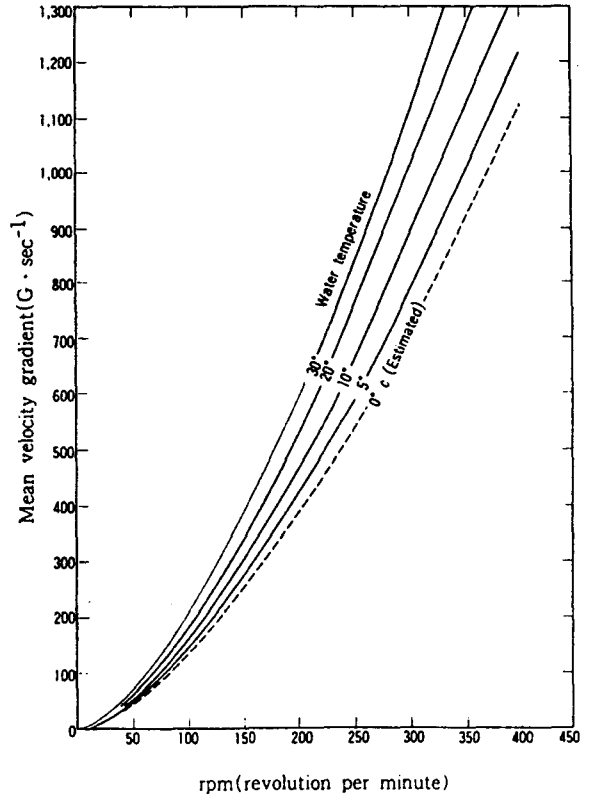


Fig. 3. Velocity gradient calibration curves for water.

ductively coupled plasma emission spectroscopy (ICP, Jobin 128, France), 전기전도도는 TOA conductivity meter(CM-20E, TOA Electronics Ltd, Japan), 총유기탄소는 TOC meter(TOC-5000A, Shimadzu, Japan)를 이용하여 분석하였으며, Zeta potential은 침전시간 16분대의 침전된 floc을 50rpm으로 부상시켜 30ml를 채취하여 Lazer zee meter(501, PEN KEM, INC, U.S.A)의 전기영동셀에 주입한 후 150V 전압하에서 일정한 크기의 입자들의 이동을 추적하고 30초간 3회 반복하여 Zeta potential을 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 원수특성변화

3.1.1 탁도

원수 탁도별 응집제 주입량에 따른 침전시간 16분대의 잔류탁도는 Fig. 4에서 보는 바와 같이 진양호 상수원수인 탁도 5NTU에서는 Alum 35mg/l, PAC 30mg/l 및 PACS 10mg/l 을 주입하였을 경우에 각각 약 0.71, 1.43 및 0.87NTU로서 가장 낮은 잔류탁도를 나타내었고, 탁도 10NTU에서는 Alum 30mg/l, PAC 25mg/l 및 PACS 10mg/l 를 주입하였을 경우에 각각 약 1.04, 0.39 및 2.3NTU로써 가장 낮은 잔류탁도를

진양호소수의 효과적인 정수처리를 위한 최적응집제 주입량 결정

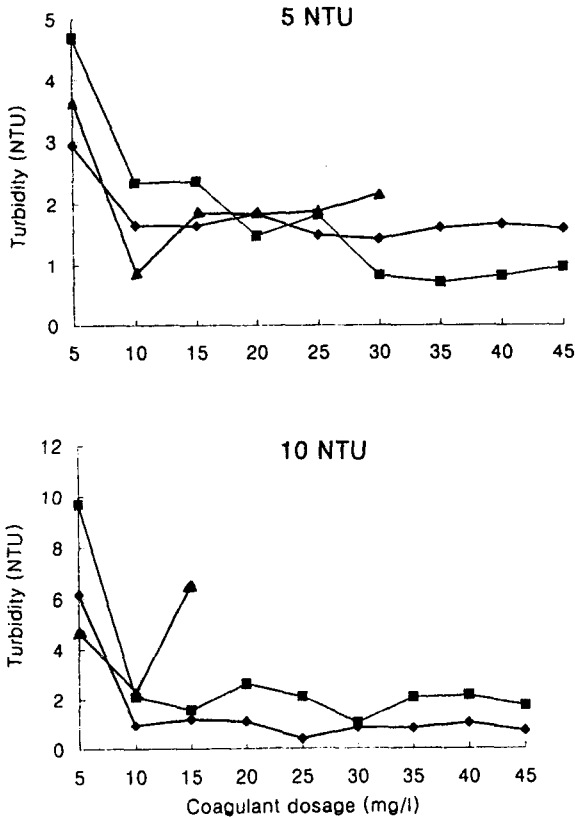


Fig. 4. Variation of turbidity according to coagulant dosage.
(■) ALUM, (◆) PAC, (▲) PACS

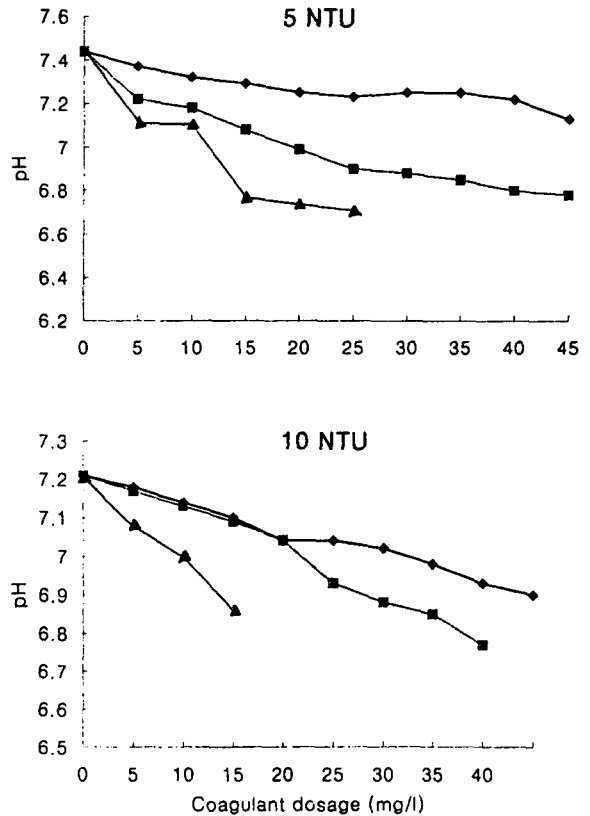


Fig. 5. Variation of pH according to coagulant dosage.
(■) ALUM, (◆) PAC, (▲) PACS

나타내었다.

