

## 전자빔 가속기를 이용한 페놀의 산화분해반응

양해영 · Sergey Petrov\* · 한도홍†

영남대학교 응용화학공학부

\*러시아 브드커 핵물리연구소

(1998년 12월 30일 접수, 1999년 9월 17일 채택)

## The Oxidative Degradation of Phenol by Electron Beam Accelerator

Hae Young Yang, Sergey Petrov\* and Do Hung Han†

School of Chemical Engineering and Technology, Yeungnam University,  
214-1 Taedong, Kyongsan 712-749, Kyongbuk

\*Budker Institute of Nuclear Physics of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science

(Received 30 December 1998; accepted 17 September 1999)

### 요 약

고 에너지 전자빔을 이용하여 생물학적으로 난분해성이며 유독성 유기물인 페놀의 산화분해를 연구하였다. 전자빔에 의한 페놀의 산화분해반응에서 오존은 페놀의 산화분해를 상승시키며, 공기주입에 의한 반응물의 혼합이 잘 일어나는 조건에서는 전자빔의 유효투과깊이보다 8배 더 큰 깊이에서도 제거율의 변동은 거의 없었다. 따라서 페놀분해를 위한 실제 흡수에너지의 상당한 감소가 가능하였다. 페놀의 제거율은 dose rate가 감소함에 따라 향상된다. 전자빔에 의한 페놀의 산화분해과정에서 생성된 고리화합물들은 20 kGy의 낮은 흡수에너지에서도 약 90%정도의 분해가 일어나지만 총 유기탄소는 감소되기가 어렵다.

**Abstract** – The oxidative degradation of toxic and non-biodegradable phenol by a high energy electron beam has been investigated. Ozone can effectively accelerate oxidation and degradation of phenol. The removal rate of phenol is reduced little even at depths much higher than eight times of effective penetration depth in the well-mixing conditions by aeration. Therefore, considerable decrease in a real absorbed energy for degradation of phenol was possible. Removal rate of phenol could also be improved by decreasing dose rate. Ring chemical compounds produced by phenol degradation can be easily removed upto nearly 90% by low absorbed energy of 20 kGy but total organic compounds were difficult to reduce.

**Key words:** Oxidation, Degradation, Phenol, Electron Beam, Ozone, Dose Rate, Effective Penetration Depth

### 1. 서 론

화학공장 폐수에 포함하고 있는 유기화합물들 중에서 PCB(polychlorinated biphenyl), PCP(polychlorophenyl), TCE(trichloroethylene), PCE(polychloroethylene), 염화벤젠과 같은 염소계 페놀화합물, 시안화합물, 시안산염, 다이옥신류, 페놀류 등과 같은 화합물 등이 자연 생태계에 미치는 영향은 치명적이라 할 수 있다. 이와 같은 유독성 유·무기 화합물들을 제거하기 위하여 많은 연구가 수행되어 왔다. 대표적인 방법은 물리·화학적법, 생물학적 처리법, 소각법, 습식공기산화법(wet air oxidation process) 및 고급산화공정(advanced oxidation process) 등이 있다. 습식산화법[1]은 생물학적 공정으로 처리하기에는 곤란하고 소각 처리하기에는 유·무기물의 함량이 저농도인 액상 유기 혹은 무기 난분해성 물질을 효과적으로 처리하기 위한 공정이다. 그러나 이 공정은 고온(150-350 °C), 고압(5-200기압) 하에서 산소발생기

혹은 공기압축기와 폐수의 고압펌핑을 필요로 하기 때문에 소요 전력비가 높고 처리할 폐수의 부식성으로 인해 반응기의 재질선택에 어려운 단점이 있다. 또한 물리·화학적 방법은 초기 건설비가 적게 드는 대신에 운전비가 많이 들고 제거 효율이 일반적으로 낮다. 생물화학적 처리는 운전비는 낮지만 건설비가 높고 폐수의 특성 및 농도에 따라 처리 비용 및 제거 효율에 큰 차이를 나타내고 있으며 특히 독성이 높은 폐수에 대해서는 완전한 처리가 어렵다[2].

고급산화법[3-5]은 인위적으로 오존의 분해를 유발하거나 광분해 등과 같은 방법으로 반응성이 높은 OH라디칼을 생성시켜서 유기물의 산화분해효율을 증대시키는 처리법으로 오존만으로 제거될 수 없는 오염물질을 처리하는데 이용될 수 있는 공정이다. 이와 같은 고급산화공정은 기존의 산화제인 염소나 이산화염소, 과망간산칼륨 보다 훨씬 강한 산화력을 가지고 있어서, 정수처리에서 미량의 유기물(TCE, PCE)제거, 맛·냄새 유발성분(Geosmin 등)제거, THM(trihalomethane) 생성억제 그리고 GAC/PAC(granular activated carbon/powdered activated carbon) 등의 전처리 공정으로 이용되고 있다. 그러나 고농도의

†E-mail: dhhan@yucc.yeungnam.ac.kr

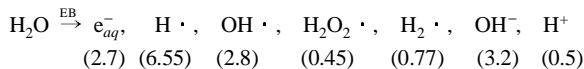
산업폐수를 대량으로 처리하기에는 경제성 및 기술적 문제점들로 말미암아 아직까지 널리 이용되지 못하고 있는 실정이다.

