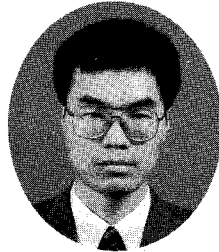


〈8〉



김복현
신성전문대 환경공학과 교수

목 차

- I. 서론
- II. 연구방법
 - 1. 실험장치 및 운전조건
 - 2. 분석항목 및 방법
 - 3. 자료분석
- III. 연구결과 및 고찰
 - 1. 예비실험
 - 2. 인제거실험

3.3.2.2. 유기물 부하량의 변화

본 실험에서는 인의 농도를 고정시킨 상태에서 유기물 부하량을 변화시켰을 때 철산화물이 포함된 슬러지의 질소제거효율을 조사하고자 실시하였다.

무산소조와 호기조의 총 수리학적 체류시간(HRT)과 반송율은 각각 7.7시간과 100%로 동일하게 유지하였고, 고히물 체류시간은 9일로 운전하였다.

운전기간동안 실험에 이용된 유입수중 TCOD의 평균 농도는 철봉을 투입한 반응조 No.1, No.2, No.3에서 각각 151mgTCOD/l, 209mgTCOD/l 및 286mg

TCOD/l였고, 철봉을 투입하지 않은 대조반응조에서는 160mgTCOD/l였다. Group No.6 반응조들의 실험결과는 표 3.10에 나타났다.

각 반응조에 유입되는 유입 오·폐수의 성상은 TCOD/TKN 비가 약6이고, 무산소조의 평균 TKN과 유기물 용적부하량은 반응조 No.1~No.3에서 각각 0.1~0.2kgTKN/m³-day와 0.7~1.3kgCOD/m³-day였다. 반면에 철봉을 투입하지 않은 대조반응조 No.4는 평균 TKN과 유기물 용적부하량이 각각 0.1kgTKN/m³-day와 0.7kgCOD/m³-day였다. 또한, 유입수중 인의 농도는 인산이수소칼륨(KH₂PO₄)을 이용하여 약 25mg/l가 되도록 하였다.

Group No.6반응조에서 석출된 철의 농도는 반응조 No.1, No.2 및 No.3에서 각각 20mgFe/l, 22mgFe/l, 23mgFe/l였으며, 반응조에 투입된 철봉의 유효 표면적은 15cm²였다. 이러한 철농도의 영향으로 반응조내 평균 MLSS의 농도는 철봉을 투입하여 진기분해시킨 폭기조와 무산소조의 전체시스템에서 평균 약 1,255~2,253mgMLSS/l로 유지되어 MLVSS/MLSS 비가 약 0.68이었다.

반면에, 철봉을 투입하지 않은 대조반응조 No.4에서는 철산화물과 같은 무기물의 증가요인이 없었기 때문에 MLVSS/MLSS 비가 일반적인 활성슬러지와 유사한 약 0.78로 유지되었고 이때의 평균 MLSS 농도는 약

표 3.10. Test results of N removal efficiency with the various organic loading in an anoxic/oxic activated sludge reactor.

Parameters		Group No.6			
		No.1	No.2	No.3	No.4
COD _c (mg/l)	Influent TCOD	151	209	286	160
	Influent SCOD	84	123	167	90
	Effluent SCOD	23	28	35	34
	TCOD R.E.(%)	84	86	87	78
PO ₄ -P (mg/l)	Influent TP	25.5	26.2	27.6	22.9
	Effluent PO ₄ -P	6.0	6.4	6.7	16.6
	R.E (%)	75	76	75	27
Effluent NO ₃ -N, mg/l		6.0	5.8	4.7	10.1
TKN (mg/l)	Influent	24.6	34.0	47.0	24.0
	Effluent	1.9	2.4	2.0	2.2
T-N R.E.(%)		67	76	86	47
TSS (mg/l)	Influent	94	137	189	93
	Effluent	17	14	17	15
	TSS R.E.(%)	82	89	91	83
Total Fe (mg/l)		20	22	23	-
MLSS (mg/l)	Anoxic	1,255	1,649	2,253	1,096
	Oxic	1,168	1,641	2,164	1,002
MLVSS (mg/l)	Anoxic	830	1,120	1,500	850
	Oxic	820	1,115	1,420	815
Return sludge flow, %Q		100	100	100	100
HRT,hr	Anoxic	2.7	2.7	2.7	2.7
	Oxic	5.0	5.0	5.0	5.0
	-	-	-	-
	Total	7.7	7.7	7.7	7.7
SRT, day		9	9	9	9
Flow rate, L/day		12	12	12	12

