

금속염 응집제를 이용한 폐 슬러지 개량 및 탈수 특성

이 창 한

부산가톨릭대학교 환경공학과

(2008년 1월 7일 접수, 2008년 7월 10일 채택)

The Sludge Conditioning and Dewatering Properties of Waste Sludge with Metal Salt

Chang Han Lee

Department of Environmental Engineering, Catholic University of Pusan

ABSTRACT : Sludge conditioning is widely used to improve aggregation and dewaterability of waste sludge in sludge treatment processes. The study aims to examine quantitative correlations between coagulant dosage and sludge cake dewaterability using three kinds of coagulants, such as an aluminum sulfate, a ferric chloride, and a poly aluminum chloride(PAC). When an aluminum sulfate, a ferric chloride, and a PAC were injected with 0.79~1.19 mmol/g, 0.61~1.25 mmol/g TSS, and 0.21~0.39 mmol/g TSS, respectively, specific resistances to filtration of the sludge were decreased at 95.0% or more. This study shows that the correlation between coagulant dosage per g sludge(D) and normalized specific resistance to filtration(R) could be expressed by the exponential functions.

Key Words : Waste Sludge, Coagulant, Conditioning, Dewatering

요약 : 슬러지 개량은 폐 슬러지의 응집성 및 탈수성을 개선하기 위해 슬러지 처리 공정에서 널리 사용되고 있다. 본 연구는 3종의 응집제(Alum, FeCl₃ 및 PAC)를 이용하여 응집제 투입량과 슬러지 케이크의 탈수성의 정량적인 상관관계를 도출하고자 하였다. Alum, FeCl₃ 및 PAC가 0.79~1.19 mmol/g, 0.61~1.25 mmol/g TSS, 및 0.21~0.39 mmol/g TSS로 투입되었을 때, 슬러지의 여과비저항은 초기값에 비해 약 95.0% 이상 감소되었다. 이 실험 결과에서 슬러지 g당 응집제 투입량(D)과 무차원 여과비저항(R)의 관계는 지수함수적인 관계로 나타낼 수 있었다.

주제어 : 폐슬러지, 응집제, 개량, 탈수

1. 서론

하수처리장에서 발생하는 하수슬러지는 함수율이 높고 유기물이 다량 함유되어 처리과정에서 악취 및 해충발생으로 환경적인 피해가 발생할 우려가 있다. 최근 유기물의 함량이 높은 하수슬러지의 경우 폐기하기 보다는 슬러지에 포함된 유기물을 재이용하는 측면에서 대안이 제시되고 있다. 국내의 경우 매립, 소각, 해양투기 등의 방법으로 처리되고 있으며, 환경부에서는 유기성 슬러지의 재활용과 매립지 사용수명 연장 등을 위해 직매립 금지 규정을 도입하였다. 즉, 2001년 1월 1일부터는 1만 m³/일 이상의 공공하수처리장은 탈수케익 함수율이 75% 미만인 경우에만 육상 직매립이 가능하며, 2003년 7월 1일부터는 유기성 슬러지의 함수율과 관계없이 육상 직매립을 금지하고 있다.¹⁾ 미국의 환경보호국(EPA)은 1994년 2월부터 하수슬러지의 유효이용을 위해 하수처리장 폐 슬러지의 재사용에 관한 법을 제정하여 시행하고 있다. 1998년말 기준, 가정하수와 도시하수를 처리·처분하는 공공 혹은 민간의 하수처리장에

