

화학적으로 변형된 하수슬러지를 이용한 반응성염료의 생물흡착

한민희, 최기욱[†], 윤영상*

전북대학교 화학공학과
561-756 전북 전주시 덕진구 덕진동 1가 664-14

[†]창해에탄올
561-203 전북 전주시 덕진구 팔복동 3가

(2007년 6월 8일 접수 2007년 9월 10일 채택)

Biosorption of Reactive Dyes using Chemically Modified Sewage Sludge

Min Hee Han, Gi-Wook Choi[†], and Yeoung-Sang Yun*

Department of Chemical Engineering, Chonbuk National University
Duckjin-Dong 1-ga, Jeonju, Jeonbuk 561-756, Korea

[†]Changhae Ethanol Co., Ltd.,
664-14 Palbok-Dong 3-ga, Jeonju, Jeonbuk 561-203, Korea

(Received for review August 8, 2007; Revision accepted September 10, 2007)

요 약

생물흡착은 염색폐수로부터 염료를 제거하기 위한 기술로서 현재 사용되고 있는 기술을 대체할 수 있는 유망한 처리 방법이다. 본 연구에서는 생물흡착제로써 저가이면서 풍부한 소재중의 하나인 하수 슬러지를 이용하였다. 본 연구의 목적은 바이오매스의 변형을 통하여 흡착능력을 향상시키는데 있다. FT-IR 분석과 적정 실험을 통하여 흡착에 관여하는 작용기는 카르복실 그룹, 인산 그룹, 아민 그룹으로 판명하였으며 그 중에서 반응성 염료(Reactive Red 4, RR 4)를 흡착할 수 있는 작용기는 아민 그룹임을 알 수 있었다. 또한 음이온성 염료인 RR 4의 흡착을 저해하는 것으로 생각되는 카르복실 그룹을 제거함으로써 흡착성능을 향상시킬 수 있었다. 그 결과, 카르복실 그룹이 제거된 바이오매스의 최대 흡착량이 변형 전에 비해 pH 2에서는 130%, pH 4에서는 210% 증가하였다. 그러므로 화학적으로 변형시킨 하수 슬러지는 산업폐수내 염료제거에 효과적이면서 값싼 생물흡착제로 이용될 수 있을 것으로 기대된다.

주제어 : 생물흡착, 생물흡착제, 생물흡착 메커니즘, 화학적 개질

Abstract—Biosorption is considered to be a promising alternative to replace the present methods for the treatment of dye-containing wastewater. In this study, sewage sludge was used as a biosorbent which could be one of the cheapest and most abundant biomaterials. The objective of this work is to develop a surface-modified biosorbent with enhanced sorption capacity and binding affinity. The FT-IR and potentiometric titration studies revealed that carboxyl, phosphate and amine groups played a role in binding of dye molecules. The binding sites for reactive dye Reactive Red 4 (RR 4) were identified to be amine groups present in the biomass. In this work, based on the biosorption mechanism, the performance of biosorbent could be enhanced by the removal of inhibitory carboxyl groups from the biomass for practical application of the biosorbents. As a result, the maximum capacity of biomass was increased up to 130% and 210% of the increment of sorption capacity at pH 2 and 4, respectively. Therefore, chemically modified sewage sludge can be used as an effective and low-cost biosorbent for the removal of dyes from industrial discharges.

Key words : Biosorption, Biosorbent, Biosorption mechanism, Chemical modification

* To whom correspondence should be addressed.
E-mail: ysyun@chonbuk.ac.kr

1. 서 론

최근 섬유의 고품질화 및 다양한 수요에 의해 많은 양의 염색 폐수가 발생하고 있으며, 상당한 양의 염료가 이들 염색폐수에 함유되어 배출되고 있다. 염색폐수는 저농도 일지라도 확연히 색이 들어나 민원의 대상이 되고 있으며, 수계에 유입되었을 경우 태양광을 차단함으로써 수중식물의 성장에 악영향을 미친다 [1]. 또한, 일부 염색폐수는 발암성물질들을 포함하고 있고, 돌연변이를 유발한다는 연구 결과가 보고되었다[2]. 이는 폐수내의 색도 유발물질인 염료 때문이다. 그 중 반응성 염료는 분자량(618-1221)이 비교적 큰 물질로서 생물학적 난분해성 오염물질이다. 2003년도 2/4분기 반응성 염료의 수요가 1996년 동기대비 21.6-34%의 증가율을 보이고 있으며, 계속되는 불황에도 불구하고 꾸준한 상승세를 유지하는 것으로 나타났다. 이처럼 반응성 염료의 사용 증가로 인한 다량의 염색폐수가 예상되기 때문에 이에 대한 적절한 처리방안이 모색되어야 한다[3-4].