1,000mg/l 였다.

그림 3.25는 반응조 운전기간 동안 반응조 체적당 유기물 부하량에 따른 총질소의 제거효율을 나타내었고, 이때 총질소의 농도는 TKN, NO₃-N 및 NO₂-N의 총합으로 산출하였다.

유입수 TKN 평균농도가 46mg/l 일 때 총질소(T-N)의 제거효율은 반응조 No.1에서 처리수의 평균

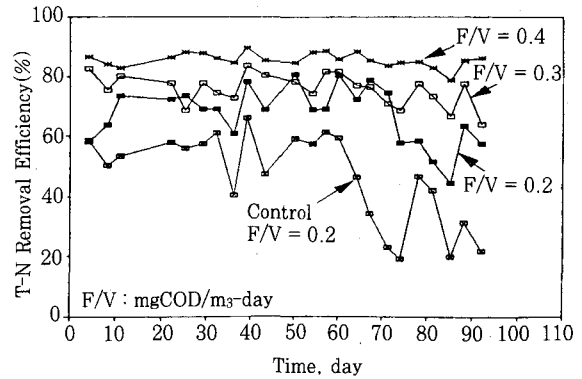


그림 3.25. Variations of T-N removal efficiency with time.

NO₃-N 농도가 6mg/l 로 나타나 67%의 효율을 보여주었고, 반응조 No.3에서는 처리수의 NO₃-N 농도가 4.7mg/l 로 나타나 86%의 효율을 보여주었다(F=73.89; df=3.84; p<0.01). 반면에 철분을 투입되지 않은 대조반응조 No.4의 T-N 제거율은 처리수중 NO₃-N 농도가 10.1mg/l 로 나타나 47%의 낮은 효율을 보여주었다. 이것은 반응조에 유입되는 용해성 유기물이 높을수록 질소 제거효율이 높게 나타나는 것을 보여주었고, 무산소조내 C/N 비가 3이상 유지되어야 탈질미생물의 전자공여체로서 용해성 유기물이 효과적으로 이용될 수 있다는 예비실험 결과와 일치하였다.

이때, 유기물 부하량이 낮은 대조반응조의 T-N 제거율이 낮은 원인은 무산소 반응조에 유입되는 용해성 유기물 농도가 낮을수록 탈질화 박테리아의 증식율이 저하되어 반응조내 미생물 단위 g당 제거된 용해성 유기물의 양도 상대적으로 줄어들었기 때문이다.

또한, 반응조내 MLSS중 휘발성 부유물질(MLVSS)이 차지하는 평균농도가 대조반응조에서는 약 830mg/l 이었으나, 철분을 투입한 반응조에서는 유기물 부하량이 증가되어 1,168~2,164mg/l 의 농도범위로 높게 유지되어 무산소조내 탈질화 박테리아의 활성도가 차이를 보여주었기 때문이다.

F/M 비 변화에 따른 T-N 평균 제거율은 그림 3.26에서 보는바와 같이, 철분을 투입한 반응조 No.1에 유입되는 F/M비는 약 0.3~0.8kgCOD/kgMLSS-day 범위로 운전되었고, 이때 F/M 비가 0.3kgCOD/kgMLSS-day 에서 0.5kgCOD/kgMLSS-day 인 범위에는 T-N 제거율이 F/M 비 증가에 따라 높아지는 경향을 보여주었다.