서 발생하는 하수슬러지를 퇴비화 및 농지주입(47%), 고형화 및 건조화(6%)로 약 53%를 자원화하여 재이용한다고 보고하였다.²⁾

하수슬러지의 재이용은 방법의 선정도 문제이지만 재이용을 위해 슬러지에 포함된 함수율을 일정 수준이하로 낮추는 것이 중요하며, 이러한 문제를 해결하기 위해 다양한 기술들이 제시되고 있다.³⁾ 하수슬러지 농축 및 탈수 공정은 중력식으로 농축하여 원심분리, 필터프레스, 및 벨트프레스를 이용하여 탈수하는 것이 일반적으로 이루어지고 있다. 이 공정의 운영을 포함한 처리비용은 하수 전체 처리비용의 20~25%를 차지하고 있어 슬러지 부피를 감량화 및 제반 처리비용을 줄이는 것이 중요한 문제이다. 하수슬러지의 효율적인 농축 및 탈수 방법은 약품 전처리, 슬러지 세척, 열처리 등이 사용되고 있으며, 이 방법 중 경제성 측면에서 약품 전처리가 가장 효율적이라고 평가되고 있다. 약품 전처리는 슬러지 입자 표면의 전기적 음전하의 중화 및 플럭 내 존재하는 양이온과 이온 교환이 이루어져 플럭의 응집 및 탈수성을 높이게 된다.⁴⁾ Higgins와 Novak⁵⁾은 1가 양이온 농도가 2가 양이온 농도의 2배 이상이 되면 플럭의 응집성을 감소시켜 탈수성이 저하된다고 하였다. 이⁶⁾는 생물학적 슬러지의 응집(bioflocculation)에 있어 일정한

† Corresponding author
E-mail: chlee@cup.ac.kr
Tel: 051-510-0624

Fax: 051-510-0628

개량 조건에서 개량제로 주입된 3가 양이온인 Al^{3+} 와 Fe^{3+} 가 슬러지 플럭을 형성하는 2가 양이온(Ca^{2+} 와 Mg^{2+})과 이온교환이 이루어져 플럭의 응집성이 증가하여 탈수성이 향상되고 케이크 내의 함수율이 감소된다고 하였다. 본 연구는 기존에 사용되는 개량제(응집제)를 이용하여 폐 슬러지 플럭의 응집성을 향상시켜 폐 슬러지 케이크의 탈수성을 높이고자 하였으며, 슬러지 개량시 슬러지 농도와 개량제의 종류 및 주입량에 따른 슬러지 케이크의 탈수성을 정량적인 비교를 하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험재료

개량 및 탈수 실험에 사용된 슬러지는 도시 생활하수를 처리하는 부산 S 하수처리장의 혐기성 소화슬러지를 전처리한 후 사용하였다. 소화슬러지의 전처리는 다른 이온의 영향을 줄이기 위하여 탈 이온수로 3회 세척하여 1가와 2가 이온이 개량 조건에 미치는 영향을 최소화하였다. 세척된 슬러지는 2,380~29,000 mg/L의 농도로 조절하여 슬러지 개량과 탈수 실험을 위해 사용하였으며, 이 조건은 채취된 소화슬러지 농도인 약 30,000 mg/L 조건에서 소화슬러지 농도와 응집제 주입량에 대한 정량적인 상관관계 도출이 어려웠기 때문에 저농도에 응집제 주입량과 탈수성 실험을 수행한 후 고농도 슬러지에 대한 탈수성을 비교하였다. 응집제에 의한 슬러지 개량은 Table 1에 나타난 것과 같이 시약급 황산알루미늄($Al_2(SO_4)_3 \cdot 13-14H_2O$) 및 철염($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) 그리고 공업용 폴리염화알루미늄(PAC)을 일정한 농도의 표준용액을 제조한 후 희석하여 사용하였다.

2.2. 실험방법

슬러지 개량은 Saveyn 등⁷⁾의 슬러지 개량 조건과 유사하게 Jar-tester를 이용하여 개량 조건을 급속교반(rapid mixing)이 250 rpm($748.2 s^{-1}$)에서 60초와 완속교반(slow mixing)이 30 rpm($30.1 s^{-1}$)에서 900초로 일정하게 하여 여과비저항을 비교하였다. 슬러지 개량은 2,380~29,000 mg/L로 농도로 조절된 슬러지 현탁액 500 mL에 Table 1에 나타난 농도 범위로 조절된 응집제 용액을 5 mL씩 주입하였으며, 표준용액의 희석하여 응집제를 슬러지 g당 0.5~40.0 mmol이 되도록 주입하였다. 응집제 주입량은 Al^{3+} 와 Fe^{3+} 이온의 영향을 비교하기 위하여 물농도로 환산하였다. 슬러지 탈수는 Fig. 1에 나타난 것과 같이 슬러지를 개량한 후 탈수 실험 순으로 진행하였다.

