

## POPs의 순환에 미치는 유기물 및 black carbon의 역할

남 재 작<sup>\*</sup>, 홍 석 영, 김 계 훈<sup>1</sup>

농촌진흥청 농업과학기술원 환경생태과,  
<sup>1</sup>서울시립대학교 자연과학대학 환경원예학과

### The Role of Organic Matter and Black Carbon on the Cycling of Persistent Organic Pollutants (POPs)

Jae Jak Nam<sup>\*</sup>, Suk Young Hong and Kye Hoon Kim<sup>1</sup>

National Institute of Agricultural Science and Technology, 249 Seodun-dong,  
Suwon 441-707, Korea

<sup>1</sup>Department of Environmental Horticulture, University of Seoul, 90 Cheonnong-dong,  
Seoul 130-743, Korea

#### ABSTRACT

Soil organic matter (OM) is well documented for its capacity to retain persistent organic pollutants (POPs) and thus is important in dictating the environmental partitioning of POPs between media such as air, water, and soil. Black carbon (BC) is a small component of OM and exhibits a 10~100 times greater sorption capacity of POPs than humified OM. Furthermore, due to the inherent long environmental life time of BC, a result of its resistance to physical and biological degradation, POPs can continue to accumulate in BC over a long period of time. The unique properties of BC have been of particular interest over the last 30 years and have resulted in broad research being conducted into its effects of POP cycling in atmospheric, oceanographic and soil matrices. The results of such studies have proved valuable in providing new research initiatives into the role of BC in the cycling of hydrophobic organic compounds (HOCs) as well as giving further insight into the long range atmospheric transport (LRAT) potential and subsequent risk assessment criteria for persistent organic pollutants (POPs). In this report, we introduce a novel study examining the relationships between BC and OM with respect to their POP sorption capacity and discuss the role of BC in influencing the environmental regulation of organic pollutants.

**Key words** : organic matter, black carbon, POPs, environmental fate

#### 서 론

생물체와 토양, 물, 대기, 퇴적물 등 환경에는 수

많은 유기화합물들이 존재하고 있다. 이들 유기화합물 중 친유성 유기화합물 (hydrophobic organic compounds, HOCs)들은 오랜 잔류기간과 독성 때문에 환경 연구자들에게 중요하게 다뤄져 왔다. 친유성 유기화합물에는 잔류성유기오염물질 (persistent organic pollutants, POPs)와 다환방향족탄화수소 (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 등 환

<sup>\*</sup>To whom correspondence should be addressed.  
Tel: +82-31-290-0231, Fax: +82-31-290-0206,  
E-mail: jjnam@rda.go.kr

경독성학적으로 관심 있는 대부분의 물질들이 포함된다. HOCs는 dichlorodiphenyl trichloroethane (DDT)이나 hexachlorobenzene (HCB)처럼 농약으로 직접 환경에 살포하기도 하지만 (Barber *et al.*, 2005), 대부분은 이들 물질을 포함하고 있는 제품을 폐기하여 매립하거나 소각하는 과정 중에서 대기로 유입된다 (Sakai *et al.*, 1993; Meijer *et al.*, 2003; Yasuhara *et al.*, 2003). 대기로 유입된 유기화합물들은 대기와 토양, 대기와 물 사이의 분배에 의해서 확산되고 물속에서는 물과 퇴적물 사이의 분배를 통하여 확산된다 (Beyer *et al.*, 2000; Klecka *et al.*, 2000). 이렇게 환경매질간 분배를 통해서 이동한 POPs는 오염원이 전혀 없는 극지방에서도 높은 농도로 검출된다 (Herbert *et al.*, 2006). 그러므로 이 분배과정에 영향을 미치는 인자를 조사함으로써 HOCs의 생태독성학적 특성과 환경에서 거동에 대한 분석과 예측이 가능하다.

HOCs의 토양잔류 및 분배에 있어서 토양유기물이 결정적인 역할을 한다는 것은 이미 오래 전부터 알려져 왔다 (Lambert, 1968). 이와 관련하여 1980년대 초부터 많은 연구논문들이 실제 환경시료를 대상으로 분석한 데이터를 기초로 발표되어왔다 (Chiou *et al.*, 1979; Karickhoff, 1980; Karickhoff, 1981a, b, 1983, 1984; Tate, 1987). 유기물 분배에 기초한 모델들로는 평형상태 하에서 흡착물 (sorbate)과 유기물 농도의 관계를 예측할 수 있었으며, 이 결과를 바탕으로 다양한 토양에 대해 분석한 논문들이 발표되었다 (Jones, 1989; Jones *et al.*, 1989; Wilcke *et al.*, 1997; Cousins *et al.*, 1999a, b; Wilcke and Amelung, 2000). 이를 위하여 초기에는 유기물과 HOCs와의 선형관계를 가정한 이상 (two-phase) 모델들이 사용되었지만 일부 연구자들은 퇴적물에서 수착 (收着, sorption) 현상을 설명하는 데는 이상 모델이 적당하지 않다는 점을 제기하였다 (Gustafsson and Gschwend, 1997; Gustafsson *et al.*, 1997; Cornelissen *et al.*, 2005a). 이에 따라 1990년대 중반에는 수중환경에서 입자상 (particulate phase)을 하나 더 도입하는 모델이 제시되었다 (Gustafsson and Gschwend, 1997). 여기에 도입된 입자상 물질은 검댕 (soot) 또는 black carbon (BC)으로 주로 화석연료의 불완전 연소과정에서 발생한다 (Seiler and Crutzen, 1980; Goldberg, 1985;

Carcaillet *et al.*, 2002; Cochrane, 2003). BC는 부정형 유기탄소와는 달리 응축된 형태를 가지는 물질로서 HOCs와는 주로 흡착 (adsorption)을 통하여 결합한다. 이에 반해 부정형 유기탄소 (amorphous organic carbon, AOC)는 주로 흡수 (absorption)를 통해서 HOCs와 분배가 일어난다 (Burgess and Lohmann, 2004). BC의 흡착체로서의 거동과 역할은 Luthy 등의 논문에 잘 나타나 있다 (Luthy *et al.*, 1997). 이렇게 BC를 포함한 유기물에 대한 HOCs의 분배모델은 토양 (Ribes *et al.*, 2003)과 퇴적물 (Accardi-Dey and Gschwend, 2002; Cornelissen and Gustafsson, 2004)에서 더 우수한 결과를 보여주었다.

