CPC (Compound Parabolic Collector) 내 이산화티탄을 이용한 비스페놀 A (Bisphenol A)의 분해에 관한 연구

Study of Degradation of Bisphenol A with TiO_2 Powder in CPC System

황안나* · 임명희** · 박범국** · 김지형**

Hwang, Anna · Lim, Myunghee · Park, Beomguk · Khim, Jeehyeong

Abstract

In this study, photocatalytic degradation and mineralization of bisphenol A (BPA), which has been listed as one of endocrine disruptors, were carried out in the CPC system using TiO_2 slurry and UVA irradiation. The degradation efficiency has been investigated under the controlled parameters including initial concentration (5, 10, 20 mg/L), dosage of TiO_2 (0.1, 0.5, 1.0 g/L), UVA power (0, 80, 120 W) and temperature (0, 20, 30). At 10mg/L of initial concentration, BPA was degraded above 80% after 10min, BPA were degraded 97% and 49% at 20 mg/L and 30 mg/L, respectively. At TiO_2 dosage was 0.1 and 0.5 g/L, the degradations of BPA showed similar trend and were about 70% after 1 hr, and the degradation of BPA was above 80% after 30 min at 1 g/L of TiO_2 dosage. The increase of degradation seem to be due to the increase in the total surface area, namely number of active sites, available for the photocatalytic reaction as the dosage of photocatalyst increased. When the UVA power was 120 W, BPA was degraded rapidly above 60% after 10min of reaction time. To investigate the effect of temperature, carried out experiment controlled temperature, there were no significant differences depending on the temperature. After 1hr, the degradation of BPA were 46%, 67%, and 69% at 10, 20 and 30°C.

Key words : Photocatalysis, CPC(Compound Parabolic Collector), TiO_2 , UVA Lamp, Bisphenol A

요 지

본 연구는 CPC 시스템 내에서 TiO_2 슬러리와 UVA 광촉매 반응을 이용한 내분비계장애물질의 하나인 Bisphenol A(BPA)의 분해와 무기화에 대한 연구이다. 실험 영향인자로는 초기농도, 촉매량, UVA 램프 파워, 온도를 고려하였고, 초기농도는 5, 10, 20 mg/L, 촉매량은 0.1, 0.5, 1.0 g/L, UV 램프는 40, 80, 120 W, 온도는 10, 20, 30 로 조절하여 실험하였다. 초기농도가 5 mg/L일 때 BPA는 반응시간 10분에서 80%이상이 분해되었고, 1시간 이후 10 mg/L에서는 97%, 20 mg/L에서는 49%가 분해되었다. TiO_2 주입량이 0.1, 0.5 g/L일 때 BPA 분해는 비슷한 경향을 보였으며, 1시간 이후 약 70%가 분해되었으며, 1 g/L에서는 30분 이후에는 80%이상이 분해되었다. 이것은 촉매량이 증가할수록 오염물질과 반응하는 활성점이 증가하여, 광촉매 반응 또한 증가하기 때문이라 판단된다. UV 램프가 120 W일 때 반응시간 10분에서 BPA는 약 60% 이상 급격히 분해되었다. 온도에 따른 분해정도를 알아보기 위해 온도를 조절하며 수행하였고, 온도에 따른 영향은 크지 않았다. 10에서는 1시간 이후 46% 분해되었으며, 20에서 67%, 30에서는 69% 분해되었다.

핵심용어 : 광촉매 반응, CPC, 이산화티탄, UVA 램프, 비스페놀 A

1. 서 론

비스페놀 A는 플라스틱 산업에서 주로 사용되고 있으며, 주로 polycarbonate 수지, 플라스틱 제조경화제, 식품보존용기 등 폭넓게 다량으로 생산되어 소비되고 있는 화학물질이다. 또한, 극소량으로도 염색체 변이를 일으키는 유사 에스트로젠 화학물질이기 때문에 European Commission에서는 비스페

놀 A의 내분비계 장애물질 영향에 대해 보고하였다(European Commission DG ENV., 2000). 대부분의 내분비계 장애물질은 그 독성으로 인하여 오래 전부터 규제기준이 설정되어 생산 및 소비가 중지되었거나, 사용되더라도 그 양이 적고 엄격한 규제를 하고 있다.