Table 1. Coagulant characteristics used in this study

Items	Chemical structure	Standard solution, g/L(mmol/L)
Alum	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14-18H_2O$	1.43 - 99.95(53.59 - 3746.25)
PAC	$[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m$	0.51 - 40.59(19.12 - 1521.36)
$FeCl_3$	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	0.42 - 166.67(7.52 - 2984.24)

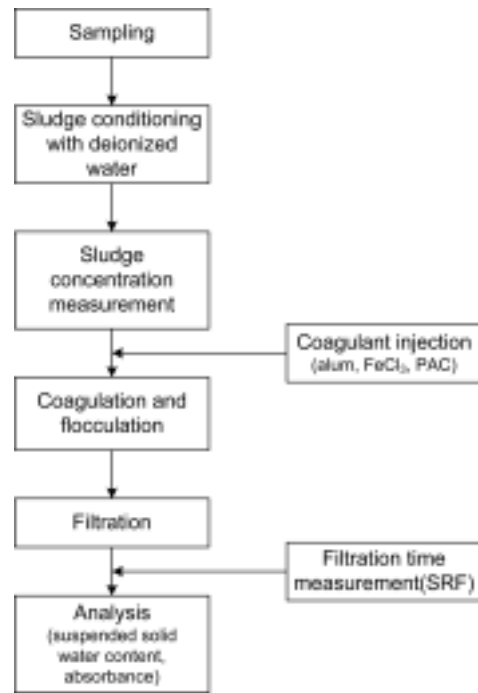


Fig. 1. Summary of the experimental procedure.

슬러지의 탈수성은 식 (1)과 같이 Darcy 식으로 표현되는 여과평균비저항(specific resistance to filtration)으로 비교하였다.

$$\frac{dV}{dt} = \frac{P_T A^2}{\mu(rCV + R_M A)} \quad (1)$$

여과비저항은 Fig. 2에 나타난 Buchner funnel test를 사용하여 측정하였다. 수류식 진공 펌프(aspirator)를 이용하여 700 mmHg 정도로 진공압력을 고정하고 직경 3.63 cm의 원통형 유리 실린더에 일정 농도의 슬러지 부유액을 주입한 후 여과시간(t)에 따른 여액부피(V)를 측정하였다.

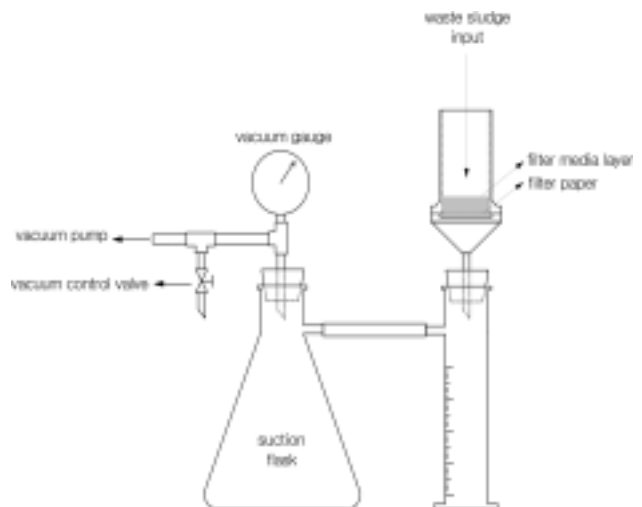


Fig. 2. Büchner funnel apparatus used for sludge dewatering test.

여과시간과 여액부피의 상관관계로부터 t/V 와 V 의 관계로부터 슬러지의 평균여과비저항을 계산하였다. 이때 슬러지 여액의 점도는 물의 점도와 같다고 가정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 슬러지 농도에 따른 응집제 주입량