염색폐수 중의 염료를 제거하는 방법에는 화학적, 물리화학적 및 생물학적 처리방법 등이 제시되고 있다. 화학적 처리방법으로는 대표적으로 염소계 산화법, 펜톤 시약법, 오존법 등을 들 수 있다[5]. 이런 처리방법은 화학적 슬러지를 발생하고 해로운 중간 생성물이 발생되며 운전비용이 비싸다는 단점이 있다. 생물학적 처리방법은 일반적으로 활성화된 호기성 미생물에 의해 유기물을 흡착 또는 분해시키는 활성슬러지 공정이 가장 많이 이용되고 있으나, 슬러지 발생량이 많고 침전조에서 고액분리가 잘 되지 않는 단점을 가지고 있다[6]. 그리고 염색폐수내의 염료는 대부분이 생물학적으로 분해하기 어려운 물질로 구성되어 있고 분해가 되더라도 독성물질을 생성할 수 있기 때문에 처리효율이 좋지 못하다[7]. 한편, 물리적 처리방법으로는 활성탄, 이온교환수지법, 막분리법 등이 있다. 이온교환수지법은 염료의 제거능력이 우수하지만 이온교환수지의 가격이 대단히 비싸고 일부 염료에 대해서만 흡착력이 우수하기 때문에 염색폐수 처리에 적용하는데 한계가 있다[5, 8]. 막분리법은 염료의 종류에 상관없이 제거하지만 분리 후에 남아있는 농축된 잔여물의 처리과정이 복잡하다. 이 외에도 clogging의 가능성과 막 교체의 필요성의 문제를 안고 있다. 한편, 흡착법은 폐수로부터 오염물질을 제거하는 효율과 경제적인 처리공정이 간단하여 경제적으로 실행할 수 있음이 증명되었기 때문에 여타의 방법에 비해 가장 타당성이 높은 방법으로 알려져 있다[9]. 그러나 흡착법에서 일반적으로 사용되는 활성탄은 가격이 비싸고 대부분 재생이 되지 않는다는 단점이 있다[5, 10]. 이로 인하여 값이 싸면서 염료흡착에 쉽게 이용할 수 있는 생물흡착기술에 대한 관심이 높아지고 있다. 생물흡착은 바이오매스를 이온교환수지처럼 이용하여 대상물질을 제거하는 기술로서 비교적 최근에 시도되고 있음에도 불구하고 활용가능성이 높아 많은 연구가 진행되고 있다[11-16]. 현재 사용되고 있는 바이오매스로는 조류, 박테리아, 곰팡이, 식물 등이 있다[17-19].

본 연구에서는 바이오매스로 하수 슬러지를 이용하였는데 선택한 이유는 다음과 같다. 국내 하수처리장에서 발생되어 폐기되는 하수슬러지는 2002년 기준으로 연간 1,902천 톤이라는

막대한 양이 발생되고 있는데, 그 주요 처리방법은 해양투기(73.1%), 매립(12.0%), 소각(7.3%), 재활용(6.2%)의 순이다 [20-21]. 하지만 이런 처분방법은 바다생태계의 파괴, 토양오염, 대기오염 등과 같은 이차적인 환경오염유발 가능성이 매우 높고 정부의 단계적 직매립 금지조치 및 해양 오염 방지에 관한 국제협약 등에 의해 해양투기 또한 점차 제한 받게 되어 그 대체 처리방안이 매우 시급한 상황이며, 현재 매우 낮은 수준에 머물고 있는 재활용 비율의 증대 역시 필요하다[22]. 또한 본 연구는 하수슬러지를 이용한 염료 제거공정의 기초연구로서 하수슬러지의 표면 작용기를 정량·정성분석하고 pH에 따른 염료 흡착 능력과 더불어 하수슬러지와 염료간의 흡착기작을 알아보고 그에 기초하여 하수슬러지 표면 작용기를 변화시켜 염료제거능력을 향상시키고 그 응용 가능성을 알아보고자 한다.

2. 실험

2.1. 바이오매스의 준비와 염료

본 연구에 사용된 하수 슬러지는 세포 표면에 다양하게 존재하는 이온을 수소이온(proton)으로 대체 시키기 위해 1 N HNO₃ 용액으로 24시간 동안 상온에서 산처리하였다. 산처리된 하수 슬러지는 증류수로 세척하는 과정을 3회 반복하고 60℃에서 72시간 동안 건조 하였다. 건조된 슬러지는 데시케이터에 보관하였다.