최근 전진 각국에서는 새로운 수처리 기술로써 고에너지 전자빔과 고급산화법의 화학적 특성을 결부시키는 전자빔 가속기를 이용한 폐수처리 공정에 대한 연구를 수행하고 있다. 전자빔 가속기는 전자를 대량으로 발생시키고 자장을 걸어 광속에 가깝게 가속시킨 후 생성된 고에너지 전자빔을 추출시스템을 거쳐 대기 중으로 방출시키는 장치이다. 이와 같은 고에너지 전자빔은 짧은 시간 내에 분자를 깨거나 분자의 구조를 변화시켜 각종의 반응들이 급격히 일어나게 할 수 있다. 전자빔 가속기의 특징은 전자빔을 대상물질에 직접조사시키기 때문에 높은 효율 및 높은 생산성, 소규모의 설치면적, 우수한 안정성, 공정의 연속성 및 자동제어, 공정상 2차 오염문제의 배제 등을 들 수 있다.

본 연구에서는 고전압 전자빔 가속기로부터 방출된 고에너지 전자빔을 이용하여 생물학적으로 난분해성이며 유독성 유기물인 폐놀의 산화분해과정을 연구하였다. 산화제의 종류, 반응물의 농도, 흡수에너지(dose), 시간당 흡수에너지(dose rate), 용액 층의 깊이 등의 반응변수들이 전자빔에 의한 폐놀의 산화분해에 미치는 영향을 조사하였다.

## 2. 이론적 배경

여러 연구자들[6, 7]에 의하면 전자빔에 의한 수용액중의 유기화합물의 산화는 일차적으로 물의 방사분해에 의해 생성된 각종의 생성물들에 의해 진행된다고 알려져 있다. 즉, 물분자들은 가속된 고에너지의 전자들과 강하게 충돌하여 파괴되어 여러 형태의 라디칼들이 생성된다. 탈 산소 하에서 물의 방사분해는 다음과 같이 여러 종류의 화합물들이 생긴다.



물분자는 전자와의 직접 충돌에 의해 운동에너지를 전이 받거나 매우 근접한 거리를 지나는 전자로부터 전기에너지를 흡수하여 반응성이 높은 라디칼로 변하며 이들 라디칼들의 생성수율은 용액의 pH 값에 많은 영향을 받는다. 괄호 안의 숫자는 G-value로서 물질이 100 eV의 에너지를 흡수하였을 때 생성되거나 분해되는 원자 또는 분자의 갯수를 나타낸다. 산소 존재 하에서 수용액중의 유기화합물은  $\text{OH} \cdot$  및  $\text{rm HO}_2 \cdot$  그리고  $\text{O}_2 \cdot$ 와 일차적으로 반응하여 과산화물(peroxide)을 생성하고 이와 같은 불안정한 생성물들은 산소와 결합하여 새로운 형태의 라디칼이 형성됨으로서 연쇄적으로 산화분해반응이 진행된다[6-8]. 유기화합물과 이들 라디칼들의 산화분해반응은 매우 빠른 속도로 진행되며[9], 가속된 전자가 직접 화합물에 충돌하여 분자간의 결합이 파괴되어 라디칼들이 생성되는 시간은 'pico-second' 단위로 순간적으로 일어난다고 알려졌다[10]. 따라서 라디칼에 산소나 오존과 같은 산화물질이 빠른 속도로 공급되어야만 유기화합물의 산화분해반응이 일어날 수 있다[11].

Jogeker 등[12]은 여러 종류의 치환기로 치환된 페놀계 화합물들의 산화반응에서 치환기의 종류 및 치환위치가 산화분해반응 속도에 미치는 영향을 비교 조사하여 다음과 같은 반응성의 순서를 보인다고 보고한 바 있다.

p-methoxyphenol > o-methoxyphenol > o-ethylphenol  
> 2,6-dimethylphenol > o-methylphenol > m-methylphenol  
> p-chlorophenol > o-chlorophenol > phenol > m-chlorophenol

이와 같은 반응성의 순서로부터 페놀계의 산화반응은 친전자성 반응이며 aryloxy-radical과 산소간의 반응이 유효단계라고 주장하였다.