토양의 유기탄소 함량은 대기 중에 존재하는 탄소함량보다 2배 정도 더 많고, 이는 육상생태계 생명체에 축적된 유기탄소보다도 2~3배가 많은 양이다 (Post *et al.*, 1990; Prentice *et al.*, 1998). 이렇게 많은 유기물 함량은 농업적 또는 생태계 순환적인 관점에서 중요하지만, 근래에는 유기화합물질의 수용체로서 새로운 관심의 대상이 되고 있다. 토양유기물은 동식물의 잔재물과 분해산물, 식물체 및 화석연료의 불완전 연소물, 그리고 미생물 등으로 구성되어 있다. 토양에 있어서 유기화합물의 흡착 및 추출성 (extractability)에 미치는 영향은 유기탄소 (organic C)가 가장 크고, 그 외 극미세공극 (nanopores), 양이온치환용량 (cation exchange capacity, CEC) 등도 영향을 미친다 (Chung and Alexander, 2002). 이 중에서도 HOCs의 분배에 있어서 BC의 중요성은 지난 10년간 새롭게 부각되었다. BC는 부식화 된 유기물 보다 약 10~100배나 큰 흡착능력으로 인해 HOCs의 흡착과 평형에 핵심적인 역할을 하는 것으로 밝혀졌다 (Goldberg, 1985; Gustafsson and Gschwend, 1997; Gustafsson *et al.*, 1997). 이에 따라 기존의 유기물에, 주로 비정형 유기물에 대해서 정립되었던 모델들과 환경기준들도 BC를 포함하는 새로운 모델과 기준들로 수정·제안되고 있다 (Burgess and Lohmann, 2004). 이 논문에서는 POPs의 이동과 분배에 영향을 미치는 주요 인자인 유기물과 black carbon에 대한 최근의 연구 성과들을 검토하여 환경에서 유기물과 black carbon의 역할에 대해 고찰하고자 한다.

## 본 론

### 1. 토양유기물

토양은 지표면에 존재하는 최대의 탄소 pool이다. Batjes (1996)는 지구표면에 약 2,157~2,293 Pg의 탄소가 존재하고, 이 탄소 중 70%는 유기계열이고 그 나머지는 탄산염(carbonates) 등으로 구성되어 있다고 추정하였다(Batjes, 1996). 이 양은 대기 중 유기탄소(760 Pg)의 2배이고, 육상 생태계 전체 생물체보다 2~3배 많다(Post *et al.*, 1990; Prentice *et al.*, 1998). Gonzalez-Pérez 등(2004)은 유기물의 순환율을 고려하여, 토양유기물을 세 부분으로 구분하였는데: 1) 활동-불안정 부분(active-labile fraction, 수년 이내에 분해되는 유기물), 2) 활동-중간 부분(active-intermediate fraction, 몇 년 또는 수십 년간 토양에 잔류), 3) 비활성 또는 난분해 유기물 부분(passive or refractory fraction, 수백 년 이상 토양에 잔류)이다. 토양유기물은 주로 식물, 동물 및 미생물의 유체들과 이들의 분해물들로 구성된다. 유기물의 분해는 토양유기물들이, 초기에는 다양한 함량의 유기탄소(60~80%)를 함유한, CO<sub>2</sub>로 전환되어 대기 중으로 방출되는 과정이다. 이 분해과정은 빠른 속도의 무기화 과정으로 일반적으로 1년 내에 이루어진다. 그 나머지 무기화되지 않은 탄소는 느린 속도의 산화과정과 복잡한 화학적 형태변환을 거쳐 미생물의 바이오매스로 되거나, 부식물질로 남게 된다. 뒤의 과정은 부식화(humification)라고 하고, 화학양론적으로나 구조적 복잡성에서 원 물질과는 완전히 다르고 무기화나 생분해에 높은 저항성을 나타내는 물질이 된다(Tate, 1987).

토양유기물은 일반적으로 위도가 높아질수록 함량이 증가하는 경향이 있다. 경작지 토양의 유기물은 대개는 2~5% 전후로 경작연수에 따라 유기물은 감소한다(Tate, 1987). 이에 비해 산림토양은 유기물 함량이 최대 97% 정도로 지역에 따라 그 편차가 심하다. 스위스의 토양조사 네트워크의 총 유기탄소(total organic carbon, TOC) 분석 자료를 보면 22~227 mg/g의 범위를 보이고 있고(Bucheli *et al.*, 2004), 영국과 노르웨이의 산림과 초지 토양을 분석한 결과, 영국은 54~454 mg/g(평균 189 mg/g),

노르웨이는 54~460 mg/g(평균 256 mg/g)로 나타났다. 하지만 이런 산림토양에 축적된 엄청난 양의 유기물은 경작 등에 의해 그 양이 급격하게 줄어들고 있어, UN 등을 중심으로 아프리카 국가들의 토양유기물 보전을 위한 프로그램 도입 논의가 활발하게 진행되고 있다. 이러한 양적 문제가 중요한 까닭은 토양유기물 평형의 미세한 변동도 기후변화 같은 큰 문제를 일으킬 수도 있기 때문이다(González-Pérez *et al.*, 2004).