Fig. 3은 소화슬러지 농도와 alum 주입량에 따른 탈수시 여과비저항을 나타낸 것이다. 소화슬러지 농도는 2,700, 5,400, 13,500 및 27,500 mg/L로 조절하였으며, 각 슬러지 농도에서 개량하기 전 여과비저항은 6.89×10^{14} , 5.75×10^{14} , 1.20×10^{15} 및 2.61×10^{15} m/kg이었다. Alum 주입후 여과비저항은 1.28×10^{13} , 1.57×10^{13} , 1.21×10^{13} 및 8.70×10^{13} m/kg으로 응집제 주입전 여과비저항에 비해 96.78~99.89%로 감소되는 조건에서 슬러지 g당 응집제 주입량은 0.7924~1.1887 mmol/g TSS이었다. Fig. 4는 소화슬러지 농도와 $FeCl_3$ 주입량에 따른 여과비저항을 나타낸 것이다. 소화슬러지 농도는 2,380, 4,760, 19,600 및 23,800 mg/L로 하였으며, 각 슬러지 농도에서 여과비저항은 7.16×10^{14} , 8.22×10^{14} , 1.66×10^{15} 및 3.91×10^{15} m/kg이었다. Fig. 4는 Fig. 3에 비해 응집제 주입 전 슬러지의 여과비저항이 약 40% 정도 높았으며, 각 실험조건에서 이 결과와 유사하게 개량전 소화슬러지의 여과비저항은 시료채취 시점의 슬러지 성상에 따라 크게 차이를 보였다. 이는 Novak 등⁸⁾이 제시한 결과와 같이 혐기성 소화시간 등의 조건 변화에 따라 슬러지 플러크가 해체될 수 있고, 이 때 Ca^{2+} 와 Mg^{2+} 이온이 현탁액 중으로 용출되어 용액 중 이온강도에 따라 슬러지 플러크의 크기 변화되기 때문에 개량시 응집제 주입량의 증가 및 탈수성이 감소된 것으로 사료된다. $FeCl_3$ 을 주입 후 여과비저항은 5.97×10^{13} , 1.48×10^{13} , 5.29×10^{13} 및 5.02×10^{14} m/kg으로 응집제 주입전 여과비저항에 비해 87.17~98.21%로 감소되는 조건에서 슬러지 g당 응집제 주입량은 0.6090~1.2539 mmol/g TSS이었다. Fig. 5는 알루미늄계 고분자 응집제인 PAC를 사용하여 소화슬러지 농도에 따른 여과비저항을 나타낸 것이다. 소화슬러지 농도는 2,700, 5,400, 23,460 및 29,000 mg/L로 조절하였으며, 응집제 주입 전 초기 여과비저항은 7.78×10^{14} , 1.09×10^{15} , 1.74×10^{15} 및 1.93×10^{15} m/kg이었다. 응집제 주입 전 여과비저항에 비해 93.49~99.69%로 감소되는 조건에서 슬러지 g당 응집제 주입량은 0.2068~0.3962 mmol/g TSS이었으며, 이 때 여과비저항은 5.06×10^{13} , 9.29×10^{12} , 5.39×10^{12} 및 3.06×10^{13} m/kg이었다. PAC는 액체상태로서 플러크 형성에 영향을 주는 알루미늄 수화물 이온이 형성된 구조이기 때문에 alum과 $FeCl_3$ 에 비해 슬러지 g당 응집제 주입량이 50% 이상 적게 주입되어도 동일한 응집 및 탈수성 유지가 가능하였다. 응집제 주입에 따른 소화슬러지 현탁액의 pH는 슬러지 농도와 응집제 주입량에 따라 선형적으로 감소하는 경향을 나타내었으며, 이는 슬러지 농도가 높을수록 슬러지 플러크에 의해 pH 완충작용이 커져 pH의 감소폭은 완만해진 것으로 판단된다.

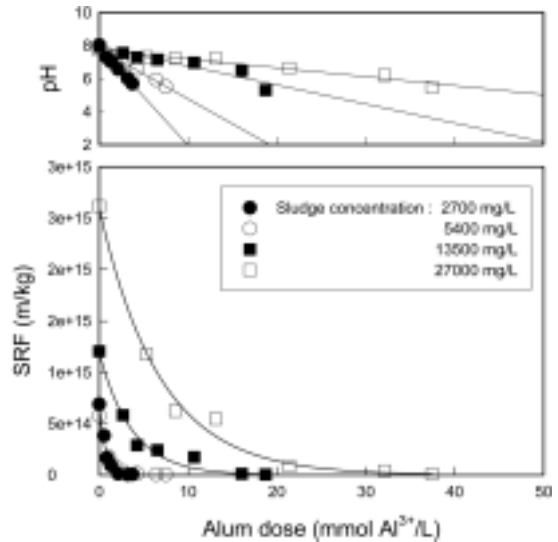


Fig. 3. Effect of alum dose on SRF of preconditioned sludge.