내분비계 장애물질(Endocrine disrupting Chemicals)이란 내분비계의 정상적인 기능을 방해하는 물질로서 환경 중에

*정회원 고려대학교 건축사회환경공학부 박사과정 (E-mail : harvy0627@korea.ac.kr)

**정회원 고려대학교 건축사회환경공학부 박사과정

***고려대학교 건축사회환경공학부 교수 (교신저자)

배출된 물질이 체내에 유입되어 마치 호르몬처럼 작용한다고 하여 환경호르몬이라 불린다. 미국 EPA(Environmental Protection Agency)에서는 “체내의 항상성 유지와 발생과정을 조절하는 생체 내 호르몬의 생산, 분비, 이동, 대사 결합작용 및 배설을 간섭하는 물질”로 각각 정의하고 있다. 내분비계 장애물질로 의심되는 물질은 Dioxin 을 포함한 난분해성 유기할로젠물질, 살충제를 포함한 농약류, bisphenol A, phthalate류, 중금속류 등 8가지 그룹으로 나눌 수 있다 (Zhao, 1998). 이들 중 alkylphenol류, Bisphenol A, Phthalate 류 등은 그동안 발암성, 약화성, 돌연변이성 물질로 분류되지 않았기 때문에 비교적 연구가 많이 이루어지지 못했다. 그러나 최근에 이들 물질이 내분비계 장애를 일으키는 환경호르몬 물질로 분류됨에 따라 선진 각국에서는 이들 물질에 관한 연구를 활발히 진행하고 있다(Tsai, 2009; Yang, 2005; Kaneco, 2004).

내분비계 장애물질을 제거하기 위한 방법으로는 화학적, 물리적, 생물학적 처리방법 등 크게 3가지로 나눌 수 있는데, 이러한 독성 및 난분해성 유기물질을 함유한 폐수는 기존의 생물학적 처리 방법으로는 처리에 한계가 있다. 따라서 고급 산화공정(Advanced Oxidation process: AOP)을 포함한 화학적 산화처리 공정은 생물학적 처리와 함께 폐수의 처리에 주로 사용되고 있으며 난분해성 폐수, 독성폐수, 생물학적으로 완전한 처리가 불가능한 폐수에 선택적으로 혹은 단독으로 사용되고 있다(박재홍, 2004). 광촉매를 이용한 산화공정은 고급산화공정의 한 분야로 이산화티탄(TiO_2)과 자외선(UV)을 이용한 OH 라디칼(radical)을 이용하여 수중에 존재하는 다양한 유기물, 오염물질뿐만 아니라 난분해성 유해물질의 분해 및 농약의 무해화 등에 광범위하게 적용되고 있다. 이산화티탄은 반응성이 높고, 독성과 부식성이 상대적으로 낮기 때문에 많이 쓰이고 있지만(Tsai, 2009), 자외선램프로 인한 낮은 경제성 때문에 실제 태양광을 이용한 오염물질의 분해에 초점이 맞춰지고 있다(Fernandez-Ibanez, 2009; Oyama, 2009; Duran, 2008; Oller, 2006). 실제 내분비계장애물질은 미량오염물질(micropollutant)이기 때문에 수계에서 그 농도가 ppb단위여도 인체에 상당한 해를 끼치는 위험한 물질들로, 농도가 낮은 만큼 큰 에너지를 필요로 하지 않기 때문에 에너지 측면에서 실제 태양광을 이용한 연구가 필요하다. 그러나 현재까지 수중의 BPA를 처리하기 위한 연구에서는 실제 현장에서 쓰고 있는 CPC(Compound Parabolic Collector)반응기 보다는 보통 회분식(batch) 반응기를 이용한 연구가 대부분