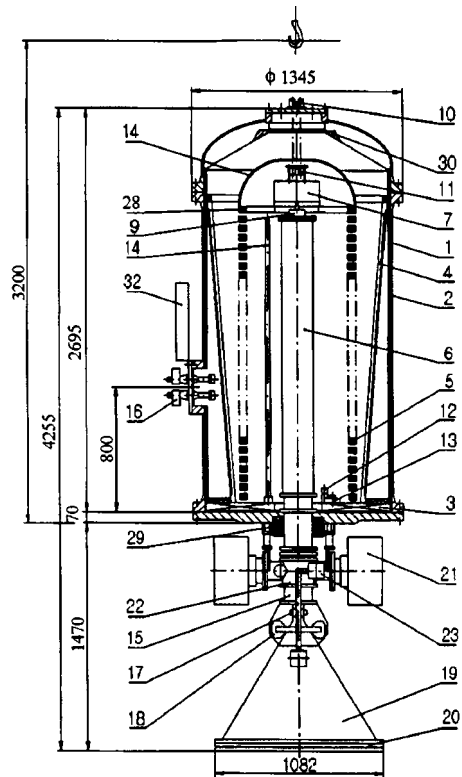


Fig. 1. Schematic diagram of high voltage electron beam accelerator.

- |                                  |                               |
|----------------------------------|-------------------------------|
| 1. Vessel                        | 15. Vacuum gate DU-60         |
| 2. Primary winding               | 16. Primary winding terminals |
| 3. Disk magnet guide             | 17. HF scanning coil          |
| 4. Cylindrical magnet guide      | 18. LF scanning coil          |
| 5. Rectifying section(44 pieces) | 19. Extraction device         |
| 6. Accelerating tube             | 20. Lower frame               |
| 7. Injector control unit(ICU)    | 21. Magnetodis-charge pumps   |
| 8. H. V. electrode               | 22. Cross-head                |
| 9. Injector                      | 23. Bellows gate              |
| 10. "LED-PH." channel            | 28. Base of h.v. electrode    |
| 11. "PH-LED" channel             | 29. Magnetic lens             |
| 12. Section voltage divider      | 30. H.V. screen               |
| 13. Capacitance unit             | 32. Clamp set                 |
| 14. Energy divider               |                               |

## 3. 실험

### 3-1. 실험장치 및 실험방법

에너지 공급원인 전자빔 가속기는 러시아의 Novosibirsk에 소재하고 있는 Budker 핵물리연구소에서 제작된 것으로 전자빔 에너지가 0.80-1.2 MeV, 최대 빔전류가 100 mA, 출력이 100 kW인 고전압 전자빔 가속기이다(Fig. 1). 본 연구에 사용된 전자빔 가속기는 실험장치도는 Fig. 2에 나타냈듯이 전자빔 가속기에 의한 에너지 공급장치, 산화분해반응이 일어나는 반응기, 공기 또는 오존공급장치로 크게 세 부분으로 구성되어 있다. 반응기는 직경이 13.5 cm, 높이가 10 cm인 알루미늄재질로 된 원통형으로 반응기의 밑부분에는 공기 또는 오존을 잘 분산할 수 있는 다공도가 약 20%인 다공성 흑연판이 설치되어 있다. 반응기는 컨베이어벨트 상에 놓여 있어서 컨베이어벨트의 이동속도와 전자빔의 전류를 변화시킴으로써 흡수 에너지(dose)가 조절되도록 하였다. 전자빔을 조사하기 전에 반응기에 순수한 증류수만을 채우고 오존을 약 1분간 통과시켜 오존이 증류수에 충분히 용해된 후, auto-feeding system을 사용하여 폐놀을 자동으로 반응기에 투입하고

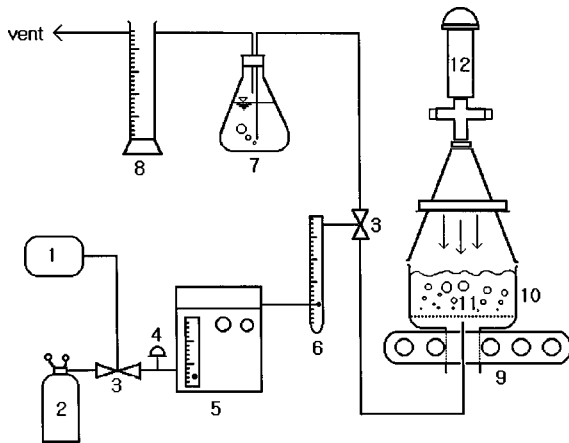


Fig. 2. Schematic diagram of the experimental apparatus.

- |                    |                               |
|--------------------|-------------------------------|
| 1. Air             | 7. Titration flask            |
| 2. Oxygen          | 8. Mass cylinder              |
| 3. 3-way valve     | 9. Conveyor                   |
| 4. Niddle valve    | 10. Reactor                   |
| 5. Ozone generator | 11. Porous plate              |
| 6. Flow meter      | 12. Electron beam accelerator |

동시에 전자빔을 조사시켰기 때문에 반응 전에 오존에 의한 페놀의 산화반응은 배제되었다. 공기는 수분을 제거한 후 사용하였으며 오존 발생시 사용된 산소가스는 약 90%의 순도를 나타낸다. 오존발생기는 무성방전법으로 약 6,000-8000 volt 범위의 전압으로부터 오존을 발생시켰다.