우리나라 음용수수질기준에서는 정수의 탁도를 2NTU 이하로 규정하고 있으나 일반적으로 여과지에 유입되기 전인 침전수의 탁도를 2NTU 미만으로 유지하는 것이 여과지 운영에 도움이 되는 것으로 알려져 있다(김승현, 1996; 최계운, 1993). 따라서 본 실험결과 침전수의 탁도를 2NTU이하로 운영 계획한다면 원수의 탁도가 5NTU일 경우 Alum은 20mg/l, PAC과 PACS는 공히 10mg/l로 주입하고, 원수의 탁도가 10NTU일 경우는 Alum, PAC 및 PACS를 각각 15, 10 및 10mg/l을 주입하는 것이 최적 응집제 주입량인 것으로 판단되었다.

3.1.2 pH

응집제 주입량에 따른 pH변화는 Fig. 5에서 보는 바와 같이 전반적으로 응집제 주입량이 증가할수록 pH는 감소되었으며 응집제별 pH가 감소되는 정도는 PAC < Alum < PACS순이었으며, 각 응집제별 최고 주입량에서의 pH는 음용수수질기준인 pH 5.8이하로는 감소되지 않았다.

일반적으로 Al염계통의 응집제는 주입량을 증가시킬수록 pH가 감소되며, 이는 Al이 Lewis acid로서 수화반응으로 수중의 OH⁻수를 감소시키기 때문이며 Al³⁺

1mol은 3mol의 OH⁻를 소모하게 되어 그 주입량에 비례하여 pH가 저하되며(곽중운, 1995a), pH가 응집효과에 영향을 미치는 것은 활성화 및 비활성화된 Al³⁺이온들의 존재형태가 pH에 따라 달라지기 때문이며, 원수에 주입되는 응집제 자체는 농도의 급격한 감소와 함께 pH의 상승이 일어나며, 이때 응집은 Al 이온의 dissolved/nondissolved 경계영역에서 일어나는 것으로 알려져 있다(Amirtharajah et al, 1982). 그리고 pH 5.0~7.5 범위에서는 수산화알루미늄의 생성이 촉진되면서 응집이 일어나기 시작하며, 이 범위를 벗어나게 되면 Al(OH)₃가 생성되면서 비활성화가 일어나 응집효율이 감소하여 sweep floc mechanism을 거치게 되며, 특히 pH 8.0 이상으로 증가하면 Al(OH)₃가 급격히 생성되어 흡착 중화효과가 극도로 저하되며 심할 경우 백탁현상을 초래하게 된다(곽중운, 1995b). 또한 활성화된 알루미늄은 pH에 따라 상이한 조성을 갖는 Al이온이 형성되는데 Al/OH비의 크기에 따라 여러형태의 이온이 존재하며 활성화된 알루미늄의 일종인 Al³⁺, Al(OH)²⁺ 및 Al(OH)₂⁺은 pH에 매우 민감하므로 pH가 증가할수록 비활성화 응집종으로 전환되기 때문에 활성화된 알루미늄이 floc형성에 관여하기 위해서는 급속교반을 해야하며, 알루미늄염계통 응집제의 흡착중화반응은 1초 이내

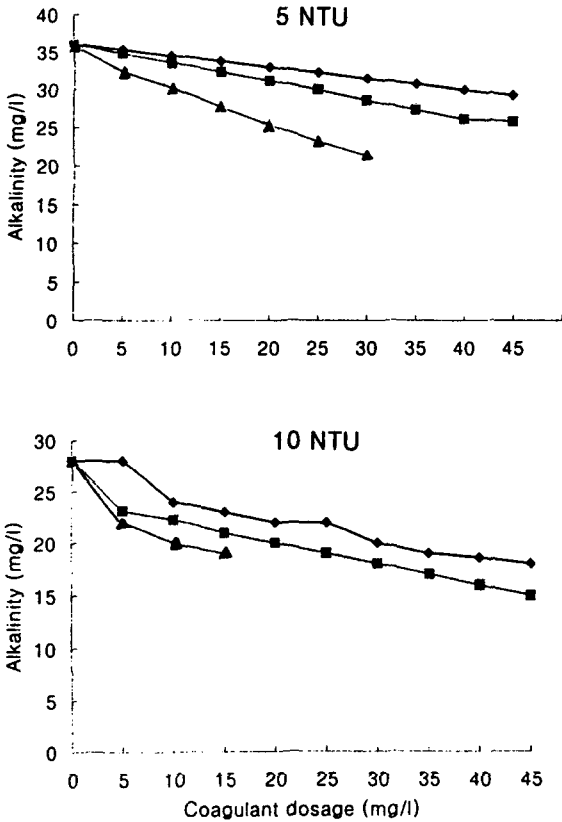


Fig. 6. Variation of alkalinity according to coagulant dosage.
(■) ALUM, (◆) PAC, (▲) PACS

에 종결되므로 활성화된 Al이 colloid 입자표면에 도달하는 속도보다 Al의 비활성화 속도가 빠르게 일어나면 유효알루미늄이 손실되므로 적절한 교반강도를 유지하여야 하는 것으로 알려져 있다(Vrale et al, 1971; Hudson, 1981).

따라서 본 실험에서는 원수의 pH 및 응집제 주입후의 pH는 한계 pH인 5.0~7.5범위에 있었고 급속 및 완속 교반강도도 적절한 범위였으므로 크고 강한 flocc이 형성될 수 있는 조건에 있었으며, 또한 수자원공사에서 권장하는 응집제별 최적 pH범위인 Alum pH 6~7, PAC pH 6~9 범위내에 있었다.