분이어서 효율이 높은 CPC 반응기에 대한 연구가 필요한 실정이다. 또한 실제 태양광을 이용하는 CPC 반응기에서 최적 촉매량은 기존 회분식 실험에서 사용하는 촉매량(Herrmann, 1999)과는 다르기 때문에 실제 태양광과 CPC 반응기를 이용해 오염물질을 분해하는 경우, 다양한 조건에서 최적 영향인자 도출이 필요하다.

따라서 본 실험에서는 실제 현장에서 쓰이고 있는 CPC 시스템 내에서 자외선 중 실제 지표면에 도달하는 UVA(365nm) 영역과 동일한 UVA램프와 TiO_2 슬러리를 가지고 광촉매 반응을 이용하여 내분비계 장애물질의 하나인 비스페놀 A의 분해와 총유기탄소의 제거에 대한 연구를 수행하였다. 실험인자로 오염물질의 초기농도, UV 램프 파워, 촉매량, 온도를 고려하였다. 본 실험에서 촉매량은 CPC 반응기에서의 최적 촉매량으로 알려진 0.2~0.5 g/L (Malato, 2009) 중에 0.1, 0.5 g/L 를 취해 넣었으며, 그 외 추가적으로 1 g/L 을 넣어 실험하였다. 또한, 실제 현장에서 온도변화가 BPA 분해에 미치는 영향을 알아보기 위해 다양한 온도(10, 20, 30°C)를 실제 반응기에 적용하여 실험하였고, 또한 계절별 다양한 광량에서의 오염물질의 분해정도를 알아보기고자 UV 램프 파워를 40, 80, 120 W로 조절해가며 실험하였다.

2. 실험 재료 및 방법

2.1 실험 재료 및 방법

본 연구에서 사용된 반응기는 그림 1에 나타낸 바와 같이, UVA 램프, 석영관, 용액 저장조, 교반기, 순환펌프 등으로 구성되어 있다. 용액저장조의 인공폐수는 정량펌프 (Master Flex 7592-50, Cole Parmer Instrument Co.)를 이용하여 CPC 반응기내에 유입되도록 하였으며, CPC 반응기 후단에

그림 1. 실험 장치 및 개념도

표 1. 실험장치의 사양과 운전조건

반응기	종류	재순환(recirculation)	램프	파워	40, 80, 120(W)
	석영관	내경: 0.8cm (외경 1cm), 길이: 60cm, 개수: 6개, V_r : 0.18L		종류	UVA: Fluorescent lamp (2.6cm $\times$ 58cm)
	저장조 부피	V_r : 1L (50rpm)	수용액	오염물질	Bisphenol A (5, 10, 20mg/L)
	유속	0.2 (L/min)		초기온도	10, 20, 30 $\times$ C
광촉매	TiO_2	Degussa P25 (0.1, 0.5, 1g/L)		초기 pH	No control

밸브를 달아 샘플링이 가능하도록 하였다.

반응기는 실제 태양광 반응기의 하나인 CPC(compound parabolic collector) 형태로 재순환 방식이며, 전체부피를 1 L, 유속을 0.2 mL/min로 고정시켰으며, Water cooling system을 이용하여 온도를 일정하게 유지시켰다. 자외선 조사를 극대화시키기 위해 그림 1과 같이 석영관 컬럼의 바로 상단에 UVA램프를 설치하였고, 광원은 UVA(365nm) 중심파장을 갖는 지름 3.5 cm인 20 W 램프 6개를 설치하였다. 조사된 자외선의 반사를 최대한 유도하기 위해 반사판 주변을 알루미늄 호일로 감쌌고, 광촉매 반응에 사용된 석영관은 자외선이 투과 가능한 내경 0.8 cm, 외경 1 cm, 길이 60 cm이다. 실험장치의 사양과 운전조건은 표 1에 나타내었다.