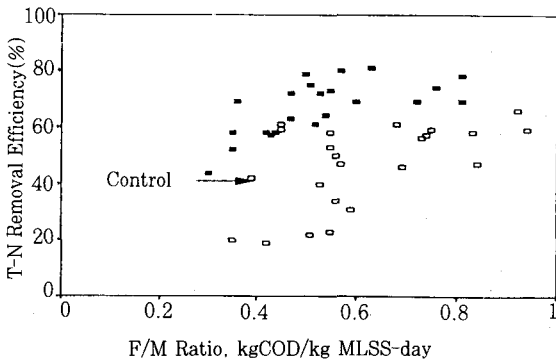


그림 3.26. Variations of T-N removal efficiency with F/M Ratio.

반면에, 철분을 투입하지 않은 대조반응조 No.4에서는 F/M비에 관계없이 총질소의 제거효율이 큰 폭으로 변화함을 보여 주었다.

이것은 유기물 부하량이 낮은 상태에서 운전기간중 슬러지벌킹(sludge bulking)에 의한 처리수중 총부유물질(TSS) 농도의 증가와 반응조내 MLVSS 농도가 평균 약 825mg/l로 매우 낮게 유지되어 무산소조의 탈질미생물의 증식율이 저하되었기 때문으로 사료된다. 그러므로, 철염이 함유된 슬러지의 T-N 제거율은 반응조에 유입된 용해성 유기물 부하량이 높을수록 대조반응조에 비해 매우 양호한 처리효율을 얻을 수 있었다.

총 유기물(TCOD)의 평균 제거율은 그림 3.27에서와 같이, TCOD 유입농도가 151mg/l인 반응조 No.1에서 처리수의 용해성 유기물(SCOD) 농도가 23mg/l로 나타나 87%의 효율을 보여주었고, 철분이 투입되지 않은 대조반응조 No.4에서는 처리수의 SCOD 농도가 34mg/l로 나타나 78%의 효율을 보여주었다($F=17.98$;

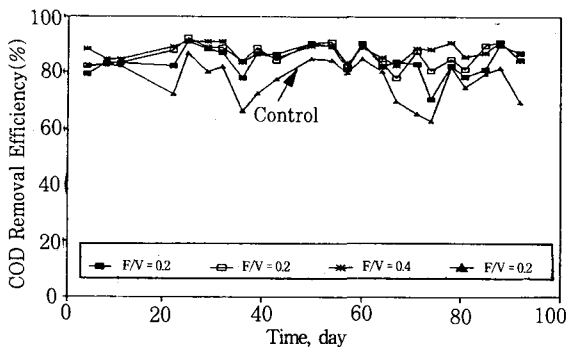


그림 3.27. Variations of COD removal efficiency with time

$df=3.84$; $p<0.01$).

총부유물질(TSS) 제거율은 철분을 투입한 반응조에서 유기물 용적부하량이 0.24kgCOD/m³-day에서 0.45 kgCOD/m³-day로 증가할수록 82%에서 91%의 효율로 높아졌고, 철분을 투입하지 않은 대조반응조에서는 83%의 제거효율을 보여주었다.

이러한 원인은 반응조에 유입되는 유기물의 농도가 증가할수록 미생물의 증식율이 높아진 상태에서 석출된 철산화물에 의해 최종 침전지내 활성 슬러지의 침전성이 양호하여 처리수중 총부유물질(TSS)농도가 상대적으로 낮아졌기 때문이다.

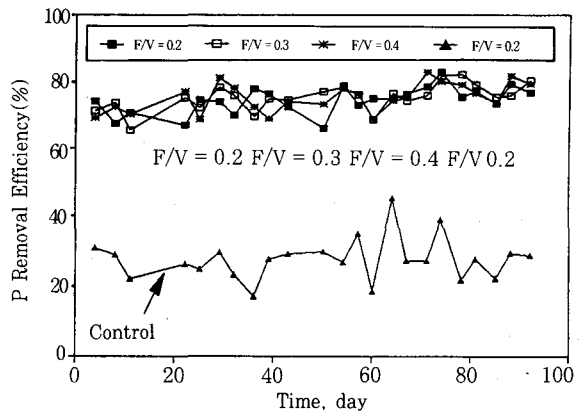


그림 3.28. Variations of P removal efficiency with time.