3.1.3 알칼리도

원수 탁도별 응집제 주입량에 따른 알칼리도 변화는 Fig. 6에서 보는 바와 같이 원수의 탁도가 5 및 10NTU 일 경우 응집제 주입량이 증가할수록 감소되었고 응집제별 알칼리도의 감소정도는 PACS >Alum >PAC순이었으며, 응집제 주입량 1mg/l 당 알칼리도 감소량은 원수탁도 5NTU일 경우 Alum 0.22ppm, PAC 0.15ppm 및 PACS 0.49ppm이었고 원수탁도 10NTU일 경우 Alum 0.28ppm, PAC 0.22ppm 및 PACS 0.6ppm이었다.

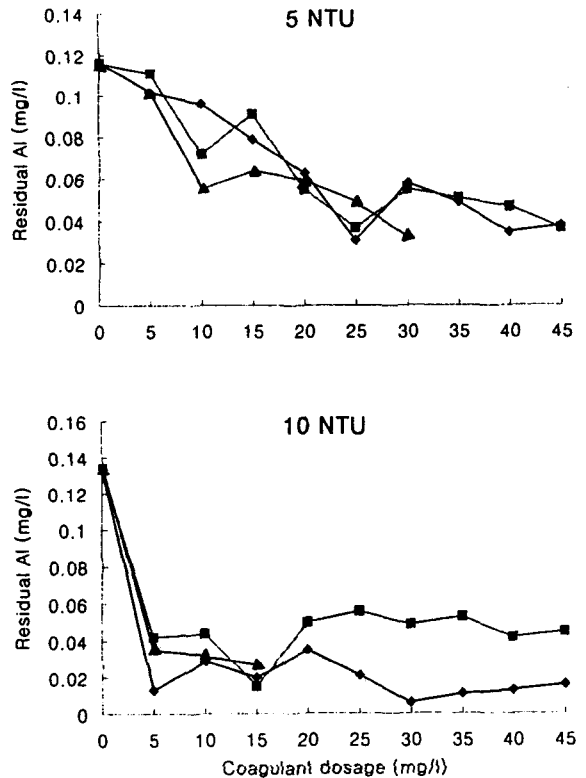


Fig. 7. Variation of residual Al according to coagulant dosage.
(■) ALUM, (◆) PAC, (▲) PACS

건설교통부령의 상수도시설기준(1985)에 의하면 응집제 1ppm 주입에 따른 알칼리도 감소량은 Alum이 0.24mg/l, PAC이 0.15mg/l이며, 이를 본 실험결과와 원수탁도 5NTU일 경우와 비교하면 거의 비슷하였으나 원수탁도 10NTU일 경우와는 차이가 있었다.

알루미늄계통의 응집제는 원수중의 알칼리도와 반응하여 응결이 일어나므로 주입량에 따라 알칼리도가 감소되며, 응집제 주입후 원수의 알칼리도가 10mg/l 이하로 감소하면 재탁현상이 일어나 응집제를 주입할수록 탁도는 다시 증가한다는 보고도 있다(김상규의 1995). 국내 정수장의 대부분이 건설교통부령 상수도시설기준에 따라 처리수의 알칼리도를 30mg/l 이상으로 유지 운영하고 있으며 이를 위하여 알칼리제로서 소석회를 사용하고 있다.

본 실험에서는 각 응집제별로 최고 주입량을 주입한 경우에도 알칼리도가 10mg/l 이하로는 감소되지 않았으며, 김동(1993)은 응집제와 알칼리제 주입량을 결정하는데 있어 처리수의 알칼리도를 최소 30mg/l 이상을 유지하도록 하였으며 그 이유는 응집제의 응집 최적 알칼리도 범위가 30~50mg/l이며, 알칼리도가 20mg/l 이하일 경우 관을 부식시키기 때문이라 하였다. 또한 우리나라의 음용수수질기준에는 없으나 유럽공동체(EC)의 음용수수질기준에는 최소 요구농도로써 30mg/l 이상의 알칼리도를 유지하도록 규정하고 있으며, 김

진양호소수의 효과적인 정수처리를 위한 최적응집제 주입량 결정

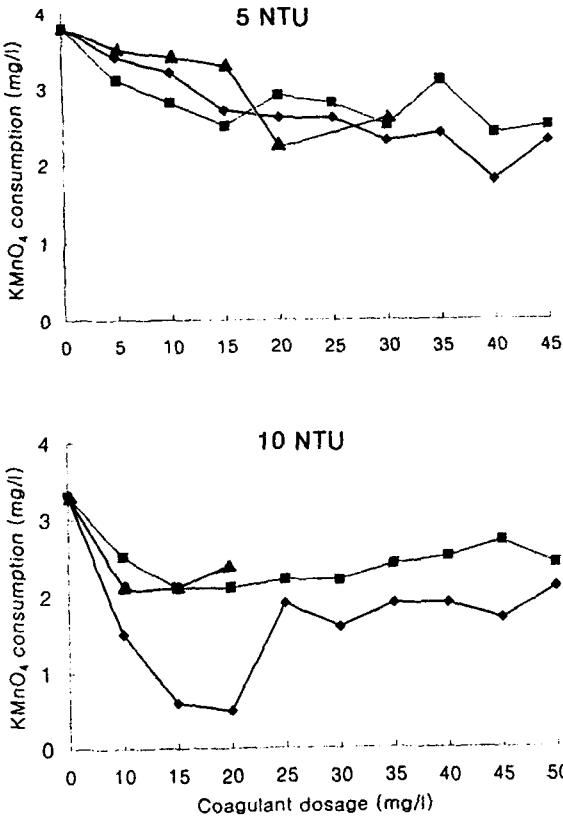


Fig. 8. Variation of $KMnO_4$ consumption according to coagulant dosage. (■) ALUM, (◆) PAC, (▲) PACS

(1994)도 PAC, Alum을 대상으로 알칼리도가 응집효과에 미치는 영향을 조사한 결과 알칼리도가 높을수록 응집제의 소비량은 많아지나 상징수의 탁도가 낮아지며 낮은 응집제 주입량에서는 낮은 알칼리도에서, 높은 응집제 주입량에서는 높은 알칼리도에서 상징수의 탁도가 낮았다고 하였다.

따라서 본 실험에서는 응집제가 소비한 알칼리도를 보충하기 위하여 별도로 알칼리제를 사용하지 않았으며 그 이유는 실제 정수장에서 소석회를 사용할 경우 실제 투입량 만큼 pH 및 알칼리도 변화가 안정하게 일어나지 않고, 소석회는 용해도가 낮고 자체 비중으로 인하여 급속교반으로 완전히 분산시키기 어렵기 때문에 극부적으로 pH 및 알칼리도변화가 발생하여 오히려 역효과를 초래할 수 있기 때문에 소석회를 첨가하지 않고 순수한 응집제만 첨가하였다.