실험에 사용된 모든 시약은 분석용을 사용하였고 염료는 시그마 알드리치(C.I. 17757, Sigma, Korea)에서 구입하였다. Figure 1은 염료(RR4)의 구조식을 나타내고 수용액상에서 음전하를 가지는 4개의 술포작용기가 있음을 보여준다. 염료의 일반적인 특징은 Table 1에 정리 하였다.

2.2. 바이오매스의 화학변형

수소화된 바이오매스 5 g을 메탄올 50 mL용액에 분산시키고

Table 1. General Characteristics of Reactive Red 4

Dyes	Chemical formula	Molar mass	Color index number	λ_{max}
Reactive Red 4	C ₃₂ H ₂₄ ClN ₈ Na ₄ O ₁₄ S ₄	931.3	18105	517 nm

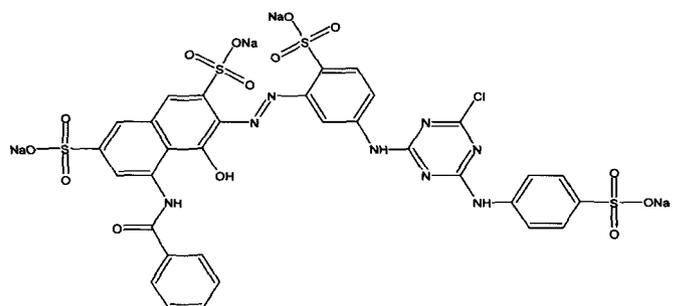
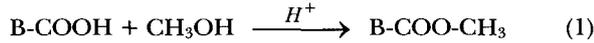


Figure 1. Chemical structure of Reactive Red 4.

산 촉매인 HNO₃ 용액을 첨가하여 최종 농도가 1 M 이 되도록 한 후 상온에서 6시간 동안 160 rpm으로 교반시켰다. 이 반응은 카르복실기들의 에스테르반응으로 반응식은 다음과 같다[23].



이하에서는 화학변형이 된 바이오매스를 “디카르복실 바이오매스”라 칭한다.

2.3 하수슬러지의 특성분석

먼저 하수슬러지의 표면작용기를 정량적으로 분석하기 위해서 전위차 적정실험(potentiometric titration)을 수행하였다. 실험방법은 40 ml의 하수 슬러지 현탁액(10 g sludge/L)을 30개 만들고 1 N NaOH용액의 양을 달리하여 순차적으로 첨가하였다. 실험에 사용된 증류수는 CO₂를 제거하기 위해 6시간 동안 질소 가스를 주입하였다. NaOH가 첨가된 하수슬러지 현탁액을 상온에서 24시간 동안 교반 후 용액의 pH를 측정하였다. 이 전위차 적정실험 방법과 데이터 처리는 이미 보고된 문헌을 참조하였으며 이 반응 모델은 다음과 같다[13].

$$[\text{OH}^-]_{\text{added}} = \sum_{i=1}^M \frac{b_i X}{1 + [\text{H}^+]/K_i} - \sum_{j=1}^N \frac{b_j X}{1 + K_j/[\text{H}^+]} + \frac{K_w}{[\text{H}^+]} - [\text{H}^+] \quad (2)$$

[OH⁻]_{added}는 첨가된 수산화이온의 농도이며 K는 수소해리 상수이다. b는 각 작용기의 몰수이고 X는 바이오매스 농도를 나타내며, 아래첨자 i, j는 음전하와 양전하를 띠는 작용기를 나타낸다.

또한, 전위차 적정실험을 통하여 예측한 작용기를 Fourier transform infrared spectrometer (FT-IR 300E, Jasco)를 이용하여 바이오매스 표면의 기능이 무엇인지 다시 한번 확인하였다.

2.4. pH의 영향

생물흡착의 pH 의존성을 이해하는데 도움이 되는 염료흡착량과 최종 pH의 평형관계를 알아보기 위하여 pH envelop 실험을 수행하였다. 실험은 여러 개의 50 mL 튜브에 500 mg/L 염료 수용액 40 mL과 바이오매스 10 g/L씩을 각 튜브에 넣고 1 N NaOH 또는 1 N HNO₃를 이용하여 pH를 2에서 11까지 다르게 조정하였다. 그리고 pH가 조정된 튜브들은 20±2℃의 상온에서 24시간 동안 160 rpm으로 교반하였다. 흡착평형에 도달한 후 최종 pH를 측정하였으며, 액상에 남아 있는 염료의 농도는 원심분리 후 분광광도계(UVmini-1240, Shimadzu, Kyoto, Japan)를 이용하여 측정하였다. 슬러지에 흡착된 염료의 양은 식(3)을 이용하여 계산하였다.

$$q = \frac{C_0 V_0 - C_f V_f}{M} \quad (3)$$

V₀, V_f는 초기 수용액의 부피와 최종 수용액의 부피를 나타내

며 C₀, C_f는 초기 염료의 농도와 최종 남아 있는 염료의 농도를 나타내고 M은 바이오매스의 질량이다.