토양유기물의 중요성은 기후변화와 농업적 관점만 아니라 HOCs의 잔류와 평형에 관여하는 인자로 환경연구에 있어서 중요하게 다루어진다. 이러한 관점은 Lambert(1968)가 토양유기물과 유기화합물의 평형에 관한 논문을 발표한 이후로 계속 발전되어 왔다. 초기에는 HOCs와 유기물 층과의 분배만을 가정하여 이상 모델이 도입되었다. 고농도의 실험에서는 이러한 모델도 잘 맞았지만 실제 환경시료에서는 이상 모델이 가정하는 선형관계라기 보다는 비선형인 관계가 대부분이었으므로 이 모델이 수정될 필요성이 제기되었고, 이에 따라 삼상(three-phase) 모델이 도입되었다(Burgess and Lohmann, 2004). 이후 삼상 모델은 입자상 유기물과 black carbon을 포함하는 다상(multiphase) 모델로 계속 발전되었다. 이러한 과정 중에서 최근에는 유기물(주로 AOC)의 역할보다는 BC의 역할이 토양 및 퇴적물에서 HOCs의 평형에 더 중요한 것으로 간주되고 있다. 일부에서는 80% 이상의 HOCs 변동이 BC로 설명이 가능하다는 주장도 있다(Cornelissen *et al.*, 2005b). 토양에서는 BC의 역할이 중요하기는 하지만 양적인 차이로 인해 토양유기물이 일반적으로 HOCs의 분배에 더 크게 기여한다. 예를 들면, Table 1에서 보는 바와 같이 hexachloro benzene(HCB)와 같이 연소과정 중 발생하여 BC-HOCs의 결합형태로 토양에 유입되는 화합물이 아닌 경우에는 HCB농도 변이의 대부분은 유기물에 의해 추정될 수 있었다(출판중). 이 경우 유기물의 절대적인 양과 함께 BC의 TOC에 대한 비율 역시 중요한 요소로 간주되고 있다(Cornelissen *et al.*, 2005a).

### 2. Black carbon

Black carbon(BC)은 암석중의 흑연탄소(gra-

**Table 1.** Correlation analysis for soils sampled in the UK and Norway<sup>†</sup>

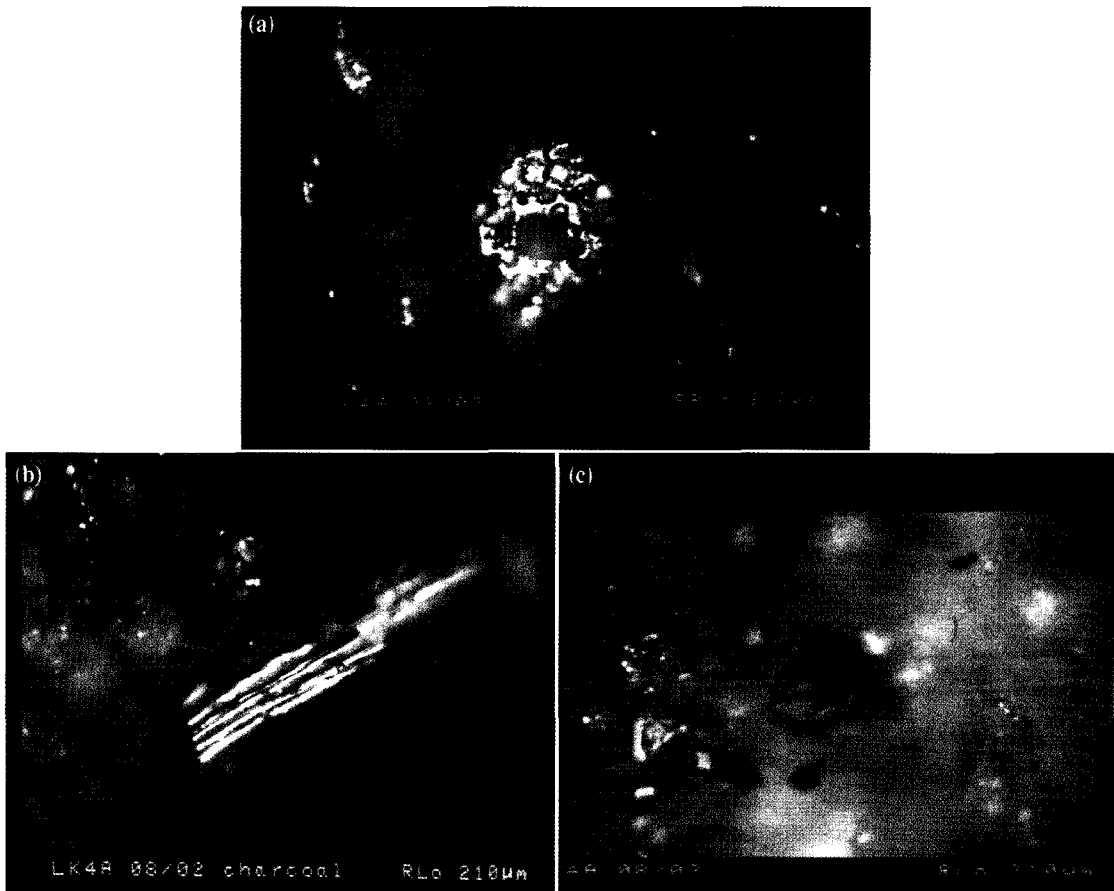
	BC	TOC	HCB	PCBs	PBDEs	PCDD/Fs
BC	1.00					
TOC	0.35**	1.00				
HCB	0.29*	0.89***	1.00			
PCBs	0.29*	0.67***	0.78***	1.00		
PBDEs	0.45***	0.52***	0.47***	0.46***	1.00	
PCDD/Fs	0.28*	0.31*	0.32*	0.73***	0.44***	1.00

<sup>†</sup>N=52, \*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ ; POP data was log-transformed before analysis. BC: black carbon, TOC: total organic carbon, HCB: hexachlorobenzene, PCBs: polychlorinated biphenyls, PBDEs: polybrominated diphenylethers, and PCDD/Fs: polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans.