### 3-2. 시료 및 분석

모델시료로는 고리 화합물의 대표적인 물질이며 고농도에서는 생물학적으로 분해하기 힘든 페놀(약리화학, 99%)을 선택하였으며, 이를 일정량의 증류수에 용해하여 사용하였다.

총 유기탄소는 TOC(Shimadzu, TOC 5000A)분석기를 사용하여 분석하였고, 페놀 및 페놀의 산화분해반응으로부터 생성된 고리화합물들(Catechol, Hydroquinone)은 HPLC(Shimadzu LC10A)로 분석하였다.

오존농도는 KI(50 g/l)용액과 오존을 반응시켜 유리되는  $I_2$ 를 sodium thiosulfate로 적정하는 Schonbein법을 사용하여 측정하였다[13].

## 4. 결과 및 고찰

### 4-1. 전자빔에 의한 페놀의 산화분해

전자빔 가속기로부터 방출되는 고에너지 전자빔을 이용하여 물의 방사분해로 생성된 라디칼들과 페놀간의 반응성을 조사하기 위하여, 산화제로 공기를 사용하여 페놀의 산화분해성을 총 유기탄소의 감소율로 Fig. 3에 나타내었다. 수용액에서 페놀농도는 100 ppm(TOC 77 ppm)과 300 ppm(TOC 230 ppm)이고 빔점류(beam current)는 2.2 mA, 시간당 흡수에너지(dose rate)는 2.5 kGy/sec, 시료의 깊이는 1.0 MeV의 빔 에너지에서 밀도가  $1 \text{ g/cm}^3$ 인 물질에 대한 전자빔의 유효투과깊이인 3.5 mm(반응물 부피 40 cc)이다. 100 ppm의 페놀수용액은 흡수에너지가 50 kGy에서 약 64%의 분해율을 보이는 반면 300 ppm에서는 약 30%의 분해율을 보여 2배 이상의 차이를 나타낸다. 이는 전체 TOC값을 기준으로 볼 때, 반응물의 초기농도가 감소함에 따라 전환율이 증가하는 1차이하의 반응으로 판단된다.

전자빔에 의한 물의 방사분해와 유기화합물의 분해반응으로부터 라디칼들의 생성은 'picosecond' 단위로 순간적으로 일어나지만 기체 상

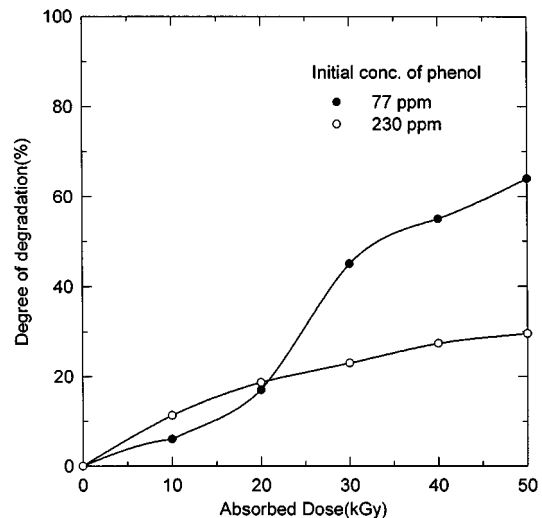


Fig. 3. Effect of absorbed dose on the degradation of phenol by electron beam for two different initial concentrations of phenol.

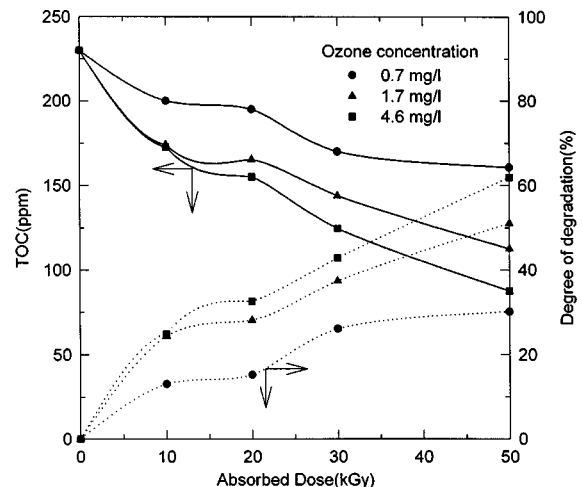


Fig. 4. Effect of ozone on degradation of phenol by electron beam. (TOC conc. of phenol : 230 ppm)

으로부터 산소 또는 오존의 물질전달속도는 상대적으로 매우 느리기 때문에, 기체의 전달속도가 전자빔에 의한 유기화합물의 산화분해반응에서 율속단계라 판단된다[11]. 따라서 반응물의 농도가 낮으면 반응물의 산화분해에 필요한 산소 또는 오존의 양은 적어도 되기 때문에 전환율은 증가한다고 본다.