3.1.4 잔류 Al

응집제 종류별 그 주입량에 따른 잔류 Al변화는 Fig. 7에서 보는 바와 같다. 처리수중 잔류 Al함량은 원수탁도가 5NTU일때 Alum 및 PAC은 공히 25mg/l 처리했을 때 각각 0.037 및 0.031mg/l 이었으며, PACS는 30mg/l 처리했을 때 0.033mg/l 이었고, 원수탁도가

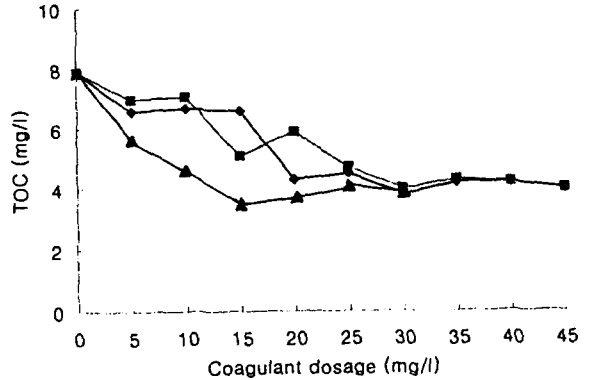


Fig. 9. Variation of TOC according to coagulant dosage in 5NTU.

(■) ALUM, (◆) PAC, (▲) PACS

10NTU일때는 Alum은 15mg/l 처리했을 때 0.015mg/l, PAC은 30mg/l 처리했을 때 0.006mg/l, PACS는 15mg/l 처리했을 때 0.027mg/l 이었다.

과등(1995, 1996)은 수중의 탁도, pH, 알칼리도 및 유기물 등이 잔류 Al농도에 영향을 미치며 잔류 Al을 0.2mg/l 이하로 유지하려면 pH범위를 5.5~7.4내로 조절하여야 하고 잔류 Al을 0.05mg/l 이하로 유지하기 위해서는 pH범위를 5.9~6.6범위로 조절하여야 하며 이는 응집제 주입후 이 pH범위내에서는 Al^{3+} , $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$ 등과 같은 활성화 알루미늄이 증가되고 $Al(OH)_3$, $Al(OH)_4^-$ 등과 같은 불활성화 알루미늄의 용해도를 최소화 시킬 수 있기 때문이라고 하였다.

본 실험에서는 응집제 주입후 pH변화 범위는 전반적으로 pH 6.6~7.3범위였으며, 이는 잔류 Al을 0.2mg/l 이하로 유지하기 위한 pH범위인 5.5~7.4내에 있었으며, 원수의 알칼리도도 전반적으로 50mg/l 이상을 초과하지는 않았으므로 pH 및 알칼리도에 의해 잔류 Al농도는 영향을 받지 않은 것으로 생각되었다.

탁도변화(Fig. 4)와 잔류 Al의 관계는 Alum과 PAC의 경우 그 주입량이 저농도에서 고농도로 갈수록 잔류탁도와 잔류 Al농도는 공히 감소되었으며, 대체적으로 잔류탁도가 감소할수록 잔류 Al도 감소되었다. 그러나 PACS의 경우 잔류탁도는 그 주입량이 10mg/l까지는 감소하다가 그 이후에는 다시 증가되는 반면에 잔류 Al은 응집제 주입량에 따라 계속 감소하였으므로 잔류탁도가 감소할수록 잔류 Al도 감소하지는 않았다.

3.1.5 $KMnO_4$ 소비량

응집제 종류별 그 주입량에 따른 $KMnO_4$ 소비량 변화는 Fig. 8에서 보는 바와 같이 전반적으로 응집제 주입량이 증가할수록 $KMnO_4$ 소비량은 감소되었으며, 감소되는 정도는 PAC > PACS > Alum 순으로 감소되었다. $KMnO_4$ 소비량이 가장 낮은 응집제 주입량은 원수탁도 5NTU일 경우 PAC 40mg/l, Alum 40mg/l 및 PACS 20mg/l 이었으며 이때의 $KMnO_4$ 소비량은 각각 약 1.8, 2.4 및 2.2mg/l 이었다. 그리고 원수 탁도

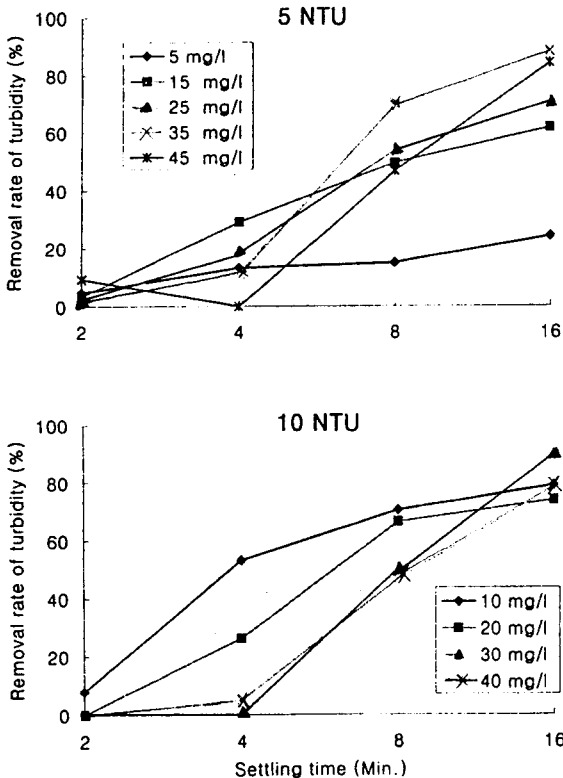


Fig. 10. Removal rate of turbidity at the settling time by Alum dosage.

10NTU일 경우에는 PAC 15mg/l, Alum 15mg/l 및 PACS 10mg/l이었으며 이때의 KMnO₄ 소비량은 각각 약 0.5, 2.1 및 2.1mg/l이었다.