phitic carbon)의 풍화 (Dickens *et al.*, 2004)와 화석 연료 및 식생의 불완전 연소산물로서 생성된다 (Seiler and Crutzen, 1980; Goldberg, 1985; Carcaillet *et al.*, 2002; Cochrane, 2003). 이 중 환경독성연구에서 중요한 것은 불완전 연소에 의한 것이다. 화석 연료의 불완전 연소는 공기 중에서 재응축 반응을 통해서 포도송이와 같이 고도로 응집된 방향족환 구조체인 검댕으로 된다 (Goldberg, 1985). 바이오매스의 불완전 연소는 검댕 외에 구조화도가 약한 탄소잔류물인 숯 (chars)을 형성하기도 하는데, BC는 검댕 및 목탄 (charcoal) 등 연소계 탄소입자를 통칭하는 의미로 사용된다. BC는 일반적으로 방향족환이 층상구조를 이루는 3차원적 구조를 하고 있고, 입자크기는 nm- $\mu$ m 범위이다. 비표면적은 2~776 m<sup>2</sup>/g이고 (Bucheli and Gustafsson, 2000; Karapanagioti *et al.*, 2000a; Jonker and Koelmans, 2002; Rockne *et al.*, 2002; Sander and Pignatello, 2005), 공극은 <10 $\text{\AA}$  이하의 넓은 범위를 가진다 (Rockne *et al.*, 2002; Fernandes *et al.*, 2003; Cornelissen *et al.*, 2004). BC의 대표적 구성물질인 숯, 목탄, 검댕의 전자현미경 사진을 Fig. 1에 나타내었다. 대기 중의 BC는 환경 오염물질로서 중요하게 다루어지는 미세먼지의 구성원소로서 대기의 투광도와 호흡기 장애의 주요 원인물질이다 (Novakov and Hansen, 2004). 대기중의 이러한 분진들은 검댕에 의한 투광을 저하를 유발하여 10~20%의 농업생산성 저하가 보고되기도 했으며 (Chameides *et al.*, 1999), 이러한 피해는 검댕이 작물 잎에 흡착함으로써 더 커진다 (Bergin *et al.*, 2001).

BC는 수중환경에는 어디에나 존재하며 수중 퇴적물 TOC 중 약 1~20%를 차지하고 있으며 (Gustafsson *et al.*, 1997; Gustafsson and Gschwend, 1998; Middelburg *et al.*, 1999; Accardi Dey and Gschwend, 2003), 평균 9% 정도이다 (Cornelissen *et al.*, 2005a). 또한 BC는 토양 TOC 중 1~6% (González-Pérez *et al.*, 2004), 평균 약 4% 정도를 차지하고 있다 (Cornelissen *et al.*, 2005a). 하지만, 브라질 아마존의 Terra Preta Oxisols에서는 토양 TOC의 35%까지 차지하기도 하고 (Glaser *et al.*, 1998, 1999), 독일의 체르노젠펜 토양에서는 45% (Schmidt *et al.*, 1999), 캐나다의 체르노젠펜 토양에서는 60%에 달하기도 하는 등 그 양은 지역에 따라 많은 차이를 내기도 한다 (Ponomarenko and Anderson, 2001). 지난 세기 동안의 인류는 엄청난 양의 바이오매스와 화석연료를 사용함으로써 환경 중으로 많은 양의 BC를 배출하였다. 대기순환과 토양표면 유실은 이렇게 환경 중으로 유입된 BC를 전 지구적으로 확산 시키는 역할을 하고 있다 (Griffin and Goldberg, 1983). 지역에 따라 많은 편차가 있기는 하지만 대부분의 BC는, 최대 90% 정도까지, 산불과 같은 자연적으로 발생하는 연소에 의하여 형성된다는 보고도 있다 (González-Pérez *et al.*, 2004). BC는 토양에서 안정된 형태를 하고 있지만 humic 물질과의 구조적 유사성을 밝힌 Haumaier 등의 논문에서는 black carbon이 최종적으로 토양에서 humic 물질로 변해갈 것이라 추정하였듯이 발생원과 환경 중 거동에 대해서 아직 완전히 밝혀지지 않았다 (Haumaier and Zech, 1995).

퇴적물에서 BC가 HOCs의 분배에 결정적 기여를 한다는 많은 사례들이 근래에 발표되었다 (Karickhoff, 1980; Gustafsson and Gschwend, 1997; Gustafsson *et al.*, 1997; Gustafsson and Gschwend, 1998; Middelburg *et al.*, 1999; Huang *et al.*, 2003; Cornelissen *et al.*, 2005a). 또한 토양에서의 BC의 역할에 대한 논문은 상대적으로 그 수가 퇴적물에 관한 논문에 비해서는 작지만, 스위스 토양에서 PAHs에 대한 연구 등에서와 같이 토양에 있어서도 BC의 역할은 퇴적물에서와 같이 유효한 것으로 받아들여지고 있다 (Haumaier and Zech, 1995; Bucheli *et al.*, 2004; Koelmans *et al.*, 2005). 하지만 일부 퇴적물 및 토양에서는 BC와 HOCs간의 상관



**Fig. 1.** Photos of combustion derived sorptive particles in atmospheric deposit; (a) char: combustion residue of coal, (b) Charcoal: combustion residue of wood, and (c) Soot: Condensation product of gasoline or diesel (taken by Dr. Tilman Gocht and Dr. Bertrand Ligouis, 2004).

관계가 크지 않은 것으로 밝혀지기도 하는데 이러한 현상은 TOC 중 BC의 양이 현저히 적을 때 (<1%) 보고되었다 (Cornelissen *et al.*, 2005a). 또한 이 외에도 BC는 PCBs (polychlorinated biphenyls), PCDD/Fs (polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans), PAHs 등과 같이 연소시에 BC와 같이 발생하는 화합물과의 상관관계가 상대적으로 높게 나타나고, 발생원과 직접적인 관련이 적은 HCB 등에서는 거의 나타나지 않는 경우도 있다. 이는 BC가 오랜 세월 동안 축적되어 왔기 때문에 상대적으로 HOCs와 토양 중에서 평형이 이루어지지 않았기 때문으로 추정된다. 하지만 분배가 일어나는 매질이 단절되어 있는 토양과는 달리 물로

포화된 퇴적물에서는 불완전 연소산물인 검댕, 목탄 등 BC가 퇴적물 중의 PAHs, planar PCBs 등과 같은 방향족 HOCs의 흡착에 80~90% 이상 기여한다고 하는 주장들이 근래에 설득력을 얻어가고 있다 (Cornelissen *et al.*, 2005b). 뿐만 아니라 hexachloroethane과 같은 비극성 지방족 화합물과 non-planar bipolar 화합물 (diuron, atrazine)도 BC와 강한 비선형 관계가 있다고 발표되었다 (Cornelissen *et al.*, 2005b).