### 4-2. 전자빔과 오존에 의한 페놀의 산화분해

산소보다 더욱 강력한 산화제인 오존을 산화제로 사용하여 전자빔과 병행 처리함으로써 산화분해속도의 증대를 시도하였다.

Fig. 4에서 보듯이 오존의 농도가 약 0.7 mg/l인 비교적 저농도에서는 공기를 사용했을 때와 비교하면 제거효율은 큰 차이가 없지만, 오존농도를 1.7 mg/l와 4.6 mg/l로 증가시키면 낮은 흡수에너지에서는 물론 높은 흡수에너지에서도 제거율이 크게 증가하였다.

본 실험에서는 총 반응시간은 2분으로 통일하였는데 이는 최대 흡수 에너지를 100 kGy로 했을 때 전자빔의 조사시간이 2분이기 때문에 낮은 흡수에너지에서도 동일한 반응시간에서 페놀의 산화분해율을 서로 비교하기 위해서이다. Table 1에서 보듯이 실제로 전자빔의 조사시간은 10-50 kGy범위의 흡수에너지에서 12-60초이고 오존만 에 의한

**Table 1. Effects of electron beam irradiation on the phenol degradation by ozonation(TOC conc. of phenol : 230 ppm, Total reaction time : 2 min)**

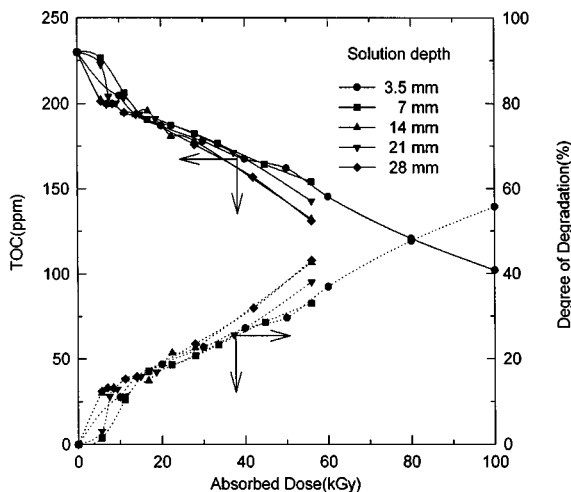
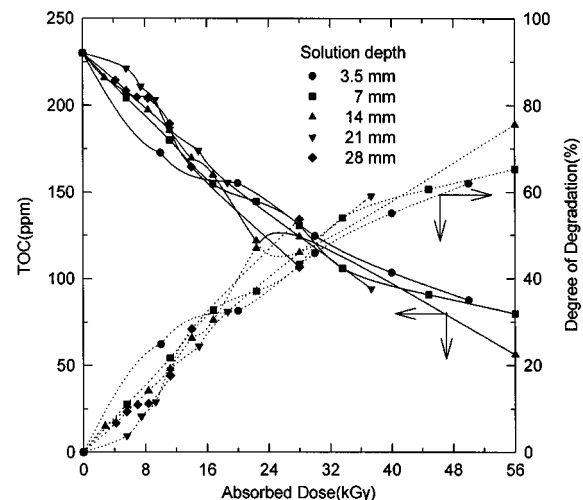
Electron beam irradiation + ozonation					Ozonation			
Absorbed energy, kGy	Irradiated time, sec	Conc. of ozone*, mg/l			Ozonation time, sec	Conc. of ozone*, mg/l		
		0.7	1.7	4.6		0.7	1.7	4.6
		TOC, ppm(removal %)				TOC, ppm(removal %)		
10	12	200(13.0)	174(24.4)	172(25.2)	108	202(11.7)	181(21.3)	176(23.5)
20	24	195(15.2)	165(28.3)	155(32.6)	96	206(10.4)	185(19.6)	181(21.3)
30	36	170(26.1)	143(37.8)	123(46.5)	84	210(8.7)	192(16.5)	189(17.8)
40	48	-	-	100(56.5)	72	215(6.5)	197(14.3)	194(15.7)
50	60	160(30.4)	109(52.6)	87(62.2)	60	219(4.8)	205(10.9)	200(13.0)