곽등(1995a)은 KMnO₄ 소비량 제거는 무기응집제인 Alum에 비하여 무기고분자 응집제인 PAC와 PACS가 효과적이며 Si가 결합되어 있는 PACS가 PAC에 비하여 보다 더 효과적이라고 하였으나 본 실험에서는 PACS에 비하여 PAC의 KMnO₄ 소비량 제거효과가 더 큰 것으로 나타났다. 최적 탁도제거를 위한 최적 응집제 주입량에서의 KMnO₄ 소비량 제거율은 원수탁도가 5NTU일 경우 최적 PAC 주입량 30mg/l일때 약 34%, 최적 Alum주입량 35mg/l일때 약 18%, 최적 PACS 주입량 10mg/l일때 약 11%였으며, 원수탁도가 10NTU일 경우 최적 PAC 주입량 25mg/l일때 약 52%, 최적 Alum 주입량 30mg/l일때 약 27%, 그리고 최적 PACS 주입량 10mg/l일때 약 36%였고, 탁도제거를 2NTU 이하로 관리할 경우 최적 응집제 주입량에서 KMnO₄ 소비량 제거율은 원수탁도가 5NTU일 경우 최적 PAC 주입량 10mg/l일때 약 16%, 최적 Alum 주입량 20mg/l일때 약 26%, 최적 PACS 주입량 10mg/l일때 약 11%였으며, 원수탁도가 10NTU일 경우에는 최적 PAC 주입량 10mg/l일때 약 82%, 최적 Alum 주입량 15mg/l일때 약 36%였다. 따라서 전반적으로 탁도 제거율과 KMnO₄ 소비량 제거율간에는 일정한 경향이 없는 것으로 나타났다.

3.1.6 TOC

응집제의 종류별 및 그 주입량에 따른 TOC의 변화를 조사한 결과는 Fig. 9에서 보는 바와 같이 원수탁도가 5NTU일 경우 Alum, PAC 및 PACS 공히 30mg/l까지는 그 주입량이 증가할수록 TOC가 감소되었으며, 그 감소정도는 PACS > PAC > Alum순이었다. 그러나 응집제 주입량 30mg/l 이후부터는 TOC가 일정수준으로 유지되었으며, 이때 상징수내 pH는 Alum을 주입했을때 pH 6.9~6.6범위, PAC을 주입했을때 pH 7.2~6.9범위, PACS를 주입했을때 pH 6.7~6.5범위였다.

수중 humic acid의 최적 응집 pH는 5~6범위이며, humic acid 분자는 -전하를 띠고있는 colloid형태로 존재하므로 응집제의 Al³⁺과 결합하여 킬레이트화합물 형태로 되지만 수중의 pH가 증가하거나 Al농도가 과량으로 높아지면 Al수산화물의 형태로 되어 humic acid와 sweep coagulation으로 humic acid가 제거되며, 따라서 정수처리시 pH를 5~6범위로 조정하여 유기물을 제거시킨 후 음용수수질기준인 pH 5.8~8.0범위로 조절하는 것이 바람직하다고 한 보고도 있다(박미근, 1993; 김상구, 1995). 그러나 일반적으로 실제 정수장에서 염소소독 후 정수의 pH는 6.5정도로서 이러한 제의는 실제 정수장 처리시설여건으로는 현실적으로 어려운 점이 있을 것으로 판단되었다.

따라서 본 실험에서 pH조정없이 응집제 주입량만으로 유기물을 제거하였을 경우 PAC, Alum 및 PACS 공히 그 주입량 30mg/l까지는 수중 TOC가 감소하였으나 30mg/l 이상 주입하였을 경우에는 이들 응집제 모두 30mg/l에서의 TOC 감소와 거의 동일 수준인 약 52%의 TOC감소율을 보였다. 이는 응집제 주입량이 증가할수록 원수내의 pH가 감소됨으로서 +전하를 많이 띠는 활성 Al종들이 증가되어 유기물 표면의 -전하를 감소시켜 응집초기에는 흡착중화반응이 일어나고 그 후에는 sweep flocc현상이 일어나 응집제와 유기물간의 가교작용에 의하여 응집되었기 때문인 것으로 생각되었다.

3.1.7 음이온

응집제 종류별 및 그 주입량에 따른 수중 음이온인 Cl⁻, SO₄²⁻ 및 NO₃⁻의 변화를 조사한 결과는 Table 4와 같다. 수중 Cl⁻ 함량의 변화는 원수탁도 5NTU일 경우 PAC 주입량 10mg/l까지는 감소되었으나 15mg/l부터 다시 증가하였으며, PACS 주입량 20mg/l까지 감소되다가 25mg/l부터 증가하였고, Alum 주입량 10~45mg/l 범위에서 농도의 증감은 다소 있었으나 대체적으로 일정한 수준을 유지하고 있었다. 그리고 원수탁도 10NTU일 경우 PAC 주입량 5mg/l부터 Cl⁻ 농도의 증감이 있었으나 전반적으로 계속 증가하는 경향이었던 이는 수중에서 PAC중에 있는 Cl⁻의 해리정도가 PACS보다 크게 일어났기 때문인 것으로 생각되었다.

응집제 주입량에 따른 수중 SO₄²⁻ 변화는 원수탁도가 5 및 10NTU일때 PAC 및 PACS를 주입할 경우 SO₄²⁻ 농도는 일정한 수준에서 변동하고 있었으나, Alum을 주입할 경우에는 그 주입량이 증가할수록 SO₄²⁻ 농도는 계속 증가하였다.