2.5. 등온흡착실험

바이오매스의 염료 흡착 성능을 비교평가하기 위해서는 등온흡착(isotherm) 곡선이 필요하다. 이 실험은 온도와 pH를 일정하게 유지시키고 다양한 염료 농도에서 염료 흡착량을 측정하는 실험이다. 실험은 여러 개의 50mL 튜브에 바이오매스 0.4 g과 염료 초기 농도를 50 mg/L에서 3,000 mg/L로 달린 염료수용액 40 mL씩을 넣고 각 튜브의 pH를 특정한 값으로 일정하게 하였다. 각 튜브는 20±2℃의 상온에서 24시간 동안 160 rpm에서 교반시켰다. 흡착실험이 진행되는 동안 pH를 관찰하면서 1 N NaOH 또는 1 N HNO₃ 수용액을 이용하여 용액의 pH를 일정하게 조절하였다. 흡착이 평형에 도달한 후, 염료의 잔류 농도는 2.2.4에서 언급한 방법으로 분석하였다.

등온흡착 실험을 통해 흡착기작을 이해하기 위하여 Langmuir 모델을 적용하였으며 모델식은 다음과 같다[24].

$$q_e = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (4)$$

q_e는 평형 흡착량이고 C_e는 평형 염료 농도이다. 또한 q_{max}는 최대흡착량을 나타내며 K_L은 Langmuir 상수이다.

3. 결과 및 검토

3.1. 하수슬러지의 특성분석

하수슬러지의 적정곡선은 슬러지 표면에 존재하는 작용기의 양과 종류에 따라 다른 특성을 보이기 때문에 작용기의 양과 종류를 알 수 있게 해준다. 적정실험결과를 Figure 2에 나타내었다. 식(2)에 대입하여 작용기의 양과 종류를 알아보았다. 이미 밝

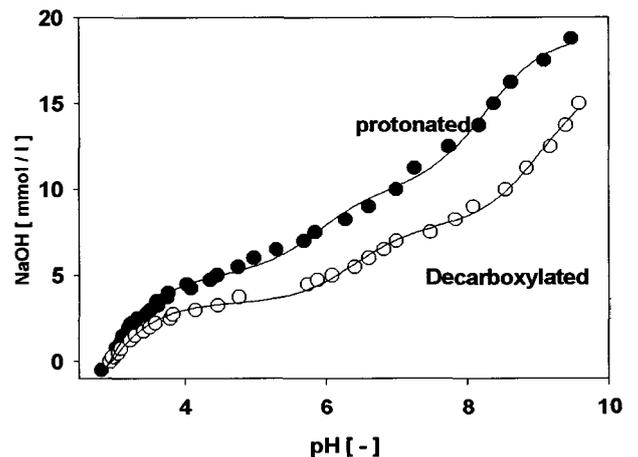


Figure 2. Potentiometric titration of the protonated biomass and decarboxylated biomass. The line is produced by the potentiometric titration model.

Table 2. Dissociation constants and the numbers of three types of functional groups in the sewage sludge biomass ^a

Functional groups ^b	1st groups		2nd groups		3rd groups	
	Protonated	Decarboxy-lated	Protonated	Decarboxy-lated	Protonated	Decarboxy-lated
Charge	-		-		+	
pK _H [-] ^c	2.68 (0.03)	2.53 (0.04)	5.87 (0.09)	6.39 (0.07)	8.24 (0.06)	9.06 (0.08)
b [mmol g ⁻¹] ^d	1.38 (0.03)	1.23 (0.05)	0.50 (0.03)	0.45 (0.02)	0.88 (0.03)	0.89 (0.07)

^a The coefficient of determination was protonated: 0.999 and decarboxylated: 0.999. Standard errors of the estimated parameters are given in parentheses.

^b The 1st functional group indicates the carboxyl site; the 2nd group possibly the phosphate or dicarboxylic site; and the 3rd group the primary amine site.

^c The pK_H values represent the dissociation constants of the functional groups.

^d The *b* values are the numbers of the functional groups.

혀진 유기물의 작용기[11]를 토대로 하수 슬러지의 작용기 분석 결과 pH 2.5, pH 6 그리고 pH 8.5 부근에서 변곡점을 통하여 카르복실 그룹, 인 그룹, 아민그룹으로 예측할 수 있었다. 계산된 변수들은 Table 2에 정리하였다.