\*gaseous concentration of inflow ozone into reactor

반응시간은 108-60초 범위이다. 오존만에 의한 페놀의 산화분해반응으로부터 TOC값과 그 제거율을 표의 마지막 줄에 나타내었다. 10 kGy에서 오존농도가 0.7, 1.4, 4.6 mg/l에서 전자빔을 12초 동안 조사시키면서 동시에 총 2분 동안 오존을 주입시켰을 때, TOC제거율은 각각 13.0, 24.4, 25.2%이며 오존에 의한 반응시간인 108초에서 제거율은 11.7, 21.3, 23.5%이다. 반면에 50 kGy의 흡수에너지에서는 오존농도가 0.7, 1.4, 4.6 mg/l에서 전자빔을 60초 동안 조사시키고 총 2분 동안 오존을 주입시켰을 때, TOC제거율은 각각 30.4, 52.6, 62.2%이며 오존만에 의한 반응시간 60초에서 제거율은 4.8, 10.9, 13.0%이다. 이상의 결과로부터 흡수에너지가 낮은 범위에서는 전자빔과 오존에 의한 페놀의 산화분해율은 오존만을 사용한 산화분해율과 거의 비슷한 값을 나타내지만 흡수에너지가 증가함에 따라 전자빔의 효과가 뚜렷이 나타나고 있다. 따라서 전자빔은 오존과 결부되어 유기화합물의 산화분해반응을 촉진시킬 수 있다고 본다.

#### 4.3. 용액층 깊이에 따른 페놀의 산화분해

반응기에 투입되는 공기 또는 오존의 주입속도가 높아서 반응기내에서 용액의 혼합이 짧은 시간에 완전혼합이 일어나는 조건에서는 전자빔의 투과깊이 이상의 용액층도 균일하게 전자빔을 흡수할 수 있다. 또한 반응물의 양, 즉 용액층의 깊이를 유효투과깊이 이상으로 증가하면 반응물의 실제흡수에너지는 용액층의 깊이에 반비례하여 감소하기 때문에 낮은 에너지에서도 페놀의 산화반응율을 적절하게 유지할 수 있다. Fig. 5와 6에서는 반응물의 양을 40 cc(시료깊이: 3.5 mm)를 기준으로 2배(시료깊이: 7 mm), 4배(14 mm), 6배(21 mm), 8배(28 mm)로 증가시켜 실제 흡수에너지에 대한 페놀의 산화분해율을 조사한 실험 결과이다.

**Fig. 5. Effect of solution depth on degradation of phenol with air.** (TOC conc. of phenol : 230 ppm)**Fig. 6. Effect of solution depth on degradation of phenol with ozone.** (TOC conc. of phenol : 230 ppm, conc. of ozone : 4.6 mg/l)

실험결과이다. TOC기준으로 230 ppm의 페놀농도에서, 공기 또는 4.6 mg/l 농도의 오존을 각각 주입하면서 페놀의 산화분해율을 동일한 실제흡수에너지에서 서로 비교했을 때 용액층의 깊이에 관계없이 거의 같은 값을 나타내고 있다. 이는 다공성 흑연관을 통하여 유입되는 미세한 기체 방울에 의해 반응물이 완전히 혼합되기 때문에 시료의 깊이와 제거율의 상관관계는 실제흡수에너지에만 의존된다고 할 수 있다. 이와 같은 실험결과는 전자빔의 조사시간이 용액의 완전혼합을 위한 시간보다 큰 조건하에서 제시될 수 있다고 보며, 용액층의 깊이가 어느 한계점 이상일 때는 제거율이 용액층의 깊이에 영향을 받는다고 판단된다.

#### 4.4. Dose rate의 영향

일정한 흡수에너지에서 dose rate를 변화하여 처리대상물질의 전자빔 조사시간에 따른 페놀의 분해율을 조사하였다. Dose rate는 시간당 흡수에너지로서 전자빔 가속기의 운전변수인 전압, 빔전류, 조사시간, 조사창에서 시료표면까지의 거리, 매질과 피조사체의 물성 등의 함수로 표현된다[14]. 일정한 흡수에너지에서 dose rate를 낮추면 빔 조사시간이 길어지고 반대로 dose rate를 높이면 빔 조사시간은 짧아진다.

Fig. 7은 dose rate를 변화시키면서 전자빔을 조사한 실험결과이다. 그림에서 보듯이 동일한 흡수에너지에서 비교했을 때 페놀의 분해율은 dose rate에 반비례하여 증가한다. 1 kGy/sec에서의 페놀의 분해율은 2.5 kGy/sec와 5 kGy/sec에 비해 2배 이상 증가하였다. 반면에 본 실험장치에서 사용된 conveyer belt의 최대 이동속도의 한계로 말미암아, 5 kGy/sec에서는 조사창에서 반응기 사이의 거리를 55 cm에서

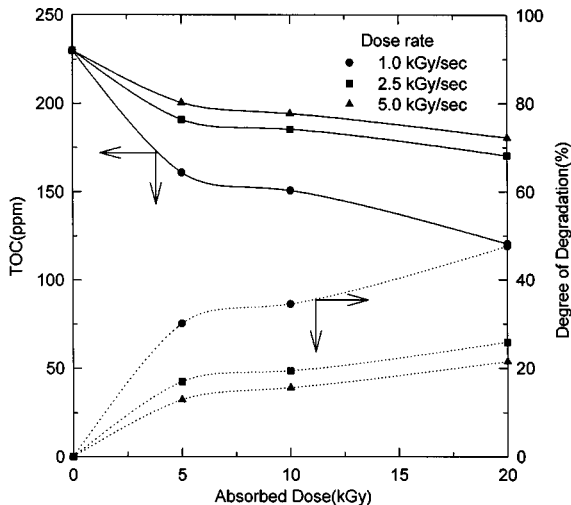


Fig. 7. Effect of dose rate on degradation of phenol with ozone.  
(TOC conc. of phenol : 230 ppm, conc. of ozone : 1.7 mg/l)