### 3. 수착 (sorption)

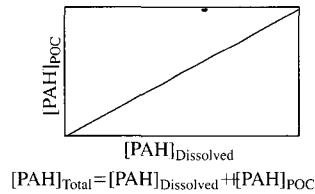
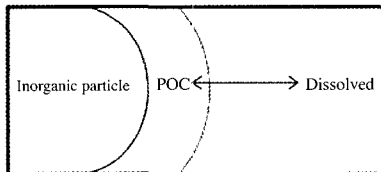
유기화합물의 수착은 토양과 퇴적물에 결합한

화학물질들의 운명과 생태독성학적 위해성을 결정하는 중요한 과정이다. Lambert는 토양과 퇴적물에 존재하는 유기물이 HOCs의 수착을 조절하는 핵심 인자라는 것을 1968년 처음으로 밝혔다(Lambert, 1968). 후에 그 중요성은 고상-액상간 분배계수를 결정하는데 있어서 유기화합물의 농도를 토양 중 TOC의 함량에 정규화(normalize)하는 방법으로까지 확대되었다(Chiou *et al.*, 1979; Karickhoff, 1980). 이러한 경향은 고농도의 유기화합물을 사용한 제한된 흡착제-흡착물 접촉시간 하에서는 잘 맞았지만, 현장연구에서 흡착제-흡착물 간의 비선형 등온관계(Grathwohl, 1990; Young and Weber, 1995; Huang *et al.*, 1997; Weber and Young, 1997; Chiou and Kile, 1998; Huang and Weber, 1998; Kleineidam *et al.*, 1999; Xia and Ball, 1999; Grathwohl and Kleineidam, 2000; Karapanagiotti *et al.*, 2000a, b; Kleineidam *et al.*, 2002), 다중탈착 동역학(Karickhoff and Morris, 1985; Pignatello and Xing,

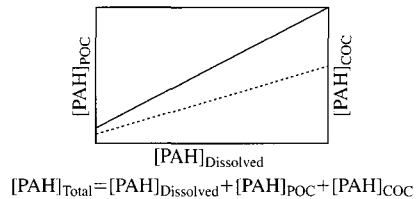
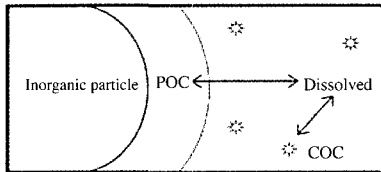
1996; Kan *et al.*, 1998; Cornelissen *et al.*, 1999), 높은 TOC-물 분배계수( $K_{TOC}$ ) (Maruya *et al.*, 1996; Gustafsson *et al.*, 1997; Naes *et al.*, 1998; Bucheli and Gustafsson, 2001; Persson *et al.*, 2002; Ehlers and Luthy, 2003; Hong *et al.*, 2003; Lohmann *et al.*, 2005), 생물학적 인자로는 설명할 수 없는 다양한 생물체 대 퇴적물 농축인자(bio-to-sediment accumulation factor, BSAF) (Paine *et al.*, 1996; White *et al.*, 1997; Chung and Alexander, 1999; Tang *et al.*, 1999; Thomann and Komlos, 1999; Alexander, 2000; Jager *et al.*, 2003; Sundelin *et al.*, 2004), 그리고 제한된 생물복원능 등(Fu *et al.*, 1994; Alexander, 1995; Loehr and Webster, 1996; White and Alexander, 1996; Cornelissen *et al.*, 1998; Alexander, 2000; Ghosh *et al.*, 2003)은 설명할 수가 없었다.

이러한 점들을 설명하기 위하여 이중방법(dual-mode) 수착 개념이 도입되었다(Weber *et al.*, 1992; Young and Weber, 1995; Huang *et al.*, 1996;

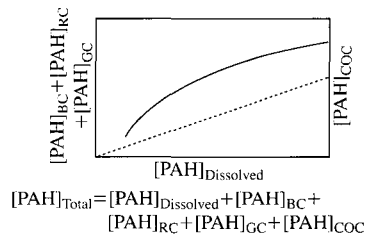
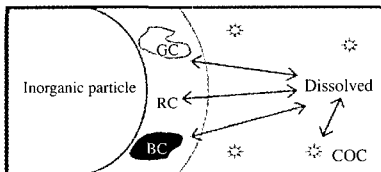
(a) Two-Phase model



(b) Three-Phase model



(c) Multiple-Phase model



**Fig. 2.** Diagrams of (a) two-phase, (b) three-phase, and (c) multiple-phase models of the partitioning of hydrophobic organic contaminants (HOCs) in the sediment system. Graphic relationships between the various solid phases and the dissolved phases for PAHs are presented.  $[PAH]_{POC}$  is the PAH particulate concentration (in the POC);  $[PAH]_{Dissolved}$  is the dissolved phase concentration of PAH in water;  $[PAH]_{Total}$  is the total amount of PAH in the system;  $[PAH]_{COC}$  is the colloidal concentration of PAH; and  $[PAH]_{RC}$  and  $[PAH]_{GC}$  are the concentrations of PAH associated with rubbery and glassy carbon phases, respectively (Burgess and Lohmann, 2004).

Pignatello and Xing, 1996; Gustafsson *et al.*, 1997; Huang *et al.*, 1997; Luthy *et al.*, 1997; Weber and Young, 1997; Huang and Weber, 1998, 1999; Weber *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2003; Cornelissen *et al.*, 2005a). Fig. 2에 Burgess and Lohmann이 이러한 개념 위에서 제안한 모델에 대한 모식도와 각 모형별 평형식에 관해 나타내었다 (Burgess and Lohmann, 2004).

이 개념에서 유기물은 두 개의 영역으로 구성되어 있다. 하나는 선형-비경쟁적 흡수영역이고 다른 하나는 비선형 (용량이 크고)-경쟁적 흡착영역이다. 흡수영역은 다당류 및 리그닌과 같은 생고분자와 당단백질, 아미노산, 지질 및 부식물질 (humic/fulvic substances) 등 비정형 물질인 고무상 탄소 (rubbery carbon, RC)로 구성되어 있다 (Burgess and Lohmann, 2004; Cornelissen *et al.*, 2005a).