인 제거율은 그림 3.28에 나타낸 바와 같이, 철분을 투입한 반응조에서 유기물 부하량에 거의 관계없이 유입수중 인의 평균농도가 약 26mg/l일 경우 처리수의 인 농도는 약 6mg/l 정도를 보여주어 75%의 효율을 나타내었다. 반면, 철분을 투입하지 않은 대조반응조에서는 처리수의 인 농도가 16.6mg/l로 나타나 27%의 저조한 제거효율을 보여주었다($F=571.87$; $df=3.84$; $p<0.01$).

이러한 원인은 반응조 No.1~No.3에서 석출된 철의 평균농도가 20~23mg/l로 균일하게 유지되어 철 1mg당 제거된 평균 용해성 인의 양이 거의 동일한 약 0.9mgPO₄-P/mgFe로 나타났기 때문이다.

연속식 무산소/호기공정의 운전결과, 유기물 부하량 변화에 따른 최적조건은 용해성 유기물의 농도가 높을수록 탈질미생물에 의한 총질소의 제거효율이 증가되

었다. 그러므로, 유기물 용적부하량이 약 0.2~0.4kg COD/m³-day로 유지된 반응조에서 총질소(T-N) 제거효율은 약 67~86% 정도의 양호한 제거효율을 보여주었고, 인의 제거효율은 유기물 부하량에 관계없이 약 75% 정도의 양호한 효율을 보여주었다.

본 연구에서는 기존의 표준 활성슬러지공정중 폭기조에 재질이 SS41의 철봉을 투입하여 철을 전기분해시켰다. 이때, 적용된 철봉 표면적당 인부하량이 다양한 변화에도 효과적으로 인이 제거될 수 있는 최적조건을 도출하였다. 석출된 철산화물 당 제거되는 인의 양이 균일하여 처리율의 신뢰성과 재현성이 양호함을 보여주었다.

철이 함유된 슬러지를 이용한 무산소/호기 공정에서는 무산소조의 수리학적 체류시간(HRT)과 유기물 부하량을 변화시킨 조건에서 반응조의 최적 탈질조건 등이 도출되었고 이에 따른 실제 기존 오수처리장에 적용할 수 있는 운전조건을 제시하였다.

1. 양극과 음극으로 사용된 철봉의 유효표면적은 철봉에 적용된 전압에 따른 철 석출량에 영향을 미치는 것을 알 수 있었고, 6V의 전압에서 양극과 음극철봉의 유효표면적이 각각 360cm²와 35cm²인 철의 석출율은 3V의 전압에서 양극과 음극철봉의 유효표면적이 각각 180cm²와 35cm²인 철의 석출율과 비슷하게 산출되었다. 그러나 양극과 음극의 철봉 유효표면적이 동일한 경우, 철의 석출량은 유효표면적과 전압에 비례하는 것으로 나타났다.

2. 석출된 철의 입자크기는 철 석출량 및 석출시간에 따라 증가되며, 인 제거 효율에 영향을 미치는 것으로 나타났다. 석출된 철당 인 제거율을 최적화시키기 위하여는 철봉표면적과 전압을 적절히 조화시켜야겠다.

3. 철봉의 유효표면적당 인부하량 변화에 따른 인 제거 효율은 높은 상관관계를 나타냈다. 반응조에 투입한 철의 유효표면적 당 인부하량(LS, mgP/cm²/day)과 요구되는 용해성 인의 제거율(RE, %)에 관한 실험적 등식은 RE=-0.27LS+89(r=0.85)로 나타낼 수 있었다. 이때, 80%의 인을 제거하기 위하여 요구되는 철봉의 단위 면적당 인부하량은 약 30mgP/cm²-iron bar/day로 산출되었다.