25 cm로 감소하여 높은 beam density에서 dose rate를 증가시켰기 때문에 조사시간은 2.5 kGy/sec에 비해 약 1.5배 정도만이 감소하여 상대적으로 제거율의 차이가 크지 않다. 이와 같이 dose rate를 감소시키면 페놀의 분해율이 증가하는 것은, 앞에서 설명했듯이, 기체 상에서부터 산소 또는 오존의 물질전달속도가 율속단계이므로 조사시간을 증가시키면 전자빔이 조사되는 동안에 기상으로부터 많은 양의 산화제가 공급되기 때문이다.

#### 4.5. 페놀의 산화분해로부터 생성된 고리화합물들

전자빔에 의한 페놀의 산화분해반응은 1차적으로 OH 라디칼과의 반응으로 인해 생성된  $C_6H_5(OH)$ 라디칼들이 용존산소와 반응하여 catechol 이나 hydroquinone과 같은 dihydroxybenzene 등을 생성시킨다[15]. 이들 고리(ring)형태의 화합물들이 페놀의 산화분해과정에서 총 유기탄소값 변화에 미치는 영향을 살펴보았다.

Fig. 8은 페놀수용액 300 ppm(230 ppmTOC)을 전자빔과 공기를 산화제로 처리한 결과인데, 그림에서 보듯이 비교적 저에너지인 10 kGy

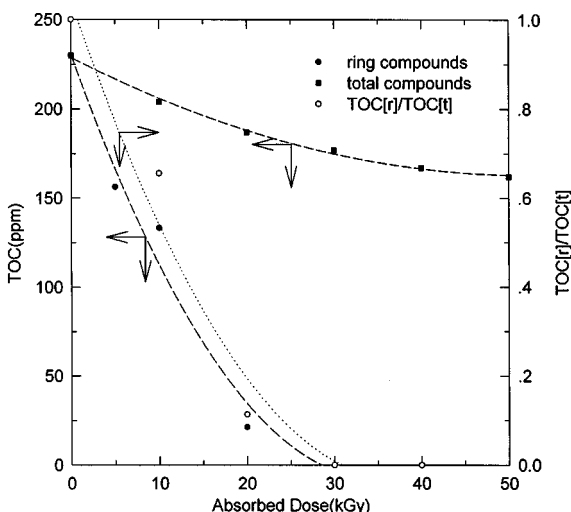


Fig. 8. Comparison of ring compounds produced with total organic compounds in the course of phenol oxidation with air.  
(TOC conc. of phenol : 230 ppm)

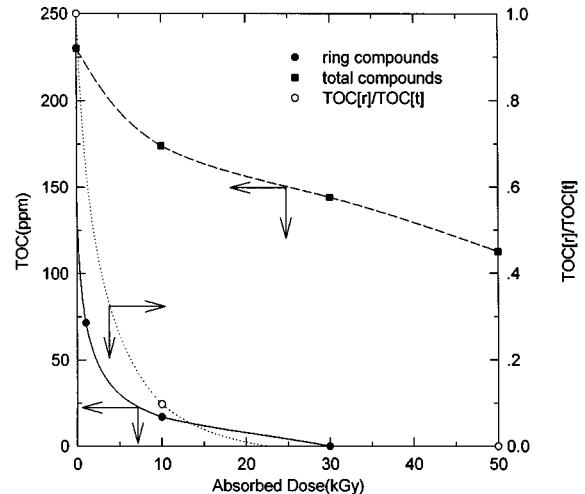


Fig. 9. Comparison of ring compounds produced with total organic compounds in the course of phenol oxidation with ozone.  
(TOC conc. of phenol : 230 ppm, conc. of ozone : 1.7 mg/l)

미만에서는 총 유기탄소량에 대한 고리화합물(phenol, catechol, hydroquinone)들의 비가 50%정도이고 나머지는 고리가 파괴된 화합물로 존재한다. 전자빔 에너지를 계속 증가하면 고리화합물들은 급속히 산화분해되어 약 30 kGy에서 모두 소멸된다. 그러나 전체 TOC 값은 완만하게 감소함을 알 수 있다. Fig. 9는 1.7 mg/l의 오존을 사용하여 전자빔과 함께 처리한 결과인데, 고리화합물의 농도는 급격히 감소하여 2 kGy이하에서 40 ppm정도이고 10 kGy에서는 90%이상의 고리화합물들이 파괴되어 그 농도가 25 ppm에 불과하다. 그러나 총 TOC는 고리화합물의 파괴에도 불구하고 높은 값을 유지하고 있다. 이와 같은 결과는 전자빔에 의한 고리화합물의 산화분해력은 오존에 의해 상승되지만, 고리화합물들의 파괴로부터 생성된 저분자의 유기산들(acrylic acid, glyoxalic acid, oxalic acid, acetic acid, formic acid 등)의 산화분해는 보다 높은 흡수에너지를 요구한다.