흡수과정은 단순확산 분배에 의해 비극성 기질이 부정형 유기물 내 비극성 부분으로 용해되어 가는 것으로 설명된다. 다른 하나는 흡착영역으로 비선형 수착이다. 처음에는 유기물 분자내에 이동이 자유롭지 않은 고정된 폴리스티렌 (polystyrene) 과 같은 “유리질 유기물 (glassy OM)”으로 제안되었지만, 근래에는 연소되지 않은 석탄 (coal), 케로젠 (kerogen), 코크스 (coke), 그리고 검댕 및 목탄 등이 이 역할을 하는 것으로 여겨지고 있다. 이러한 물질들을 통칭하여 탄소질 지질흡착제 (carbonaceous geosorbents, CG) 또는 유리질 탄소 (glassy carbon, GC)라는 용어가 널리 사용되고 있다 (Burgess and Lohmann, 2004; Cornelissen *et al.*, 2005a).

#### 4. 토양 중 POPs 기준 설정과의 관계

생태독성학적 토양/퇴적물질 기준은 대부분의 국가에서 총 고상에 대한 유기화합물의 농도로 하고 있다 (Cornelissen *et al.*, 2005a). 하지만, 이러한 기준은 이 농도가 생명체내에 축적된 실제 농도와는 별 관계가 없다는 사실에 대해서는 뚜렷한 해석을 내놓기가 어렵다 (Paine *et al.*, 1996; Gustafsson *et al.*, 1997; Alexander, 2000; Chung and Alexander, 2002; Ehlers and Luthy, 2003). 기준설정의 중요한 인자인 BSAF는 토양/퇴적물에 서식하는 생명체의 지질 중 존재하는 유기화합물의 농도와 흡착제인 TOC의 농도와의 비 (比)로서 정의된다 (Thomann

and Komlos, 1999; Cornelissen and Gustafsson, 2005).

$$BSAF = \frac{C_{lipid}}{C_{TOC}} = \frac{K_{lipid} C_w}{C_s / f_{TOC}} \quad (1)$$

여기서  $C_{lipid}$ 는 지방에 정규화한 흡착물 (eg. HOCs)의 생물체내에서의 농도 ( $\mu\text{g/g lipid}$ ),  $C_{TOC}$ 는 TOC에 정규화한 흡착물의 토양/퇴적물 중의 농도 ( $\mu\text{g/g TOC}$ ),  $C_s$ 는 건중량 기준으로 총 흡착물의 농도 ( $\mu\text{g/g dw}$ ),  $f_{TOC}$ 는 TOC 분획, 그리고  $K_{lipid}$  ( $\text{L/kg}$ )은 지방-물 분배계수이다. 식 (1)은 생물체의 지방과 토양/퇴적물 간의 흡착물의 비가역적인 흡수와 평형 상태에 바탕을 두고 있다.

물 속에서 유기화합물의 농도기준은 각 물질에 대한 최대 무영향 농도 (no observed effect concentration, NOECs)에 따라 수질기준 ( $\mu\text{g/L}$ )을 설정하지만, 퇴적물 및 토양에 대한 기준 ( $\text{mg/kg}$ )은 측정의 어려움으로 인해 물에서 측정된 값을 일반적  $K_{TOC}$  값을 적용하여 변환하여 사용하였다. 그런데, 이  $K_{TOC}$  값은 BC를 제외한 일반 유기물만을 유일한 흡착제 영역으로 한 평형분배에 의해 측정된 값으로, 토양과 퇴적물에 항상 존재하는 BC의 역할을 반영하지 않은 값이다. HOCs의 흡착에 있어서 유기물보다 BC가  $K_{TOC}$  값에 더 큰 영향을 미친다는 것을 감안하여 이 식은 수정이 요구되었고, 이를 반영하여 BC에 대한 수착을 고려한 BSAF는 위 식을 재정립하여 식 (2)와 같이 제안되었다 (Cornelissen and Gustafsson, 2005).

$$BSAF = \frac{K_{lipid}}{K_{AOC} + \sum_X \frac{f_X}{f_{TOC}} K_{FX} C_W^{F,X-1}} \quad (2)$$

BC를 고려하여  $K_{TOC}$  값을 다시 계산한다면 수백-수천 배의 이상 차이가 나게 될 것으로 추정되는 데, 이는 결과적으로 토양과 퇴적물중의 유기화합물 농도기준에도 영향을 미치게 될 것이다 (Cornelissen *et al.*, 2005a). BC에 대한 연구들과 이에 관련된 새로운 모델들의 등장은 미래의 토양 및 퇴적물의 농도기준이 생태독성학적 위해성 평가에 바탕을 둔 기준으로 만들 가능성을 보여주고 있다. 이에 따른 국제적인 논의도 장기적인 관점에서 시작될 것으로 예측되고 있다.

이러한 관점은 생물복원으로까지 확대될 수 있

다. 현재까지는 복원의 완결점을 총 고상에 대한 유기화합물의 농도로 결정해왔다. 그러나 미생물에 의해 분해되지 않는 상태의 흡착물은 일반적으로 고등생물에게 흡수가 되지 않기 때문에 (Kelsey *et al.*, 1997; Alexander, 2000), 허용기준도 총 고상 기준에서 가용농도 (freely dissolved) 기준으로 변경이 가능할 것이다. 이러한 연구결과는 생물복원의 우선순위 결정이나 생물복원을 하지 않아도 위해성이 없는 지역을 가려내는데도 효과적일 것이다.

## 결 론

유기물의 양이 절대적으로나 상대적으로 많은 토양이나 퇴적물에서는 black carbon의 영향은 제한적인 것으로 나타나고 있기는 하지만, 대부분의 토양에 있어서는 유기화합물의 흡착과 탈착에 대한 유기물, 이 중 특히 black carbon의 역할은 앞으로의 환경독성연구에 있어서 중요한 테마가 될 것이다. 토양보전과 유기물 보전이 농업 생산기반 유지를 위해서 중요한 문제이지만, POPs 및 유기물의 순환, 그리고 토양 유기물이 기후변화에 미치는 영향 등도 향후 연구에서 중요한 부분을 차지할 것이다. 유기물의 절대적인 양 뿐만 아니라 그 조성 역시 중요하게 다뤄질 문제이다.