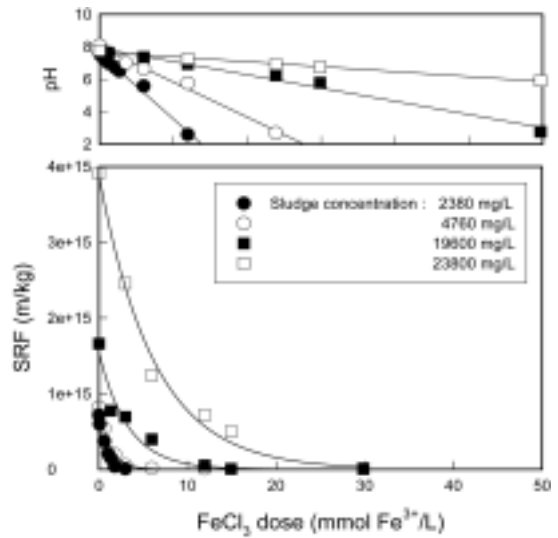


Fig. 4. Effect of $FeCl_3$ dose on SRF of preconditioned sludge.

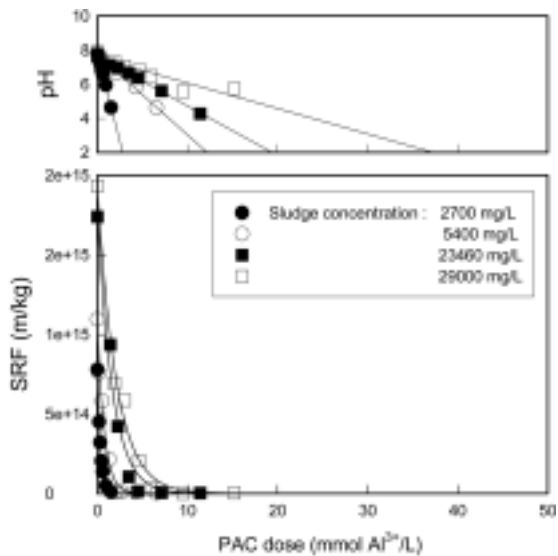


Fig. 5. Effect of PAC dose on SRF of preconditioned sludge.

3.2. 여과비저항과 응집제 주입량의 상관관계

Chang 등⁹⁾은 폐 활성슬러지와 무두질 공정의 슬러지 농도가 13,156~30,853 mg/L에서 PAC 주입량이 등전점 부근까지는 여과비저항이 크게 감소된다고 하였고, Lee와 Liu¹⁰⁾는 3종의 양이온 고분자 응집제에 의한 폐 활성슬러지 개량 및 탈수 실험에서 두 종의 응집제를 동시에 사용하는 것이 여과비저항을 더 낮출 수 있다고 보고하였다. 기존의 연구는 각 슬러지 농도 조건에서 최적의 응집제 주입량을 결정하는 것이었고, 슬러지 농도, 여과 비저항 및 응집제 주입량과 같은 실험 조건에 따라 달라지는 응집제 주입량과 여과비저항의 상관관계에 대한 정량적인 비교는 하지 않았다. 본 연구에서는 Fig. 3, Fig. 4, 그리고 Fig. 5에서 도출된 여과비저항과 응집제 주입량을 비교하였을 때, 각 슬러지 농도에서 응집제 주입량에 따라 지수함수 형태로 여과비저항이 감소하는 경향을 보였다. 따라서 슬러지 농도와 여과비저항의 관계는 지수함수 형태로 상관관계를 도출하여 정량적으로 비교하였다. 다만, 여기에서 도출된 상관성은 여과비저항과 응집제 주입량이 0~40 mmol/L인 범위에서 지수함수적인 감소현상을 보이기 때문에 실험 범위 내로 한정화하였다. 실험 범위 이상으로 과량의 응집제를 주입하게 되면 플럭의 해체현상이 발생하여 여과비저항이 높아지는 경향을 보이기 때문에 정량적인 평가가 어려울 것으로 판단된다.

$$R = a \exp(-bD) \tag{2}$$

식 (2)에서 상수 a 와 b 를 구하기 위하여 양변에 \ln 을 취하여 풀면 (3)과 같이 나타낼 수 있다. 여기에서, R ($R = SRF/SRF_0$)은 무차원 여과비저항으로서 각 실험조건마다 초기 여과비저항이 다르기 때문에 초기 여과비저항(SRF_0)을 각 여과비저항(SRF)으로 나눈 값으로 정의하였다. D 는 응집제 주입량($mmol/L$)에 소화슬러지 농도(g TSS/L)를 나눈 슬러지 g 당 응집제 주입량($mmol/g$ TSS)으로 정의하였다. a 와 b 는 D 와 R 의 상관관계에서 구해진 상수이다.