본 연구결과, 독성을 띄는 페놀계 유기화합물들을 포함하고 있는 폐수를 전자빔을 이용하여 처리할 때는, 고리화합물들의 농도가 최소가 되고 각종 유기산들의 농도가 최대인 조건에서 생물학적 처리를 병행한다면 효과적인 처리를 기대할 수 있으리라 예상된다.

## 5. 결 론

전자빔 가속기를 이용하여 생물학적으로 난분해성 물질의 하나인 phenol 수용액의 산화분해반응에 관한 연구를 수행한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- (1) 전자빔에 의한 phenol의 산화분해반응에서는 기상으로부터 산소나 오존의 물질전달속도가 전체반응속도에 결정적인 영향을 주며 오존의 존재는 페놀의 산화분해에 상승효과를 나타낸다.
- (2) 전자빔과 오존에 의한 phenol의 산화분해반응에서는 공기를 사용했을 때보다 높은 제거율을 보이며, 이때 오존의 농도가 일정량 이상이 되어야 빠른 산화분해가 일어난다.
- (3) 공기주입에 의해 반응물의 혼합이 잘 일어나는 조건에서는 동일한 실제흡수에너지에서 비교했을 때 전자빔의 유효투과깊이인 3.5 mm 이상 28 mm까지에서도 제거율은 변화가 없었다.
- (4) 단위 시간당 흡수에너지인 dose rate를 조절하여 실험을 행한 결과 dose rate가 낮을수록 phenol의 산화 분해율은 증가하였다.
- (5) 전자빔에 의한 phenol의 산화분해과정에서 고리화합물들은 비교

적 낮은 흡수에너지에서 분해가 용이하지만 총 유기탄소량의 감소는 어려웠다. 이는 고리화합물들의 파괴로부터 생성된 저분자의 유기산들의 산화분해는 보다 높은 흡수에너지가 요구되기 때문이다.

(6) 본 연구결과, 독성을 띄는 폐놀계 유기화합물들을 포함하고 있는 폐수를 전자빔을 이용하여 처리할 때는, 고리화합물들의 농도가 최소가 되고 각종 유기산들의 농도가 최대한 조건에서 생물학적 처리를 병행한다면 효과적인 처리를 기대할 수 있으리라 예상된다.

## 감 사

본 연구는 영남대학교 해외파견 교비지원금으로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

## 참고문헌

1. Delvin, H. R. and Harris, I.: *J. Ind. Eng. Chem. Fundam.*, **23**, 387 (1984).
2. Proudler, B. B. and Le, H.: *Chem. Eng.*, **54**, 319(1976).
3. Kim, E. H., Kim, Y. H., Chung, D. Y., Yoo, J. H. and Choi, C. S.: *HWAHAK KONGHAK*, **35**, 440(1997).
4. Hoigne, J. and Netzer, R. G.: "Handbook of Ozone Technology and Application," Ann Arbor Science Publishers, **1**, 341(1982).
5. Glaze, W. H., Kang, J. W. and Chapin, D. H.: *Ozone Sci. & Eng.*, **9**, 335(1987).
6. Spinks, J. W. T. and Woods, R. J.: "An Introduction to Radiation Chemistry," John Wiley & Sons, New York(1976).
7. Getoff, N.: "Proceed. Symp. on Removal of Dangerous Waste Material," Federal Ministry for Science and Research, Vienna, Austria, 90(1983).
8. Getoff, G. and Lutz, W.: *Radiat. Physics. Chem.*, **25**(1-3), 21(1985).
9. Hoigne, J. and Bader, H.: *Wat. Res.*, **17**, 185(1983).
10. Bendar, J.: "Theoretical Foundations of Radiation Chemistry," Kluwer Academic Publishers, 32(1990).
11. Han, D. H., Yang, H. H. and Kwon, K. M.: *J. Korean Society of Envir. Eng.*, **16**(7), 885(1994).
12. Joglekar, H. S., Samant, S. D. and Joshi, J. B.: *Wat. Res.*, **25**, 135 (1991).
13. Hoigne, J. and Bader, H.: *Wat. Res.*, **15**, 449(1981).
14. Schiller, S., Heisig, U. and Panzer, S.: "Electron Beam Technology," John Wiley & Sons, New York, 470(1982).
15. Hashimoto, S., Miyata, T., Washino, M. and Kawakami, W.: *Env. Sci. & Tech.*, **13**(1), 71(1979).