수소화된 바이오매스와 디카르복실 바이오매스를 비교해 보면 인 그룹과 아민 그룹의 pK_H 값과 작용기의 양(b)은 거의 동일하게 나타났다. 그러나 카르복실 그룹을 비교해보면 pK_H 값은 거의 동일하나 작용기의 양이 1.38 mmol 과 1.23 mmol로 약 0.15 mmol이 감소 하였다. 이는 카르복실 그룹은 완전히 제거되지 않았으나 어느 정도 성공적으로 제거되었음을 의미한다. 또한 이 작용기들이 실제 존재하는지 알아보기 위하여 FT-IR 분석 (Figure 3)을 실시하였다. Figure 3을 보면 여러 피크가 나타나 있는데 이를 분석하면 다음과 같다. 3500-3000 cm⁻¹(N-H stretch)와 1551 cm⁻¹(N-H overtone)은 아민 그룹을 의미하고 3600-3200 cm⁻¹(O-H stretch), 1653 cm⁻¹(C=O stretch) 그

리고 1386 cm⁻¹(C-O stretch)은 카르복실 그룹을 나타낸다. 마지막으로 1105 cm⁻¹(P=O stretch)와 1031 cm⁻¹(R-P-O stretch)피크는 인산그룹을 의미한다[25].

따라서 적정실험과 FT-IR 분석결과, 하수 슬러지의 작용기는 카르복실 그룹, 인산 그룹 그리고 아민 그룹인 것을 알 수 있었다.

3.2. pH의 영향

수소화된 바이오매스와 디카르복실 바이오매스의 pH 의존성을 알아보기 위하여 pH envelop 실험(Figure 4)을 하였다. 두 바이오매스 모두 낮은 pH 영역에서 흡착량이 높게 나타났고 pH가 증가 할수록 흡착량이 낮아졌다. 또한 pH 8이상에서는 흡착이 이루어지지 않고 있다.

한편, 수용액상에서 염료는 음전하를 띠고 있음을 앞서도 언급한바 있다. 염료가 음전하를 가지고 있으므로 염료는 바이오매스의 양전하를 가지고 있는 아민그룹에 의해서만 흡착이 이

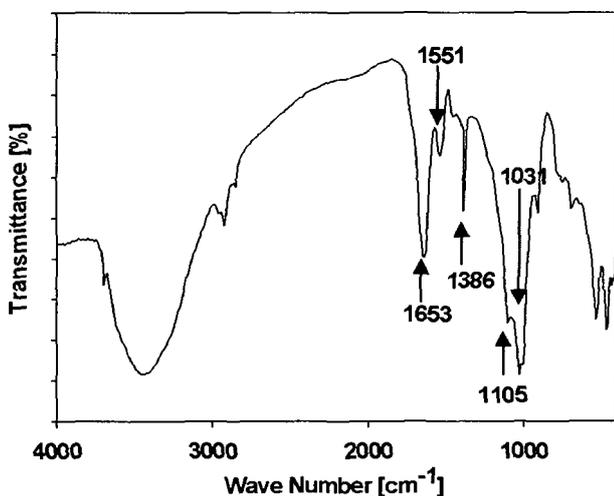


Figure 3. Fourier transform infrared absorption spectra of the protonated sewage sludge.

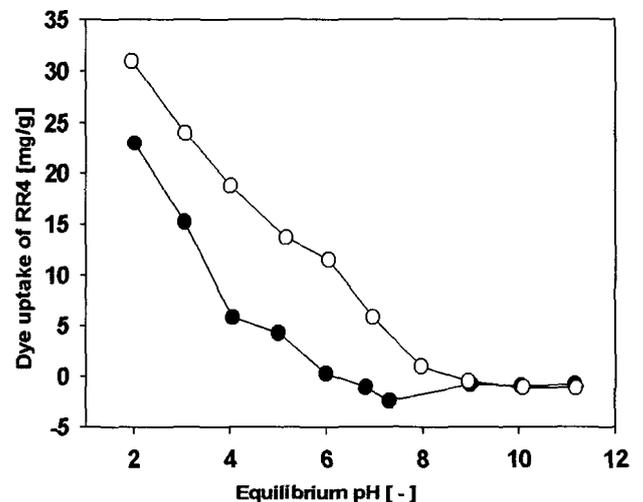


Figure 4. Uptakes of Reactive Red 4 as a function of pH. Biosorbent types are protonated (●) and decarboxylated (○) biomass.