활성슬러지 공정에서 철의 양은 활성슬러지와 유기성 제거에 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다. 반응조내 철의 농도가 최고 131mg/l로 유지되고 유기물 부하가 최고 1.47mgCOD/gMLVSS인 경우에도 약 90% 이상의 유기물 제거효율을 얻을 수 있어 철염은 미생물의 활성과 기질제거에 전혀 영향을 미치지 못하고 오히려 복돋아 주는 것으로 판단된다. 활성미생물에 의한 평균 산소섭취율(OUR)의 값은 0.32~0.80 mgO₂/mgMLVSS/day 범위로 양호하게 나타났다.

4. 활성슬러지 공정에서 석출된 철의 양은 활성슬러지와 유기성 제거에 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다. 반응조내 철의 농도가 최고 131mg/l로 유지되고 유기물 부하가 최고 1.47mgCOD/gMLVSS인 경우에도 약 90% 이상의 유기물 제거효율을 얻을 수 있어 철염은 미생물의 활성과 기질제거에 전혀 영향을 미치지 못하고 오히려 복돋아 주는 것으로 판단된다. 활성미생물에 의한 평균 산소섭취율(OUR)의 값은 0.32~0.80 mgO₂/mgMLVSS/day 범위로 양호하게 나타났다.

5. 활성슬러지 공정에서 석출된 철과 혼합된 철의 양은 활성슬러지의 질산화효율에 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다. 반응조내 철의 농도가 22~131mg/l로 유지되고 용해성 NH₃-N 부하가 0.31kg NH₃-N/m³-day인 경우에도 약 98% 정도의 용해성 암모니아 제거효율을 얻을 수 있어 철산화물은 질산화미생물의 활성에 전혀 영향을 미치지 않음을 알 수 있었다.

6. 석출된 철과 혼합된 슬러지의 용적지수는 대조반응조에 비해 매우 낮은 17~160ml/g 범위의 값을 보여 주어 철산화물이 슬러지의 침전성을 향상시키는 것을 알 수 있었다.

7. 철봉의 전기분해로 생성된 철산화물과 혼합된 활성슬러지의 유기물 합성계수(Y)와 분해속도 계수(K_d)는 각각 0.635mgMLSS/mgCOD와 0.188day⁻¹로 산정되었고, 이때의 상관계수도 99%로 매우 높은 상관성을 보여주었다. 용해성 총 제거효율은 반응조의 SRT와 관계없이 약80% 정도의 높은 효율을 보여주었다. 인 제거

4. 활성슬러지 공정에서 석출된 철의 양은 활성슬러지와 유기성 제거에 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다. 반응조내 철의 농도가 최고 131mg/l로 유지되고 유기물 부하가 최고 1.47mgCOD/gMLVSS인 경우에도 약 90% 이상의 유기물 제거효율을 얻을 수 있어 철염은 미생물의 활성과 기질제거에 전혀 영향을 미치지 못하고 오히려 복돋아 주는 것으로 판단된다. 활성미생물에 의한 평균 산소섭취율(OUR)의 값은 0.32~0.80 mgO₂/mgMLVSS/day 범위로 양호하게 나타났다.

5. 활성슬러지 공정에서 석출된 철과 혼합된 철의 양은 활성슬러지의 질산화효율에 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다. 반응조내 철의 농도가 22~131mg/l로 유지되고 용해성 NH₃-N 부하가 0.31kg NH₃-N/m³-day인 경우에도 약 98% 정도의 용해성 암모니아 제거효율을 얻을 수 있어 철산화물은 질산화미생물의 활성에 전혀 영향을 미치지 않음을 알 수 있었다.

6. 석출된 철과 혼합된 슬러지의 용적지수는 대조반응조에 비해 매우 낮은 17~160ml/g 범위의 값을 보여 주어 철산화물이 슬러지의 침전성을 향상시키는 것을 알 수 있었다.