본 연구에 사용된 비스페놀 A는 Sigma-Aldrich (99% purity), TiO_2 는 anatase/rutile 비율이 80:20, 비표면적이 $50 \text{ m}^2/\text{g}$ 인 Degussa (Germany)의 P25를 사용하였다. 시간에 따른 비스페놀 A와 총유기탄소의 농도 변화를 알아보기 위해 일정시간 간격(0분, 10분, 30분, 1시간, 2시간, 4시간)으로 4mL씩 샘플링을 하였고, 샘플링 후 0.45 마이크로미터 필터(Whatman, USA)를 이용하여 필터링을 한 후, 비스페놀 A와 총유기탄소의 농도를 측정하였다.

2.2 분석방법

비스페놀 A의 농도 분석을 위해 HPLC(Prostar, Varian, USA)를 사용하였고, 총유기탄소의 농도 분석을 위해 TOC Analyzer (SEIVERS 5310 C laboratory analyzer, GE)를 사용하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 초기농도의 영향

비스페놀 A의 초기농도가 UVA와 TiO_2 광촉매 반응에 미치는 영향을 알아보기 위해, UVA 램프 파워를 120 W, TiO_2 농도를 1 g/L로 고정하여, pH 7에서 초기농도를 5, 10, 20 mg/L로 조절해가며 실험을 수행하였고, 실험결과는 그림 2에 나타내었다. 초기농도가 5 mg/L일 때, 비스페놀 A는 반응시간 10분에서 88%가 분해되었고, 총유기탄소는 17%가 제거되었다. 반응시간 10분 이후에는 큰 차이는 보이지 않았다. 초기농도가 10 mg/L에서는 반응시간 30분에서 80%, 4시간 이후에는 모두 분해되었고, 총유기탄소는 4시간 이후 70%가 제거되었다. 또한, 초기농도 20 mg/L에서는 반응시간 1시간에 비스페놀 A는 49%이 분해되었고, 총유기탄소는 17%가 분해되었다.

이 같은 결과는 Wang(2009)에서는 TiO_2 표면에서 일어나는 반응에서 비스페놀 A의 농도가 높을수록 분자가 축적되어, 표면반응이 일어나는 활성점에서 비스페놀 A의 분자 간의 흡착 경쟁이 증가시키고, TiO_2 의 광촉매 반응을 억제하여 비스페놀 A를 분해할 수 있는 자유 라디칼량을 감소시켜, 광촉매 반응에 의한 비스페놀 A의 제거 효율을 감소시킨다고 설명하였다. Tsai(2009)은 광촉매 반응이 일어날 수 있는 활성점이 제한되어, 오염물의 농도가 높아질수록 흡착빈도가 낮아

그림 2. 초기 농도에 따른 비스페놀 A의 농도 변화 (램프파워: 120 W, 이산화티탄: 1 g/L)

져 제거 효율이 낮아진다고 설명하였다.

Chiang(2004)은 반응기의 부피가 600 mL에서 비스페놀 A의 초기농도 20 mg/L, TiO_2 0.1 g/L을 주입하여 다양한 pH 조건에서 2시간 동안 UV를 조사하여 실험하였다. pH 3에서 총유기탄소의 1차 반응속도상수는 $1.74 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$ 로 반감기는 40분으로 나타났고, 비스페놀 A의 1차 반응속도상수는 $5.35 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$, 반감기는 13분으로 나타났다. 또한, pH 10에서 총유기탄소의 반감기는 20분으로 나타났다. Rivas(2009)은 반응기의 부피가 750 mL에서 초기농도 20 mg/L, TiO_2 1 g/L을 주입하여 2시간 동안 초기 pH 5에서 실험하였으며, 초기 pH 5에서 2시간 후 총유기탄소는 80%가 제거되었다. 1차 반응속도상수는 $1.24 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$, 반감기는 56분으로 나타났고, 비스페놀 A의 1차 반응속도상수는 $4.20 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$, 반감기는 15분으로 나타났다. 또한, 반응이 끝난 후 pH는 5에서 3.5-4로 떨어졌다.