$$\ln R = -bD + \ln a \tag{3}$$

식 (3)과 같은 관계로부터 여과비저항 $\ln R$ 과 응집제 주입량 D 로 선형화하여 기울기 b 와 절편 $\ln a$ 를 구하였다. 응집제로 사용된 alum, PAC 및 $FeCl_3$ 의 주입량에 따른 여과비저항 R 과 응집제 주입량 D 의 관계로부터 구한 상수 a 와 b 를 구하였다. 응집제로 사용된 alum, PAC 및 $FeCl_3$ 의 주입량과 여과비저항의 관계는 Table 2와 같이 지수함수적인 관계로 나타낼 수 있었다. Alum과 PAC는 두 변수의 상관계수(r^2)가 0.9760과 0.9537로서 0.9271의 $FeCl_3$ 에 비해 비교적 높게 나타났다. Fig. 6은 alum, $FeCl_3$, 그리고 PAC를 사용하여 g 슬러지당 응집제 주입량(D)에 따른 무차원 여과비저항(R)의 변화를 나타낸 것이다. Table 2에 나타난 상수 a 와 b 를 이용하여 D 와 R 의 관계를 계산하였다.

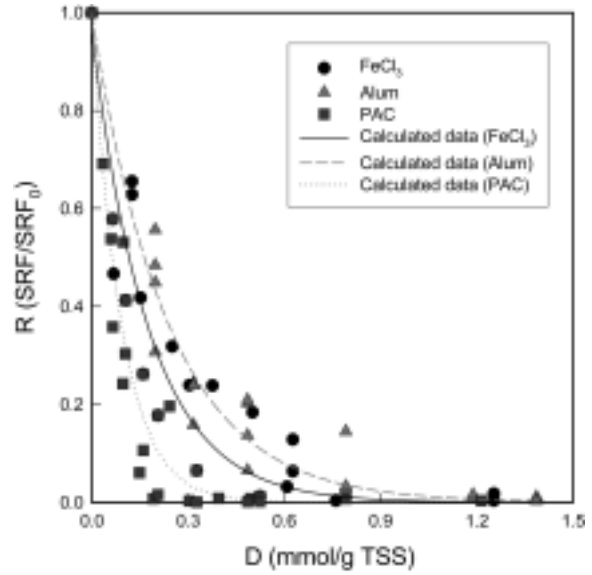


Fig. 6. The relationship between R (SRF/SRF_0) and D ($mmol/g$ TSS).

Table 2. Experimental model constants between coagulant dosages and normalized specific resistance to filtration

Coagulants	a(-)	b(-)	R^2
Alum	0.9997	4.2162	0.9760
$FeCl_3$	0.9961	5.6474	0.9271
PAC	1.0030	10.9974	0.9537

Table 2의 a 와 b 값으로부터 초기 여과비저항 95% 이상 감소하는 개량조건인 R 값이 0.05가 되는 지점에서 D 를 계산해 보면 PAC, alum 및 $FeCl_3$ 는 D 가 각각 0.2727, 0.5298, 및 0.7105 $mmol/g$ TSS로 나타났다. 이 결과에서 PAC는 alum과 $FeCl_3$ 에 비해 50% 이상 적게 응집제를 주입하여도 동일한 R 값을 얻을 수 있었다. 식 (2)를 이용한 무차원 여과비저항(R)과 g 슬러지당 응집제 주입량(D)의 상관관계는 응집제 주입량에 따른 여과비저항을 예측하기보다는 여과비저항을 최소화할 수 있는 응집제 주입량을 결정하기 위해 용이할 것이며, 이상의 범위에서는 과량의 응집제로 인하여 슬러지 플럭의 해체현상이 발생하여 여과비저항이 높아지는 경향을 보이기 때문에 적용성이 낮아질 것이다.