를 위해 석출된 철에 의한 슬러지 발생량은 금속염을 투입시 발생하는 슬러지 발생량에 비하여 적은 것으로 나타났다.

8. 반응조의 유기물질 농도와 질산성 농도비가 증가할수록 철산화물과 혼합된 활성슬러지의 비탈질화율은 증가되는 것으로 나타났다. $SCOD_{Mn}/NO_3-N$ 비가 3인 경우 $SDNR, mgNO_3/mg\text{-day}$ 의 값이 약 $0.06mgNO_3-N/mgMLSS\text{-day}$ 이었으며, 이러한 $SDNR$ 의 값은 $20^\circ C$ 조건에서 오·폐수를 탄소원으로 사용하는 일반 활성슬러지의 탈질율과 거의 유사하게 나타나 탈질미생물이 철산화물에 의해 크게 영향을 받지 않음을 보여 주었다.

9. 철산화물이 혼합된 슬러지는 ORP 의 값이 $-30mV$ 이하로 감소될 때 효과적으로 탈질화가 진행되었고, 이때, 탈질미생물의 전자공여체로서 이용되는 용해성 유기물질당 제거된 질산성 질소의 양은 $0.35\sim 1.0mgNO_3-N/mgSCOD\text{-hr}$ 로 나타났다. 또한, 인의 방출은 5시간이 경과되어 ORP 가 $-20mV$ 이하로 떨어지면서 탈인 반응이 진행되었고, 이때 철산화물이 함유된 슬러지보다 대조반응조의 슬러지에서 인의 방출이 더 활발하게 진행되었다. 철염과 흡착제거된 용해성 인이 무산소조에서 방출된 양은 매우 적어 연속식 무산소/호기 공정에서도 철의 전기분해를 이용하여 인을 효율적으로 제거할 수 있음을 알 수 있었다.

10. single sludge를 이용한 연속식 무산소/호기공정에서 무산소조 HRT 가 증가할수록 높은 질소제거를 보여주었다. 주어진 유기물질 부하에서 총질소($T-N$)의 평균 제거율은 HRT 가 4시간이고, 반응율이 100%인 조건에서 81%로 나타났다. 반면에 인 제거율은 무산소조의 체류시간에 관계없이 호기성 반응조에서 석출된 철의 농도에 따라 인 제거율의 변화를 보여 주었다.

11. 유기물 부하량 증가에 따라 연속식 무산소/호기 공정에서 single sludge의 탈질효율은 증가되는 것으로 나타났다. 유기물 평균 용적부하량이 약 $0.2kgCOD/m^3\text{-day}$ 에서 $0.4kgCOD/m^3\text{-day}$ 로 증가된 경우 총질소($T-N$) 제거효율은 약 67%에서 86%로 증가되는 양상을 보여주었다. 이때, 인의 제거효율은 유기물 부하량에 관계없이 약 75% 정도의 양호한 효율을 보여주었다.

<장래연구과제>

본 연구에서의 한계 및 미구명된 내용을 기초로하여 활성슬러지에서 철의 전기분해를 이용한 공정개발을 위해 장래의 연구과제는 다음과 같다.

1. pH와 유입수 성상에 따른 철표면의 부식특성과 피막(scale)형성이 철 분해율에 미치는 영향
2. 철의 전기분해를 이용한 저농도 “인” 제거효율과 처리수의 탁도(Turbidity)에 관한 연구



3. 철재질에 따른 철산화물의 정량적 석출특성과 석출된 철이 활성슬러지의 미생물 동정에 미치는 영향

장향동, 전기화학 이론과 그 응용, 2판, 동명사, 1992.
채서일, 김범중, SPSS/PC⁺를 이용한 통계분석, 범문사, 1990.

황규대, 김복현, 활성슬러지 공정에서 철의 전기분해를 이용한 탈인에 관한 연구, 한국수질보전학회, Vol.10, No.4, p.412~420, 1994.