Wang(2009)은 반응기 부피 12.5 L, 초기농도 10 mg/L, TiO_2 1%를 주입하여 pH 12.3에서 실험하였다. 총유기탄소의 1차 반응속도상수는 $7.46 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$, 반감기는 87분으로 나타났다. 총유기탄소의 1차 반응속도상수는 $1.28 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$, 반감기는 51분으로 나타났다. 또한, 자외선 조사 6시간 이후 총유기탄소는 95%, 비스페놀 A는 97%이상 제거되었다. Tsai(2009)은 반응기 부피 250 mL, 초기농도 10, 20 mg/L, TiO_2 0.5 g/L을 주입하여, pH 7에서 실험하였다. 초기농도 10 mg/L일 때 1차 반응속도 상수는 $9.6 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$, 20 mg/L 일 때 $7.5 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$ 으로 나타났다. 선행 연구의 다양한 결과는 본 실험과 유사한 결과를 보인다.

3.2. 촉매 주입량의 영향

TiO_2 는 주로 파우더 형태로 많이 쓰이며, 오염물질 분해와 총유기탄소가 제거되는 정도는 촉매량에 따라 달라지는데, 반응기의 형태나 운전 조건 따라서도 달라진다. 주입된 촉매량이 매우 높으면 탁도가 높아져 빛이 투과되지 않아 효율이 떨어지며, 또한 반응기의 형태와 광량에 따라 최적 주입량 범위가 달라지기 때문에 이에 대한 연구가 필요하다. 본 실험에서는 실제 태양광을 이용한 CPC 반응기 내의 최적 촉

매량이라 보고되고 있는 0.2 g/L-0.5g/L 범위(Malato, 2009) 중에서 0.1과 0.5 g/L를 취하였고, 그 외 최적 범위가 아닌 촉매량에서의 비스페놀 A의 분해를 알아보려고 1 g/L에서도 실험을 수행하였다. 비스페놀 A의 초기농도는 10 mg/L, UVA의 램프 파워는 120 W로 고정하여 실험하였고, 실험 결과는 그림 3과 표 2에 나타내었다.

실험 결과 시간당 분해되는 비스페놀 A의 농도는 촉매 투입량이 0.1 g/L 와 0.5 g/L의 경우 비슷한 경향을 보였는데, 반감기는 촉매량이 0.1 g/L일 때 35분, 0.5 g/L일 경우 34분으로 나타났고, 1 g/L에서는 6분으로 나타났다. 또한, 총유기탄소의 경우 반감기는 0.1 g/L일 경우 94분, 0.5 g/L일 경우 83분, 1 g/L일 경우 48분으로 나타났다. 기존 CPC 반응기의 경우 알려진 최적 촉매량과는 다른 결과인데, 이것은 광량과 전체 반응기의 형태와 부피의 차이로 판단된다.

Tsai(2009)에서는 TiO_2 의 투입량이 0.5 g/L 일 때 최적으로 나타났으며, 이때 비스페놀 A의 1차 반응속도상수는 $9.6 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$ 로 나타났고, Hsien(2009)에서는 TiO_2 투입량이 0.5 g/L, 비스페놀 A의 초기농도가 10 mg/L 일 경우 반응속도 상수는 $2.2 \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$ 로 본 연구의 결과와 비슷하게 나타났다. Kaneco(2004)에서도 TiO_2 투입량이 0.5 g/L 일 경우 최적으로 나타났고, 그 이상을 투입해도 비스페놀 A의 제거에는 변화가 없는 것으로 나타났다. 이것은 촉매량이 증가할수록 오염물질과 반응하는 활성점(active site)이 증가하게 되어 광촉매 반응이 증가하여 효율이 높아지지만, 어느 정도 이상 촉매를 투입할 경우, 빛의 투과가 감소되고, 활성점이 입자 사이의 응집에 의해 감소하게 되어 오염물질의 분해는 감소하거나 일정하게 되기 때문이다.