진양호소수의 효과적인 정수처리를 위한 최적응집제 주입량 결정

Table 4. Variation of anions according to coagulation dosage

Anions	Turbidity	Coagulants	Coagulant dosage(mg/ℓ)									
			0	5	10	15	20	25	30	35	40	45
Cl ⁻	5NTU	Alum	24.8	14.2	10.6	9.5	8.3	7.1	10.4	12.3	6.1	8.8
		PAC	24.8	8.3	7.8	8.1	8.5	15	20.8	15.8	14.6	15
		PACS	24.8	15.3	14.1	13.5	12.1	21.2	17.2	-	-	-
	10NTU	Alum	18	13.9	12.9	13.5	14.6	15.3	16.1	17.4	16.5	16.7
		PAC	18	14.3	22.3	14.8	19	21.5	18.3	21.7	22.1	24.3
		PACS	18	16	17.7	17.2	-	-	-	-	-	-
SO ₄ ²⁻	5NTU	Alum	9.6	9.64	9.7	9.8	9.8	12.3	14.6	11.1	22.7	-
		PAC	9.6	4.68	4.66	6.5	9.4	6.3	9.02	6.38	5.3	6.5
		PACS	9.6	8.3	6.4	5.6	20.7	6.6	5	-	-	-
	10NTU	Alum	16.1	18.7	20	22.3	23.8	24.4	26.6	28.2	29.4	30.7
		PAC	16.1	16.3	16.7	15.6	15.9	17	16.1	16.4	16.2	16.3
		PACS	16.1	16.4	16.5	16.2	-	-	-	-	-	-
NO ₃ -N	5NTU	Alum	0.44	0.38	0.15	0.11	0.08	0.06	0.08	0.09	0.07	0.43
		PAC	0.44	0.1	0.09	0.08	0.07	0.02	0.27	0.16	0.08	0.09
		PACS	0.44	0.18	0.16	0.14	0.08	0.19	0.22	-	-	-
	10NTU	Alum	0.87	0.74	0.7	0.74	0.81	0.84	0.83	0.85	0.86	0.81
		PAC	0.87	0.58	0.63	0.55	0.56	0.71	0.57	0.59	0.57	0.58
		PACS	0.87	0.71	0.73	0.20	-	-	-	-	-	-

그리고 응집제 주입량에 따른 수중 NO₃-N 함량변화는 원수탁도 5NTU일때 응집제 주입량이 증가할수록 전반적으로 감소되었으며, 그 감소되는 정도는 PAC > Alum > PACS순으로서 PAC를 주입했을 경우에 NO₃-N 제거율이 가장 높았으며, 원수탁도 10NTU일때는 PACS를 주입하였을 경우에 NO₃-N 제거율이 가장 높았다.

3.2 침전시간별 탁도제거율

최적응집제 주입량을 침전시간 16분대의 잔류탁도 (Fig. 4)로서 결정할 경우 응집제 주입량 범위가 넓게 분포되어 있어 최적 응집제 주입량을 결정하기가 어려우므로 침전시간별 탁도제거율로서 최적 주입량을 결정하여야 할 것으로 판단되었다. 침전속도별 탁도제거율은 응집제를 주입한 후 침전시간대별로 수면 10cm에서 시료를 채취하고 탁도를 측정하여 주입전 탁도와 대비, 백분율로 표시함으로써 이를 탁도제거율로 하였다. 따라서 예를들어 침전시간 2분은 침전속도 10cm/2min, 즉 5cm/min.에 해당된다.

본 실험에서 침전속도별 탁도제거율을 조사하기 위한 Jar test를 진주시 상수도사업소의 실제 침전지 표면부 하울과 유사하게 침전속도 1.25 cm/min.(침전시간

8min.)과 2.5cm/min.(침전시간 4min.)에서 탁도제거율을 조사하였으며 그 결과는 다음과 같다.

3.2.1 Alum 주입경우

Alum 주입시 침전시간별 탁도제거율은 Fig. 10에서 보는 바와 같이 원수탁도 5NTU일 경우 최적 Alum주입량은 35mg/l로서 침전속도 2.5cm/min.인 침전시간 4분대에서는 약 10%의 탁도제거율을 나타내었으며 침전속도 1.25cm/min.인 침전시간 8분대에서는 약 72%의 탁도제거율을 나타내었다. 그리고 원수탁도 10NTU일 경우 최적 Alum 주입량은 10mg/l로서 침전속도 2.5cm/min.일 경우 약 52%, 침전속도 1.25cm/min.일 경우는 약 70%의 탁도제거율을 나타내었다.

3.2.2 PAC 주입경우

PAC 주입시 침전시간별 탁도제거율은 Fig. 11에서 보는 바와 같이 원수탁도 5NTU일 경우 PAC 30mg/l 주입시에 가장 양호하였으며, 침전속도 2.5cm/min.에서의 탁도제거율은 약 44%였고 침전속도 1.25cm/min.에서는 약 62%의 탁도제거율을 보였다.

원수탁도 10NTU일 경우 최적 PAC 주입량은 15mg/l로서 침전속도 2.5cm/min.일 경우 약 90%,

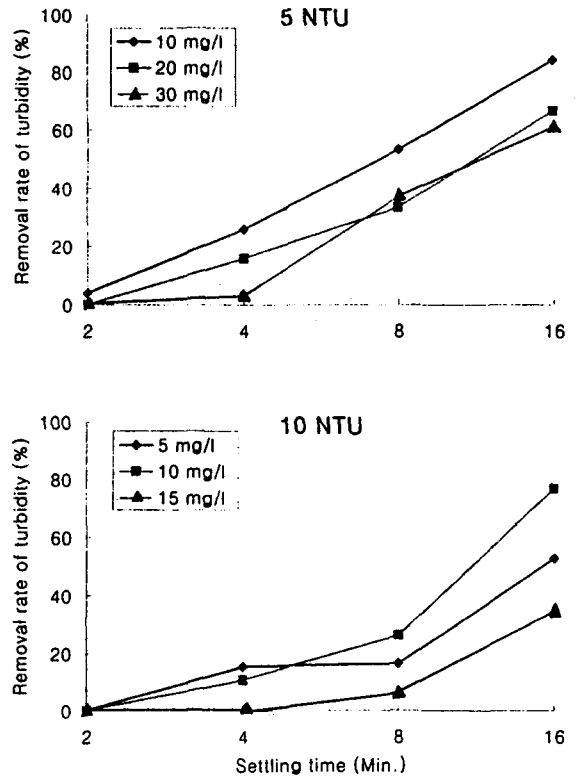
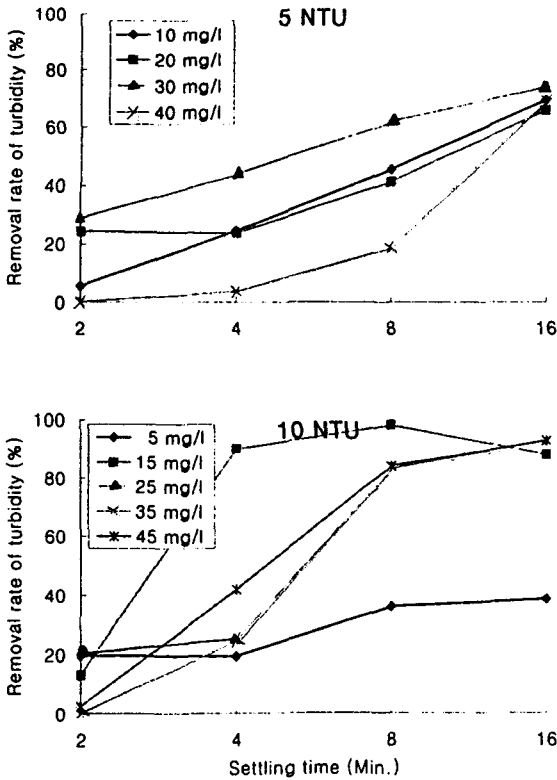