루어지게 된다. 아민그룹의 pK_H 값은 약 8.5로써 pH 8.5 이하에서는 양전하를 가지고 있으므로 염료를 흡착할 수 있다. 그러나 Figure 4를 보면 pH가 증가할수록 흡착량은 급격하게 감소하고 있다. 이와 같은 현상은 두 가지 가능성으로 설명할 수 있다. 먼저 pH가 낮아지면서 수산화이온의 농도가 감소하고, 이에 따라 아민 그룹에 결합하려고 하는 수산화이온과 염료이온의 경쟁이 약화되어 흡착량이 증가할 수 있다. 또 하나의 가능성은 하수슬러지 표면의 음전하를 가지고 있는 카르복실 그룹과 인산그룹이 염료이온과 반발하여 흡착이 잘 되지 않다가 pH가 낮아지면서 음전하 작용기가 중화되어 반발 작용을 하지 못하면서 흡착량이 증가할 수 있다. 즉, 카르복실 그룹의 pK_H 값은 2.5로써 pH 2.5 이상에서는 음전하로 존재하며 인산그룹 또한 pH 6 이상에서 음전하로 존재하게 되어 pH가 증가할수록 반발력은 크게 작용하여 흡착량이 감소한다고 설명할 수 있다. 이러한 반발력에 의한 효과는 이미 미생물 균체를 생물흡착제로 사용한 기존 연구에서도 밝혀진 바 있으므로[11], 본 연구에서는 두 번째 가능성을 염두에 두고 다음의 연구를 진행하였다.

또한, Figure 4를 보면 수소화된 바이오매스와 디카르복실 바이오매스를 비교해 보면 흡착량의 차이가 현저하게 나타난다. 카르복실 그룹을 제거한 바이오매스는 pH 2에서 염료흡착량이 31.145 mg/g으로 수소화된 바이오매스보다 약 7.5 mg/g을 더 흡착하였다. 또한 다른 산성영역 pH 에서도 수소화된 바이오매스보다 평균적으로 30~40% 흡착량이 높게 나타났다. 이는 카르복실 그룹이 흡착저해 작용기라는 것을 다시 한번 증명해주는 결과이고 바이오매스와 염료간의 주요 흡착기작은 정전기적인력이라는 사실을 뒷받침한다.

3.3. 흡착등온곡선

수소화된 바이오매스와 디카르복실 바이오매스의 흡착량을 알아보기 위하여 염료의 농도를 달리하여 흡착 등온 실험을 수행하였다. Figure 5는 생물흡착평형을 가장 잘 나타내는 모델 중의 하나인 Langmuir 모델을 적용시킨 그림이다. 계산된 변수들은 Table 3에 나타내었다. Figure 5를 보면 pH 2에서 디카르복실 바이오매스의 최대 흡착량은 31.145 mg/g으로 수소화된 바이오매스보다 흡착량이 30% 증가 하였다. 더불어 pH4에서 수소화된 바이오매스와 디카르복실 바이오매스의 최대흡착량을 비교해보면 8.274 mg/g와 17.73 mg/g으로 디카르복실 바이오매스의 흡착량이 2배 이상 증가한 것으로 나타났다. 또한 등온흡착곡선의 초기 기울기를 비교해보면 디카르복실 바이오매스의 기

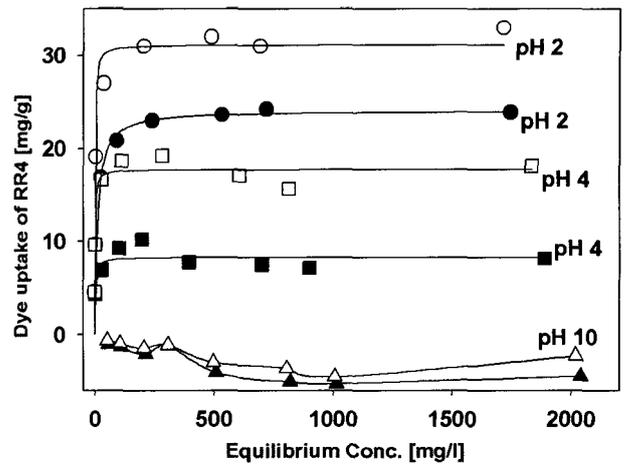


Figure 5. Isotherms for the biosorption of Reactive Red 4 onto the protonated (dark symbols) and decarboxylated (open symbols) biomasses at different solution pHs. The data points are experimental values and the lines are produced according to the Langmuir model using the parameters shown in Table 3.