그림 3. 촉매 투입량에 따른 비스페놀 A의 농도 변화 (램프 파워: 120 W, 초기농도: 10 mg/L)

표 2. 이산화티탄 투입량에 따른 총유기 탄소(TOC)와 비스페놀 A(BPA)의 반감기

Dosage (g/L)	TOC			BPA		
	1	0.5	0.1	1	0.5	0.1
$t_{1/2}(\text{min})$	48	83	94	6	34	35
R^2	0.99	0.98	0.98	0.95	0.98	0.99

3.3. UVA 램프 파워의 영향

UVA 램프 파워가 BPA의 분해에 미치는 영향을 알아보기 위해, 비스페놀 A의 초기농도를 10 mg/L, TiO_2 투입량을 1 g/L로 고정하고, UVA 램프 파워를 40, 80, 120 W로 조절해가며 실험하였고, 실험결과는 그림 4에 나타내었다. 본 연구에서는 비스페놀 A는 반응시간 1시간에서 40 W, 80 W, 120 W 일 때 각각 53%, 63%, 96%씩 분해되었고, 4시간 이후 40 W에서 96%, 80 W, 120 W에서는 모두 분해되었다. 본 연구에서는 UVA 램프파워가 증가할수록 분해되는 정도는 높게 나타났다. 120 W에서는 반응시간 10분에서 이미 비스페놀 A 농도가 급격히 감소하였으며, 시간이 증가할수록 분해의 차이는 크지 않은 것으로 나타났다. UVA 램프 파워가 증가함에 따라 시간에 따른 총유기탄소의 제거는 증가하였는데, 반응시간 2시간 이후 40 W에서 56%, 80 W에서 59%, 120 W에서 80%를 나타내었다.

3.4. 온도의 영향

제질별 다양한 온도가 비스페놀 A의 분해에 미치는 영향을 알아보기 위해 반응기의 온도를 10, 20, 30°C로 조절해가며 실험하였고, 실험 결과는 그림 5에 나타내었다. 20°C와 30°C

그림 4. UVA 램프 파워에 따른 비스페놀 A의 농도 변화 (초기 농도: 10 mg/L, 이산화티탄: 1 g/L)

그림 5. 온도에 따른 비스페놀 A의 농도 변화 (UVA 램프 파워: 120 W, 초기농도: 10 mg/L, 이산화티탄: 0.1 g/L)

에서 비스페놀 A가 분해되는 정도는 비슷하게 나타났는데, 반응시간 1시간 이후, 비스페놀 A는 10°C에서 46% 분해되었고, 20°C에서 67%, 30°C에서는 69% 분해되었다. 1시간 이후 총유기탄소는 10°C에서 17%, 20°C에서 23%, 30°C에서 27%가 제거되었는데, 이것은 Tsai(2009)의 연구와 유사한 결과를 보인다.

Herrmann(1999)은 광촉매 반응에서 최적 온도는 일반적으로 20~80°C 사이에 있다고 보고 있다. 광촉매 반응은 광에 의한 활성화 반응이기 때문에, 광반응 자체는 온도의 영향을 받지 않는다. 광의 활성화 때문에 광촉매 시스템은 특별한 에너지를 필요로 하지 않으며 상온에서도 운전 가능한 장점을 갖고 있다. 20~80°C에서의 실제 활성화 에너지는 0이 되고, 결보기 활성화 에너지는 매우 작다. 그러나 0°C 이하에서는 결보기 활성화 에너지가 증가하게 되며, 낮은 온도에서 반응은 속도제한단계(Rate Limiting Step)에 접어들어 반응물이 탈착되는 경우가 있다. 또한 80°C 이상의 온도에서는 반응물의 발열흡착은 잘 일어나지 않고, 속도제한단계로 접어들어 광촉매 반응의 활성이 감소하게 된다. 결국 활성화는 감소하고, 결보기 활성화에너지도 감소하게 되어, 결과적으로 광촉매 반응이 일어나기 위한 최적 온도는 상온을 포함한 20~80°C 범위로 볼 수 있다(Malato et al., 2009). 결국 실제 현장에서 적용할 경우 0°C 이하의 경우에만 온도 조절이 필요하다고 판단된다.