우리나라에서는 아직 이 분야에 대한 연구가 거의 이루어지고 있지 않다. 최근 들어 동아시아에서의 POPs 이동에 관한 연구가 있었듯이 (Jaward *et al.*, 2005), 대기의 POPs는 결국 토양 및 물과의 분배를 통해서 이동하므로 토양에 대한 연구 역시 이를 해석하기 위해서 중요하다. 특히 가장 빠른 경제발전을 이루고 있는 중국은 잠재적인 대규모 POPs의 발생국으로서 세계 모든 환경학자들이 관심을 가지고 지켜보고 있다. 우리나라는 지정학적인 위치 때문에 중국의 환경변화에 직접적인 영향을 받을 수 밖에 없다. 그리고 이러한 문제는 동아시아 국가들 간의 협력연구를 강화하는 유인으로 작용할 것이다. 여기에서 유기물과 BC는 동아시아 국가들 간의 POPs의 이동을 이해하는데 있어서 중요한 인자 중 하나가 될 것이다. 이를 위해서는 먼저 우리나라 토양의 유기물 조성에 대한 연구가 선행될 필요가 있으며, 이와 더불어 유기물 및 BC의 기원과 토양 및 퇴적물 중 함량 등에 대한 연구

도 수행되어야 할 것이다. 이를 바탕으로 POPs의 토양/퇴적물에 대한 안전기준에 관해서도 새로운 논의가 필요할 것이다. 현재까지 우리나라에서 토양에서의 유기화합물 오염에 대한 우려는 크지 않지만 생태계적인 관점과 국제적인 POPs 이동 등의 연구를 위해서도 관련 분야 연구의 중요성은 계속적으로 증가할 것이다.

## 참 고 문 헌

- Accardi-Dey A and Gschwend PM. Assessing the combined roles of natural organic matter and black carbon as sorbents in sediments, *Environ Sci Technol* 2002; 36: 21-29.
- Accardi Dey A and Gschwend PM. Reinterpreting literature sorption data considering both absorption into and adsorption onto black carbon, *Environ Sci Technol* 2003; 37: 99.
- Alexander M. How Toxic Are Toxic-Chemicals in Soil, *Environ Sci Technol* 1995; 29: 2713-2717.
- Alexander M. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants, *Environ Sci Technol* 2000; 34: 4259-4265.
- Barber JL, Sweetman AJ, von Wijk D and Jones KC. Hexachlorobenzene in global environment: Emissions, levels, distribution, trends and processes, *Science of the Total Environment* 2005; 349: 1-44.
- Batjes NH. Total carbon and nitrogen in the soils of the world, *Eur J Soil Sci* 1996; 47: 151-163.
- Bergin MH, Greenwald R, Xu J, Berta Y and Chameides WL. Influence of aerosol dry deposition on photosynthetically active radiation available to plants: A case study in the Yangtze delta region of China, *Geophysical Research Letters* 2001; 28: 3605-3608.
- Beyer A, Mackay D, Matthies M, Wania F and Webster E. Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants, *Environ Sci Technol* 2000; 34: 699-703.
- Bucheli TD, Blum F, Desaulles A and Gustafsson Ö. Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland, *Chemosphere* 2004; 56: 1061-1076.
- Bucheli TD and Gustafsson Ö. Quantification of the soot-water distribution coefficient of PAHs provides mechanistic basis for enhanced sorption observations, *Environ Sci Technol* 2000; 34: 5144-5151.
- Bucheli TD and Gustafsson Ö. Ubiquitous observations of