APHA, AWWA, WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th Ed., An. Pub. Heal. Asso., Washington, D.C., 1985.

Aphonse, E.Z., ASCE, M, Phosphorus uptake by biological slimes, No. EE6, pp.1229-1237, 1976.

Argaman, Y. and Miller, E., Modeling recycled systems for biological nitrification and denitrification, JWPCF, Vol.51, No.4, pp.749-758, 1976.

Arvin, E. and Kristensen, G.H., Phosphate precipitation in bio-films and flocs, Wat. Sci. Tech., Vol.15, Capetown, pp.65-85, 1983.

Arvin, E., Observations supporting phosphate removal by biologically mediated chemical precipitation-A review, Wat. Sci. Tech, Vol. 15, Capetown, pp.43-63, 1983.

Bard, A.J., Encyclopedia of electrochemistry of the elements, Vol. IX, part A, pp.230-360., Marcel Dekker, Inc., New York and Basel, 1982.

Barnard, J.L., Background to biological phosphorus removal, Wat. Sci. Tech, Vol. 15, Capetown, pp.1-13, 1983.

Batchelo, B., Kinetic analysis of alternative configurations for single-sludge nitrification/denitrification, JWPCF, Vol. 54, No.11, pp. 1493-1503, 1982.

Beccai, M., Passino, R., Ramadori, R., and Tandoi, V., Kinetics of dissimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture, JWPCF, Vol. 55, No. 1, pp.58-64, 1983.

Benefield, L.D., Randall, C.W., Biological process design for wastewater treatment, prentice-Hall,

Inc., englewood cliffs, N.J., 1980.

Benninger, R.W., and Sherrard, J.H., Nitrification alkalinity relationships in activated sludge, JWPCF, Vol. 50, pp.2132-2142, 1978.

Bernt, E., Eriksson, L, Activated sludge characteristics in a phosphorus depleted environment, Wat. Res., Vol. 22, No. 2, pp.151-162, 1988.

Bhargava, D.S., Datar, M.T., An analysis of nitrification during the Aerobic Digestion of Secondary Sludges, Envir. Pollution, Vol.58, pp. 57-72, 1989.

Bishop, DF., Heidman, J.A., Stamberg, J.B., Single-stage nitrification-denitrification, JWPCF, Vol. 48, No. 3, pp.520-532, 1976.

Bowers, A.R., and Huang, C.P., Role of Fe(III) in metal complex adsorption by hydrous solids, Wat. Res., Vol. 21, No. 7; pp.757-764, 1987.

Brodisch, K.E.U. and Joyner, S.J., The Role of micro-organisms Other than Acinetobacter in biological phosphate removal in activated sludge processes, Wat. Sci. Tech., Vol. 15, Capetown, pp.117-125, 1983.

Buchan, L., Possible biological mechanism of phosphorus removal, Wat. Sci. Tech., Vol. 15, Capetown, pp.87-103, 1983.

Bundgard, E., Kristensen, G.H. and Arvin, E., Full scale experience with phosphorus removal in an alternating system, Wat. Sci. Tech., Vol. 15, Capetown, pp.197-217., 1983.

Butkus, S.R., Welch, E.B. and Spyridakis, D.E., Lake response modeling using biologically available phosphorus, JWPCF, Vol. 60, No.9, pp. 1663-1669, 1988.

Cater, J.L., ASCE, M., and McKinney, E., Effect of iron on activated sludge treatment, Journal of the environmental engineering division, pp.135-152, 1973.

Christensen, M.H., Harremoës, P., Biological denitrification of sewage: a literature review, prog. wat. tech., Vol. 8, Nos. 4/5, pp.509-555, pergamon press, 1977.