4. 결 론

CPC 시스템 내에서 UVA 램프와 TiO₂를 가지고 광촉매 반응을 이용하여 비스페놀 A를 분해하는 실험을 실시하였다. 이에 오염물질의 초기농도, UVA 램프 파워, 촉매량, 온도가 분해에 미치는 영향을 요약하면 다음과 같다.

- 1) 비스페놀 A의 초기농도를 5 mg/L, 10 mg/L, 20 mg/L로 조절하여 실험한 결과, 초기농도가 낮을수록 시간에 따른 제거율이 높아지는데, 이 같은 결과는 총유기탄소 분해에서도 비슷하게 나타난다. 초기농도가 5 mg/L 일 경우 비스페놀 A는 반응시간 10분 이후 80%이상 제거되고, 10 mg/L에서는 1시간 이후 61%, 20 mg/L에서는 1시간 이후 49% 이상이 제거되었다. 이 같은 결과는 광촉매 반응은 TiO₂ 표면에서 일어나는 반응이므로 비스페놀 A의 농도가 높을수록 광촉매 표면에 오염물질 분자가 축적되어, 표면반응이 일어나는 활성점에서의 비스페놀 A 분자 간의 흡착경쟁이 증가하기 때문이라 판단된다.
- 2) 촉매 주입량을 0.1, 0.5, 1.0 g/L로 조절하여 주입한 결과, 주입량이 증가할수록 오염물질의 분해가 증가하는데, 이것은 촉매량이 증가할수록 오염물질과 반응하는 활성점(active site)이 증가하게 되어 광촉매 반응이 증가하기 때문이라 판단된다.
- 3) UVA 램프 파워가 증가할수록 비스페놀 A의 분해도 증가하는데, 램프 파워가 120 W 일 경우 반응시간 30분 이후 비스페놀 A는 79% 이상이 분해된다.

- 4) 계절별 온도가 비스페놀 A의 분해에 미치는 영향을 보기 위해 온도를 10, 20, 30°C로 조절하여 실험한 결과, 온도가 10°C에서 20°C로 올라감에 따라 비스페놀 A의 분해 정도는 급격하게 증가하지만, 30°C에서는 뚜렷한 차이를 보이지 않는다.
- 5) 현장에서 실제 태양광을 이용해 다양한 오염물질을 이용하여 추가적인 실험을 실시하고, 실내에서는 다양한 조건으로 실험을 수행한다면 실제 태양광의 이용과 효율을 높일 수 있다 판단된다. 또한 실내에서 수행된 본 연구의 결과는 실제 태양광을 이용하여 다양한 오염물질 분해할 경우 기초 자료로 활용될 수 있을 것이라 판단된다.

감사의 글

본 연구는 2009년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단 지원을 받아 수행되었으며, 이에 감사드립니다.(과제번호: KRF-2009-0092799)