Fig. 11. Removal rate of turbidity at the settling time by PAC dosage.

Fig. 12. Removal rate of turbidity at the settling time by PACS dosage.

침전속도 1.25cm/min.에서 약 95%의 탁도제거율을 나타내었으나 침전시간 16분대에서는 오히려 잔류탁도가 증가되는 것으로 나타났으며 이는 16분대에서는 생성된 floc이 파괴되었기 때문인 것으로 생각되었다.

3.2.3 PACS 주입경우

PACS 주입시 침전시간별 탁도제거율은 Fig. 12에서 보는 바와 같이 원수탁도 5NTU일 경우 최적 PACS 주입량은 10mg/l로서 침전속도 2.5 cm/min.일 경우 약 25%, 침전속도 1.25cm/min.일 경우는 약 55%의 탁도제거율을 보였으며, 원수탁도 10NTU일 경우도 최적 PACS 주입량은 10mg/l으로써 침전속도 2.5cm/min.일 경우는 약 10%, 1.25cm/min.에서는 약 28%의 탁도제거율을 보였다.

이상의 결과를 미루어 볼때 침전시간별 탁도제거율은 PAC를 주입할 경우 Alum과 PACS에 비하여 탁도제거율이 높게 나타났으며 이는 PAC 주입시 floc형성속도가 Alum과 PACS에 비하여 빠르고 floc의 침강성이 우수하기 때문인 것으로 생각되었으며(Kawamura, 1981), 따라서 침전지내 급수량 변동이 심하고 표면부하율이 과부하일 경우 PAC를 사용하는 것이 유리할 것으로 판단되었다^(99~102).

3.3 Zeta potential

원수중 콜로이드는 거의 대부분 음전하를 띠기 때문

에 같은 전하끼리는 정전기적 척력이 작용하여 침전되기 어려우며, 이러한 콜로이드 입자를 불안정화시키려면 colloid와 반대전하를 띠는 금속을 주입하여 입자의 표면을 중성화시켜 floc을 형성시키고 floc의 자체 비중으로 침전되게 하여야 한다. 이러한 응집 메카니즘을 흡착-중화반응(Adsorption Charge Neutralization)이라고 하며 colloid의 입자가 0 charge에 이르게 되는 응집제 주입량에서 floc형성이 가장 양호한 것으로 알려져 있다(David, 1983; Hanson, 1989).

따라서 본 실험에서는 침전시간 16분대의 침전된 floc을 부상시켜 30ml를 취한 다음 Laser zee meter을 이용하여 전압 150V에서 Zeta potential을 측정하였으며 그 결과는 Fig. 13에서 보는 바와 같다.

원수탁도 5NTU일 경우 탁도제거율이 가장 높은 응집제 주입량인 Alum 35, PAC 30 및 PACS 10mg/l에서의 Zeta potential은 -16mV~-11mV사이에 있었으며, 10NTU일 경우 탁도제거율이 가장 양호한 주입량인 Alum 30, PAC 25 및 PACS 10mg/l에서 Zeta potential은 0~0.5mV 범위내에 있는 것으로 나타나 응집제 종류 및 그 주입량이 상이하더라도 가장 응집이 양호한 상태에서의 Zeta potential은 일정 수준 범위내에 있는 것으로 나타났다.

4. 적 요

상수원수의 효과적인 처리를 위한 최적 응집제 주입

진양호소수의 효과적인 정수처리를 위한 최적응집제 주입량 결정

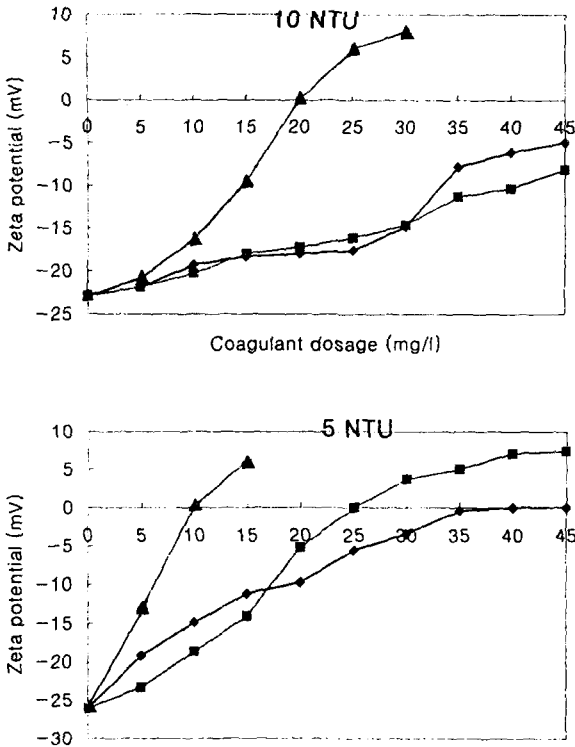


Fig. 13. Variation of Zeta potential according to coagulant dosage.
 (■) ALUM, (◆) PAC, (▲) PACS

량을 결정하기 위하여 상수원수의 콜로이드성 오염물질 처리를 위한 Alum, PAC 및 PACS의 응집제 주입량별 탁도제거 및 원수특성변화를 조사한 결과는 다음과 같다.