- Chung, Y.C., Neethling, J.B., ATP as a measure of anaerobic sludge digester activity, JWPCF, Vol. 60, No. 1, pp.107-112, 1988.
- Culp, R.L., Wesner, G.M. and Gulp, G.L., Handbook of advanced Wastewater treatment, 2nd Edition, Van Nostrand Reinhold Co., New York, 1978.
- Curtis, C.P., Substrate utilization approach for design of nitrogen control, EED., Vol. 110, No. EE2, pp.369-380, 1984.
- Curtis, C.P., Komanowsky, M., Gerard, E.S., Improved performance in combined nitrification/denitrification of tannery waste, JWPCF, Vol. 53, No.8, pp.1434-1440, 1981.
- Dahab, M.F., Lee, Y.W., Nitrate removal from water supplies using biological denitrification, JWPCF, Vol. 60, No.9, pp.1670-1674, 1988.
- Daigger, C.T., et al., Enhanced secondary treatment incorporating biological nutrient removal, JWPCF, Vol. 60, No. 10, pp.1833-1842, 1988.
- Diamadopoulos, E., Benedek, A., Aluminum hydrolysis effects on phosphorus removal from wastewaters, JWPCF, Vol. 56, No. 11, pp.1165-1172, 1984.
- Ekama, G.A., Marais, G.v.R. and Siebritz, I.P., Biological excess phosphorus removal, chapter 7, "theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes", south africa., 1984.
- Ekama, G.A., Siebritz I.P. and Marais, G.v.R., Considerations in the process design of nutrient removal activated sludge processes, Wat. Sci. Tech., Vol. 15, Capetown, pp.283-318, 1983.
- EPA., Assessment of cost and effectiveness of biological dual nutrient removal technologies in the chesapeake bay drainage basin, chesapeake bay program, Vol. 1-2, USA, 1988.
- EPA., Design manual of phosphorus removal, EPA/625/1-87/001, Center for environmental research information Cincinnati, OH, USA., 1987.
- EPA., Process design manual for nitrogen control Environmental research information, Cincinnati, OH, USA., 1975.
- Fillos, J., ASCE, M., Biswas, H., Phosphate release and sorption by lake mohegan sediments, EED, No. EE2, pp.239-249, 1976.
- Fox, P., Suidan, M.T., Pfeffer, J.T., Anaerobic treatment of a biologically inhibitory wastewater, JWPCF, Vol. 60, No. 2, pp.86-92, 1988.
- Friedman, A.A., Smith, J.E., DeSantis, T.P., and Gaenley, R.C., Characteristics of residues from wet air oxidation of anaerobic sludges, JWPCF, Vol. 60, No. 1, pp.1971-1978, 1988.
- Furumai, H., Kondo, T., Ohgaki, S., Phosphorus exchange kinetics and exchangeable phosphorus forms in sediments, Wat. Res, Vo. 1, No. 6, pp.685-691, 1989.
- Gangol, N., Thodos, G., Phosphate adsorption studies, JWPCF, Vol. 45, No. 5, pp.842-849, 1973.
- Goodman, B.L., and Englande, A.J., A unified model of the activated sludge process, JWPCF, Vol. 46, No. 2, pp.312-332, 1974.
- Groterud, O., and Smoczynski, L., Phosphorus removal from water by means of electrolysis, Wat. Res., Vol. 20, No. 5, pp.667-669, 1986.
- Heim, N.E., and Burris, B.E., Chemical aids manual for wastewater treatment facilities, EPA - 430 /9 -79-18, NTIS No., PB-116816, 1979.
- Henze, M., et al, A general model for single-sludge wastewater treatment systems, Wat. Res., Vol. 21, No. 5, pp.505-515, 1987.
- Harvey, J.S.H., Gloyna, E.G., and ASCE, F., Phosphorus models for waste stabilization ponds, EED, Vol. 110, No. EE3, pp.551-562, 1984.
- Hisao, O., Kenji, T., et al. Uptake and release phosphate by a pure culture of acinetobacter calcoaceticus, Wat. Res., Vol.19, No.12, pp.1587-1594, 1985.
- Hong, S.N., et al, A biological wastewater treatment system for nutrient removal, presented at the 54th Annual WPCF Conference, 1981. ◀