참고문헌

- 박재홍, 안상우, 장순웅 (2004) 광촉매반응에 의한 DBP와 Bisphenol A의 제거, *한국폐기물학회논문집*, 제21권 제7호, pp. 732-739.
- Chiang, C., Lim, T.M., Tsen, L., and Lee, C.C. (2004) Photocatalytic degradation and mineralization of bisphenol A by TiO₂ and platinumized TiO₂, *Applied Catalysis A: General*, Vol. 261, pp. 225-237.
- Duran, A., Monteagudo, J.M., and Amores, E. (2008) Solar photo-Fenton degradation of reactive blue 4 in a CPC reactor, *Applied Catalysis B: Environmental*, Vol. 80, pp. 42-50.
- European Commission DG ENV. Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption-preparation of a candidate list of substances as a basis for priority setting, BKH Consulting Engineering, 2000.
- Fernandez-Ibanez, P., Sichel, C., Polo-Lopez, M.I., De Cara-Garcia, M., and Tello, J.C. (2009) Photocatalytic disinfection of natural well water contaminated by *Fusarium solano* using TiO₂ slurry in solar CPC photo-reactors, *Catalysis Today*, Vol. 144, pp. 62-68.
- Herrmann, J.-M. (1999) Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants, *Catalysis Today*, Vol. 53, pp. 115-129.
- Hsien, K.-J., Tsai, W.-T. and Su, T.-Y. (2009) Preparation of diatomite-TiO₂ composite for photodegradation of bisphenol A in water, *J. Sol-Gel Sci. Techn.*, Vol. 51, pp. 63-69.
- Kaneco, S., Rahman, M.A., Suzuki, T., Katsumata, H., and Ohta, K. (2004) Optimization of solar photocatalytic degradation conditions of bisphenol A in water using titanium dioxide, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, Vol. 163, pp. 419-424.
- Malato, S., Fernandez-Ibanez, P., Maldonado, M.I., Blanco, J., and Gernjak, W. (2009) Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends, *Catalysis Today*, Vol. 147, pp. 1-59.
- Oller, I., Gernjak, W., Maldonado, M.I., Perez-Estrada, L.A., Sanchez-Perez, J.A., and Mallato, S. (2006) Solar photocata-

- lytic degradation of some hazardous water-soluble pesticides at pilot-plant scale, *Journal of Hazardous Materials B*, Vol. 138, pp. 507-517.
- Oyama, T., Yanagisawa, I., Takeuchi, M., Koike, T., Serpone, N., and Hidaka, H. (2009) Remediation of simulated aquatic sites contaminated with recalcitrant substrates by TiO_2 /ozonation under natural sunlight, *Applied Catalysis B: Environmental*, Vol. 91, pp. 242-246.
- Rivas, F.J., Encinas, A., Acedo, B., and Beltran, F.J. (2009) Mineralization of bisphenol A by advanced oxidation processes, *Journal of chemical technology and Biotechnology*, Vol. 84, pp. 589-594.
- Tsai, W.-T., Lee, M.-K., Su, T.-Y., and Chang, Y.-M. (2009) Photodegradation of bisphenol-A in a batch TiO_2 suspension reactor, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 168, pp. 269-275.
- Wang, R., Ren, D., Xia, S., Zhang, Y., and Zhao, J. (2009) Photocatalytic degradation of Bisphenol A(BPA) using immobilized TiO_2 and UV illumination in a horizontal circulating bed photocatalytic reactor(HCBPR), *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 169, pp.926-932.
- Yang, G.-P., Zhao, X.-K., Sun, X.-J., and Lu, X.-L. (2005) Oxidative degradation of diethyl phthalate by photochemically-enhanced Fenton reaction, *Journal of Hazardous Materials B*, Vol. 126, pp. 112-118.
- Zhao, J., Wu, T., Wu, K., Oikawa, K., Hidaka, H., and Serpone, N. (1998) Photoassisted degradation of dye pollutants. 3. Degradation of the cationic dye rhodamine B in aqueous anionic surfactant/ TiO_2 dispersions under visible light irradiation: evidence for the need of substrate adsorption on TiO_2 particle, *Environmental Science and Technology*, Vol. 32, pp. 2394-2400.

◎ 논문접수일 : 10년 11월 12일
 ◎ 심사의뢰일 : 10년 11월 12일
 ◎ 심사완료일 : 10년 12월 21일