3.3. 응집제의 종류에 따른 슬러지 탈수효율

Fig. 7는 alum, $FeCl_3$, 그리고 PAC를 각각 0.79, 0.92 및 0.16 $mmol/g$ TSS로 주입하여 동일한 슬러지 개량조건에서 개량시킨 소화슬러지의 여과시간에 따른 함수율의 변화를 나타낸 것이다. 소화슬러지 케이크의 함수율은 응집제의 종류에 따라 차이가 있지만 여과시간이 약 200초 이상이면 함수율이 78~80%까지 감소하였다. 그러나, 78% 이하의 함수율을 얻기 위해서는 500초 이상의 긴 여과시간이 요구되었다. 본 실험에서 함수율 78%까지는 자유수가 제거되는 구간으로 볼 수 있으며 그 이하의 함수율을 가지는 구간은 결합수가 일부 제거된 것으로 판단된다. 초기

여과비저항이 95% 이상 감소되는 개량조건에서 60%의 함수율을 얻기 위해서는 1,000초 이상의 여과시간이 소요되었다. 개량전 슬러지와 3종의 응집제로 개량한 슬러지를 비교하면, 60%의 동일한 함수율을 얻기 위해서는 약 1,300초의 여과시간이 요구된다는 것을 알 수 있었으며, 이는 PAC는 응집제 주입량과 여과비저항을 비교한 실험과 유사하게 alum과 FeCl₃에 비해 낮은 응집제 주입량으로 높은 탈수효율을 얻을 수 있었다. Colin과 Gazbar¹¹⁾는 낮은 기계적인 압력 및 원심력에서 자유수(free water)가 제거되며 압력 및 원심력이 높아지면 슬러지 플러의 구조에 포함된 부착수(bind water)가 제거된다는 결과와 유사하게 본 실험에서도 동일한 개량조건에서 슬러지 케이크의 함수율은 여과시간에 비례하여 감소하였다. Fig. 8은 alum, FeCl₃,

그리고 PAC를 사용하여 개량·침전시킨 후 상등액의 흡광도를 비교한 것이다. 개량전 상등액은 흡광도는 1.233이였으며, 개량 후 15분 동안 침전시킨 후 상등액은 96% 이상의 높은 흡광도 제거율을 나타내었다. 이는 개량제가 주입됨에 따라 소화슬러지 현탁액에 부유하는 작은 플러 및 입자가 응집·침전되어 흡광도 제거율이 높아진 것으로 판단된다.

4. 결론

본 연구는 응집제인 alum, FeCl₃, 그리고 PAC를 사용하여 개량 조건 및 소화슬러지 농도에 따른 여과비저항과 탈수효율을 비교하였으며, 여과비저항과 응집제 주입량의 관계를 경험적 모델을 이용하여 실험치와 이론적 예측치를 비교하여 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1) PAC는 플러 형성에 영향을 주는 알루미늄 수화물 이온이 형성된 구조이기 때문에 alum과 FeCl₃에 비해 응집제 주입량이 50% 정도 적게 주입되어도 효율적인 응집 및 탈수가 가능하였다. 개량제 주입에 따른 소화슬러지 현탁액의 pH는 alum, FeCl₃, 그리고 PAC의 주입량에 따라 선형적으로 감소하는 경향을 나타내었으며, 응집제의 종류에 따라 감소폭이 차이를 보였다.

2) Alum, FeCl₃ 및 PAC가 0.7924~1.1887 mmol/g, 0.6090~1.2539 mmol/g TSS, 및 0.2068~0.3962 mmol/g TSS로 주입되었을 때, 슬러지의 여과비저항은 초기값에 비해 약 95.0% 이상 감소되었다. 이 결과에서 슬러지 g당 응집제 주입량(D)과 무차원 여과비저항(R)의 관계는 지수함수적인 관계로 나타낼 수 있었다.

3) Alum, FeCl₃, 그리고 PAC를 각각 0.79, 0.92 및 0.16 mmol/g TSS로 주입하여 동일한 슬러지 개량조건에서 개량시킨 소화슬러지는 슬러지 케이크의 함수율을 78% 이하로 낮추기 위해서는 500초의 여과시간이 필요하였으며, 60% 이하로 함수율을 낮추기 위해서는 1,000초 이상의 여과시간이 필요하였다.

사사

이 논문은 2007년도 정부재원(교육인적자원부 학술연구조성사업비)으로 한국학술진흥재단의 지원을 받아 연구되었으며(KRF-2007-331-D00240), 이에 감사드립니다.