울기가 수소화된 바이오매스보다 더욱 급하게 나타났다. 이 기울기는 염료와 바이오매스의 친화력으로 볼 수 있는데 기울기 (1/K)가 급할수록 친화력이 높다는 것을 의미한다. pH 2에서 비교해보면 수소화된 바이오매스의 친화력은 0.09 L/mg이고 디카르복실 바이오매스는 0.80 L/mg으로 디카르복실 바이오매스의 친화력이 9배 가량 높은 것으로 나타났다. 마찬가지로 pH 4에서도 각각 0.39 L/mg와 0.82 L/mg로 디카르복실 바이오매스가 친화력이 훨씬 더 높은 것을 나타냈다. 이는 디카르복실 바이오매스가 더욱더 효과적으로 염료를 제거 할 수 있음을 의미한다.

더 나아가 실제 공정에 적용될 경우 같은 양의 염료를 제거하기 위해 수소화된 바이오매스 경우 디카르복실 바이오매스 보다 더 낮은 pH를 요구하기 때문에 pH를 낮추기 위하여 많은 경비가 소요될 것으로 예상된다. 또한 디카르복실 바이오매스는 친화력이 매우 높아 빠른 시간에 효과적으로 염료를 처리 할 수 있을 것으로 보인다. 그러므로 이러한 화학적 변형을 통한 바이오매스의 작용기 변화는 아주 유용한 기술이 될 것이라 전망된다.

4. 결론

본 연구에서는 하수슬러지를 원료로 사용하여 반응성 염료의 흡착소재를 제조하였다. 연구 결과로부터 결론을 요약하면 다음과 같다.

- 1) 전위차 적정실험과 FTIR 분석을 통하여 하수슬러지의 표면에 존재하는 주요 작용기는 카르복실 그룹, 인산 그룹, 아민 그룹임을 알 수 있었다.
- 2) 음이온으로 존재하는 반응성 염료의 결합자리는 아민 그룹이며, 생물흡착 현상은 반응성 염료와 결합자리 간의 정전기적

Table 3. Parameters of the Langmuir Model to Describe Isotherm Curves.

Parameters	Protonated biomass		Decarboxylated biomass	
	pH 2	pH 4	pH 2	pH 4
q_{max} [mg g ⁻¹]	24.088	8.274	27.246	17.73
1/K [L mg ⁻¹]	0.0943	0.39	1.237	0.82
R ²	0.84	0.79	0.89	0.78

- 인력으로 설명할 수 있었다.
- 3) 중성 영역에서 반응성 염료의 결합을 방해하는 것으로 판단되는 카르복실 그룹을 메탄올과 반응시켜 전하를 성공적으로 제거하였으며, 결과적으로 개질된 소재의 흡착능이 pH 4에서 2배 이상 향상되었다.
 - 4) 따라서 하수슬러지는 화학적 개질을 통해 염색폐수 처리용 생물흡착소재의 원료로서 사용될 수 있을 것이다.

감 사

본 연구는 산업자원부의 지역혁신 인력양성사업의 연구결과로 수행되었음.

사용기호

- K : Proton dissociation constant
- b : Molar quantity of functional groups of biomass [mmol/g]
- C_e : Equilibrium dye concentration in the solution [mg/L]
- C₀, C_f : initial and final concentrations of reactive dyes [mg/L]
- K_L : Langmuir constant [L/g]
- M : Weight of biomass [g]
- V₀, V_f : initial and final volumes [mL]
- q_e : Sorbed dye at equilibrium [mg/g]
- q_{max} : Monolayer biosorption capacity of the biosorbent [mg/g]
- X : Biomass concentration [g/L]
- [OH⁻]_{added} : Concentration of added hydroxide ions [mmol/L]

Subscripts

- i : Negatively charged groups
- j : Positively charged groups

참고문헌

1. McMullan, G., Meehan, C., Conneely, A., Kirby, N., Robinson, T., Nigam, P., Banat, I. M., Marchant, R. and Smyth, W. F., "Microbial Decolourisation and Degradation of Textile Dyes," *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **56**(1-2), 81-87 (2001).
2. Mittal, A. K. and Gupta, S. K., "Biosorption of Cationic Dyes by Dead Macro Fungus *Fomitopsis Carnea*: Batch Studies," *Wat. Sci. Technol.*, **34**(10), 81-87 (1996).
3. Han, M.-H., Kim, B.-S. and Ban, M.-H., "Adsorption of the Reactive Dyes on Aqueous Solutions and the Changes of THMFPS Using Activated Carbon Fiber," *J. Korean Soc. Wat. Wastewat.*, **17**(1), 145-155 (2003).
4. Netpradit, S., Thiravetyan, P. and Towprayoon, S., "Evaluation of Metal Hydroxide Sludge for Reactive dye Adsorption in a Fixed-Bed Column System," *Wat. Res.*, **38**(1), 71-78 (2004).

5. Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R. and Nigam, P., "Remediation of Dyes in Textile Effluent: a Critical Review on Current Treatment Technologies with a Proposed Alternative," *Biores. Technol.*, **77**(3), 247-255 (2001).
6. Carliell, C. M., Barclay, S. J. and Buckley, C. A., "Treatment of Exhausted Reactive Dye Bath Effluent Using Anaerobic Digestion: Laboratory and Full Scale Trials," *Wat. SA.*, **22**(3), 225-233 (1996).
7. Zumriye, A., "Application of Biosorption for the Removal of Organic Pollutants: a Review," *Process Biochem.*, **40**(3-4), 997-1026 (2005).
8. Slokar, Y. M. and Majcen Le Marechal, A., "Methods of Decoloration of Textile Wastewaters," *Dyes Pigm.*, **37**(4), 355-356 (1999).
9. Choy, K. K. H., McKay, G. and Porter, J. F., "Sorption of Acid Dyes from Effluents Using Activated Carbon," *Resour. Conserv. Recycl.*, **27**(1-2), 57-71 (1999).
10. Fu, Y. and Viraraghavan, T., "Fungal Decolorization of dye Wastewaters: a Review," *Biores. Technol.*, **79**(3), 251-262 (2001).
11. Won, S. W., Choi, S. B., Chung, B. W., Park, D., Park, J. M. and Yun, Y.-S., "Biosorptive Decolorization of Reactive Orange 16 Using Waste Biomass of *Corynebacterium glutamicum*," *Ind. Eng. Chem. Res.*, **43**(24), 7865-7869 (2004).
12. Yun, Y.-S., "Characterization of Functional Groups of Protonated *Sargassum polycystum* Biomass Capable of Binding Protons and Metal Ions," *J. Microbiol. Biotechnol.*, **14**(1), 29-34 (2004).
13. Yun, Y.-S. and Volesky, B., "Modeling of Lithium ion Interference in Cadmium Biosorption," *Environ. Sci. Technol.*, **37**(16), 3601-3608 (2003).
14. Yun, Y.-S., Park, D., Park, J. M. and Volesky, B., "Biosorption of Trivalent Chromium on the Brown Seaweed Biomass," *Environ. Sci. Technol.*, **35**(21), 4353-4358 (2001).
15. Park, D., Yun, Y.-S. and Park, J. M., "Reduction of Hexavalent Chromium with the Brown Seaweed *Ecklonia* Biomass," *Environ. Sci. Technol.*, **38**(18), 4860-4864 (2004).
16. Park, D., Yun, Y.-S., Cho, H. Y. and Park, J. M., "Chromium Biosorption by Thermally Treated Biomass of the Brown Sea-Weed, *Ecklonia sp.*," *Ind. Eng. Chem. Res.*, **43**(26), 8226-8232 (2004).
17. Waranusantigul, P., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M. and Upatham, E. S., "Kinetics of Basic Dye (Methylene Blue) Biosorption by Giant Duckweed (*Spirodela polyrrhiza*)," *Environ. Poll.*, **125**(3), 385-392 (2003).
18. Ozacar, M. and Ayhan Sengil, I., "A Kinetic Study of Metal Complex Dye Sorption Onto Pine Sawdust," *Process Biochem.*, **40**(2), 565-572 (2005).
19. Ho, Y.-S., Chiang, T.-H. and Hsueh Y.-M., "Removal of Basic Dye from Aqueous Solution Using Tree Fern as a Biosorbent," *Process Biochem.*, **40**(1), 119-124 (2005).

20. Ministry of Environment, "Statistics of Sewer System and Sewage Sludge (하수도 및 하수슬러지 통계)", (2002).
21. Ministry of Environment, "Statistics of domestic Waste Generation (생활폐기물 발생량 통계)", (2002).
22. Kwon, K. H., "Management and Recycling of Sewage Sludge (하수슬러지 관리 및 재활용 방안)", *Environ. Hi-Techmol.*, November, (2000).
23. Kapoor, A. and Viraraghavan, T., "Heavy metal biosorption sites in *Aspergillus niger*" *Bioresour. Technol.*, **61**, 221-227 (1997).
24. Langmuir I., "The adsorption of gases on plane surface of glass, mica and platinum", *J. Am. Chem. Soc.*, **40**, 1361-1403 (1918).
25. Donald L., Gary M. and Geroge S., *Introduction to Spectroscopy*, 3rd ed., Harcourt College, Orlando, 2001.