최저 잔류탁도를 나타내는 최적 응집제 주입량은 원수의 탁도가 5NTU인 경우 Alum은 35mg/l, PAC은 30mg/l 및 PACS는 10mg/l 이었고, 원수의 탁도가 10NTU인 경우 Alum은 30mg/l, PAC은 25mg/l 및 PACS는 10mg/l 이었으며, 이때 침전시간 4분 및 8분 대의 탁도제거율은 원수탁도 5NTU인 경우 Alum은 10 및 72%, PAC은 44 및 62%, PACS는 25 및 55%였고, 원수탁도 10NTU인 경우에는 Alum은 52 및 70%, PAC은 90 및 95%, PACS는 10 및 28%였다.

PAC이 Alum 및 PACS에 비하여 flocc형성속도와 침강성이 우수하고 탁도제거율도 높게 나타나 침전지내 급수량 변동이 심하고 표면부하율이 과부하일 경우 PAC을 사용하는 것이 유리할 것으로 판단되었다.

원수의 탁도별 응집제 주입량에 따른 pH 및 알칼리도는 응집제 주입량이 증가할수록 감소되었으나 각 응집제 최대 주입량에서 pH는 음용수 수질기준인 pH 5.8이하로는 감소되지 않았으며, 알칼리도도 재탁현상이 일어날 수 있는 10mg/l 이하로는 감소되지 않았다.

처리수중 잔류 Al은 원수탁도 5 및 10NTU인 경우 Alum과 PAC은 그 주입량이 저농도에서 고농도로 갈수록 잔류탁도가 감소함으로써 잔류 Al도 감소하였으나

PACS는 잔류탁도가 증가하는 주입량에서도 잔류 Al은 감소하였다.

수중 KMnO₄ 소비량은 응집제 주입량이 증가할 수록 감소되었으며, 최저 잔류 탁도를 나타내는 최적 응집제 주입량에서의 KMnO₄ 소비량 감소율은 원수탁도 5NTU일 경우 PAC 39%, Alum 18% 및 PACS 11%였으며, 10NTU일 경우에는 PAC 42%, Alum 27% 및 PACS 36%로서 전반적으로 탁도제거율과 KMnO₄ 소비량간에는 일정한 경향이 없는 것으로 나타났다.

수중 TOC는 응집제 주입량이 증가함에 따라 약간씩 감소되었으나 응집제 주입량 30mg/l 이후부터는 일정 수준으로 유지되었으며, 감소되는 정도는 PACS > PAC > Alum순이었다.

최저 잔류탁도를 나타내는 최적 응집제 주입량에서의 Zeta potential은 원수탁도가 5NTU일 경우 Alum, PAC 및 PACS 모두 -20mV~-15mV사이였으며, 원수탁도가 10NTU일 경우에는 0~0.5mV 범위에 있는 것으로 나타나 응집제 종류 및 주입량이 상이하더라도 응집효율이 가장 양호한 상태에서의 Zeta potential은 일정한 범위내에 있는 것으로 나타났다.

참 고 문 헌

건설교통부. 1985. 상수도시설기준. 120~126.
 건설교통부. 1990. 상수증장기개발 계획.
 박종운. 1995a. 실리카이트가 linking된 무기고분자의 정수처리특성과 응용. 한국수도협회지. 22(2) : 104~122.
 박종운. 1995b. 정수처리에서 무기고분자의 분자량과 Si 성분이 응집/침전에 미치는 영향. 한국수처리기술학회. 3(2) 31~42.
 권속표. 1993. 수도수의 수질기준과 정수처리. 한국수처리기술학회. 1(2) : 19~45
 김상구, 권동민, 이정규, 류상원, 최근주. 1995. 응집제 주입량의 결정 및 잔류알루미늄에 관한 연구. 부산광역시 상수도 사업본부 수질검사소 상수도연구보. 1 : 5~14.
 김상구. 1995. pH에 따른 응집특성 및 유기물 제거에 관한 연구. 한국수처리기술학회. 3(1) : 35~43.
 김승현. 1996. 철서정수장 정수공정 개선방안에 관한 연구보고서(1).
 김진근. 1994. 상수처리에서 수온 및 알칼리도가 응집 효과에 미치는 영향. 서울대학교 보건대학원 석사학위논문.
 김홍석, 김성현. 1993. Jar-Test를 이용한 응집제 주입량 결정에 관한 실험연구. 대한상하수도학회지. 2 : 39~46.
 박미근. 1993. 낙동강 수계에서의 Humic acid의 특성과 응집제거에 관한연구. 부산수산대학교 박사학위논문.
 이현동, 정원식. 1996. 상수 수질오염사고 대비방안에 관한 연구. 한국수도협회지. 23(12) : 20~37.
 정용. 1993. 음용수의 안정성 평가. 한국수도협회지. 60 : 22~35.

- 정진성. 1996. 상수도정책방향. 한국수도협회지. 23(12) : 3~19.
- 진주시상수도사업소. 1993 및 1994. 일일수질분석일지 및 정수약품수불관리 대장.
- 진주시 상수도 시설현황. 1997. 진주시 상수도사업소.
- 최계운. 1993. 정수시설 운영과 배수시설내 용수공급의 안정성. 한국수도협회지. 60 : 43~56.
- 한무영. 1993. 고도정수처리 도입의 타당성 검토. 대한상수도학회지. 2 : 47~54.
- 환경오염공해공정시험법. 1992. 동화기술.
- Amirtharajah, A. and Mills K. J. 1982. Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulations. J. AWWA. 74(4) : 210~216
- APHA, AWWA, WPCF. 1985. Standard methods for the examination of water and wasterwater. 17th ed.
- Camp, T. R. 1968. Floc volumn concentration. Jour. AWWA. 60 : 656~670.
- David, R. W. 1983. Flocculation and sedimentation in water treatment : Field measurements and testing of a mathematical model. Master's thesis of university of Texas. 26~29.
- Hanson, A. T. 1989. The effect of water temperature and reactor geometry on turbulent flocculation. Master's thesis Iowa state university.
- Hudson, J. E. Jr. 1981. Water clarification processes practical design and evaluation. Van nostrand reinhold company.
- Kawamura , S. 1981. Hydraulic scale-model simulation of the sedimentation process. Jour. AWWA. 73 : 372~378.
- Vrale, L. and Jorden R. M. 1971. Rapid mixing in water treatment. J. AWWA. 63 : 52~57.