사용기호

- A : filtration area, [m²]
- V : filtrate volume, [m³]
- t : filtration time, [sec]
- P_T : total pressure difference, [Pa]
- μ : viscosity of liquid, [Pa · s]
- R_T : total resistance, [m/kg]

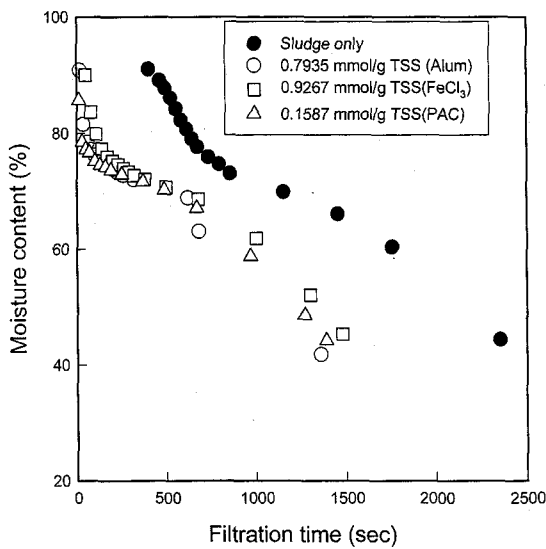


Fig. 7. Effect of filtration time on the moisture content of the dewatered sludge.

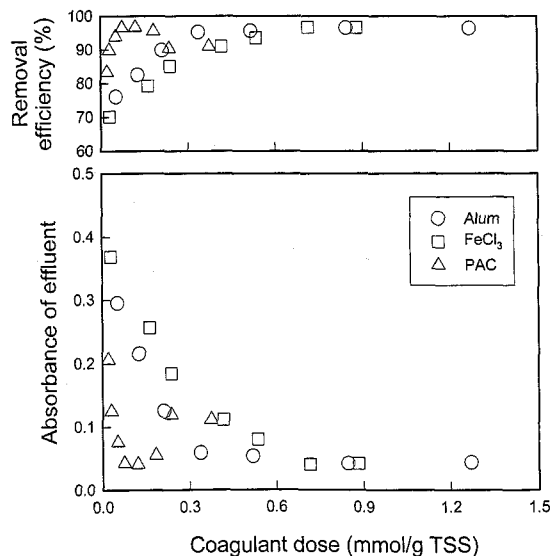


Fig. 8. Effect of coagulant dose on the removal efficiency of absorbance.

- R_M : resistance of medium, [m/kg]
- C : sludge concentration, [kg/m³]
- r : specific resistance to filtration, [m/kg]
- R : Normalized specific resistance to filtration, [-]
- D : Coagulant dosage per g sludge, [mmol/g]

참고문헌

1. 김갑수, "국내의 하수슬러지 처리·처분 현황 및 개선방안," *대한환경공학회지*, **29**(1), 8~16(2007).
2. EPA, "Biosolids Generations, Use, and Disposal in the United States," 7~24(1999).
3. Wakeman, R. J., "Separation technologies for sludge dewatering," *J. Hazard. Mater.*, **144**(3), 614~619(2007).
4. 박상숙, 강화영, 왕승호, "슬러지의 탈수 특성에 대한 마이크로파와 약품개량의 영향," *대한환경공학회지*, **27**(7), 732~738(2005).
5. Higgins, M. J. and Novak, J. T., "The effect of cations on the settling and dewatering of activated sludge : laboratory experience," *Water Environ. Res.*, **69**(2), 215~224(1997).
6. 이창한, "금속염 응집제에 의한 폐슬러지의 응집 현상 및 탈수 특성," 부산대학교 박사학위논문(2002).
7. Saveyn, H., Meersseman, S., Thas, O., and Meeren, P. V., "Influence of polyelectrolyte characteristics on pressure-driven activated sludge dewatering," *Colloids and Surfaces A*, **262**, 40~51(2005).
8. Novak, J. T., Sadler, M. E., and Murthy, S. N., "Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids," *Water Res.*, **37**(13), 3136~3144(2003).
9. Chang, G. R., Jiu, J. C., and Lee, D. J., "Co-conditioning and dewatering of chemical sludge and waste activated sludge," *Water Res.*, **35**(3), 786~794(2001).
10. Lee, C. H. and Jiu, J. C., "Enhanced sludge dewatering by dual polyelectrolytes conditioning," *Water Res.*, **34**(18), 4430~4436(2000).
11. Colin, F. and Gázbar, S., "Distribution of water in sludge in relation to their mechanical dewatering," *Water Res.*, **29**(8), 2000~2005(1995).