- enhanced solid affinities for aromatic organochlorines in field situations: Are in situ dissolved exposures overestimated by existing partitioning models?, *Environmental Toxicology and Chemistry* 2001; 20: 1450-1456.
- Burgess RM and Lohmann R. Role of black carbon in the partitioning and bioavailability of organic pollutants, *Environmental Toxicology and Chemistry* 2004; 23: 2531-2533.
- Carcaillet C, Almquist H, Bradshaw RHW, Carrión JS, Gaillard M-J, Gajewski K, Haas JN, Haberle SG, Hadorn P, Müller SD, Richard PJH, Richoz I, Rösch M, Sánchez Goni MF, von Stedingk H, Stevenson AC, Talon B, Tardy C, Tinner W, Tryterud E, Wick L and Willis KJ. Holocene biomass burning and global dynamics of the carbon cycle, *Chemosphere* 2002; 49: 845-863.
- Chameides WL, Yu H, Liu SC, Bergin M, Zhou X, Mearns L, Wang G, Kiang CS, Saylor RD, Luo C, Huang Y, Steiner A and Giorgi F. Case study of the effects of atmospheric aerosols and regional haze on agriculture: An opportunity to enhance crop yields in China through emission controls?, *P Natl Acad Sci USA* 1999; 96: 13626-13633.
- Chiou CT and Kile DE. Deviations from sorption linearity on soils of polar and nonpolar organic compounds at low relative concentrations, *Environ Sci Technol* 1998; 32: 338-343.
- Chiou CT, Peters LJ and Freed VH. Physical Concept of Soil-Water Equilibria for Non-Ionic Organic-Compounds, *Science* 1979; 206: 831-832.
- Chung N and Alexander M. Effect of concentration on sequestration and bioavailability of two polycyclic aromatic hydrocarbons, *Environ Sci Technol* 1999; 33: 3605-3608.
- Chung N and Alexander M. Effect of soil properties on bioavailability and extractability of phenanthrene and atrazine sequestered in soil, *Chemosphere* 2002; 48: 109-115.
- Cochrane MA. Fire science for rainforests, *Nature* 2003; 421: 913-919.
- Cornelissen G, Elmquist M, Groth I and Gustafsson Ö. Effect of sorbate planarity on environmental black carbon sorption, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 3574-3580.
- Cornelissen G, Gustafsson Ö, Bucheli TD, Jonker MTO, Koelmans AA and van Noort PCM. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerosen in sediments and soils: Mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation, *Environ Sci Technol* 2005a; 39: 6881-6895.
- Cornelissen G and Gustafsson Ö. Sorption of phenanthrene to environmental black carbon in sediment with and without organic matter and native sorbates, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 148-155.
- Cornelissen G and Gustafsson Ö. Prediction of large variation in biota to sediment accumulation factors due to concentration-dependent black carbon adsorption of planar hydrophobic organic compounds, *Environmental Toxicology and Chemistry* 2005; 24: 495-498.
- Cornelissen G, Haftka J, Parsons J and Gustafsson Ö. Sorption to black carbon of organic compounds with varying polarity and planarity, *Environ Sci Technol* 2005b; 39: 3688-3694.
- Cornelissen G, Rigterink H, Ferdinandy MMA and van Noort PCM. Rapidly desorbing fractions of PAHs in contaminated sediments as a predictor of the extent of bioremediation, *Environ Sci Technol* 1998; 32: 966-970.
- Cornelissen G, van der Pal M, van Noort PCM and Govers HAJ. Competitive effects on the slow desorption of organic compounds from sediments, *Chemosphere* 1999; 39: 1971-1981.
- Cousins IT, Gevao B and Jones KC. Measuring and modelling the vertical distribution of semivolatile organic compounds in soils. I: PCB and PAH soil core data, *Chemosphere* 1999a; 39: 2507-2518.
- Cousins IT, Mackay D and Jones KC. Measuring and modelling the vertical distribution of semivolatile organic compounds in soils. II: Model development, *Chemosphere* 1999b; 39: 2519-2534.
- Dickens AF, Gelinas Y, Masiello CA, Wakeham S and Hedges JJ. Reburial of fossil organic carbon in marine sediments, *Nature* 2004; 427: 336-339.
- Ehlers LJ and Luthy RG. Contaminant bioavailability in soil and sediment, *Environ Sci Technol* 2003; 37: 295A-302A.
- Fernandes MB, Skjemstad JO, Johnson BB, Wells JD and Brooks P. Characterization of carbonaceous combustion residues. Morphological, elemental and spectroscopic features, *Chemosphere* 2003; 51: 785-795.
- Fu MH, Mayton H and Alexander M. Desorption and Biodegradation of Sorbed Styrene in Soil and Aquifer Solids, *Environmental Toxicology and Chemistry* 1994; 13: 749-753.
- Ghosh U, Zimmerman JR and Luthy RG. PCB and PAH speciation among particle types in contaminated harbor sediments and effects on PAH bioavailability, *Environ Sci Technol* 2003; 37: 2209-2217.
- Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G and Zech W. Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as

- specific markers, *Organic Geochemistry* 1998; 29: 811-819.
- Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G and Zech W. Black carbon in Terra Preta and Oxisols of the Brazilian Amazon as estimated by benzenecarboxylic acids as specific markers, *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* 1999; 217: U829-U829.
- Goldberg ED 1985. *Black carbon in the environment: Properties and distribution*. John Wiley & Sons, New York.
- González-Pérez JA, Gonzalez-Vila FJ, Almendros G and Kinicker H. The effect of fire on soil organic matter—a review, *Environment International* 2004; 30: 855-870.
- Grathwohl P. Influence of Organic-Matter from Soils and Sediments from Various Origins on the Sorption of Some Chlorinated Aliphatic-Hydrocarbons—Implications on Koc Correlations, *Environ Sci Technol* 1990; 24: 1687-1693.
- Grathwohl P and Kleinedam S. Equilibrium sorption of organic compounds in different types of organic matter: Pore filling vs. partitioning, *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* 2000; 220: U316-U316.
- Griffin JJ and Goldberg ED. Impact of fossil fuel combustion on sediments of Lake Michigan: a reprise, *Environ Sci Technol* 1983; 17: 244-245.
- Gustafsson Ö and Gschwend PM. The Flux of black carbon to surface sediments on the New England continental shelf, *Geochim Cosmochim Acta* 1998; 62: 465.
- Gustafsson Ö, Haghseta F, Chan C, Macfarlane J and Gschwend PM. Quantification of the dilute sedimentary soot phase: Implication for PAH specification and bio-availability, *Environ Sci Technol* 1997; 31: 203-209.
- Gustafsson Ö and Gschwend PM. Soot as a strong partition medium for polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic systems, *Molecular Markers in Environmental Geochemistry* 1997; pp. 365-381.
- Gustafsson Ö and Gschwend PM. The Flux of black carbon to surface sediments on the New England continental shelf, *Geochim Cosmochim Acta* 1998; 62: 465.
- Gustafsson Ö, Haghseta F, Chan C, Macfarlane J and Gschwend PM. Quantification of the dilute sedimentary soot phase: Implication for PAH specification and bio-availability, *Environ Sci Technol* 1997; 31: 203-209.
- Haumaier L and Zech W. Black carbon—possible source of highly aromatic components of soil humic acids, *Organic Geochemistry* 1995; 23: 191-196.
- Herbert BMJ, Halsall CJ, Jones KC and Kallenborn R. Field investigation into the diffusion of semi-volatile organic compounds into fresh and aged snow Atmospheric Environment 2006; 40: 1385-1393
- Hong L, Ghosh U, Mahajan T, Zare RN and Luthy RG. PAH sorption mechanism and partitioning behavior in lampblack-impacted soils from former oil-gas plant sites, *Environ Sci Technol* 2003; 37: 3625-3634.
- Huang WL, Ping PA, Yu ZQ and Fu HM. Effects of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments, *Applied Geochemistry* 2003; 18: 955-972.
- Huang WL, Schlautman MA and Weber WJ. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments .5. The influence of near-surface characteristics in mineral domains, *Environ Sci Technol* 1996; 30: 3650-3650.
- Huang WL and Weber WJ. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 11. Slow concentration dependent sorption rates, *Environ Sci Technol* 1998; 32: 3549-3555.
- Huang WL and Weber WJ. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 10. Relationships between desorption, hysteresis, and the chemical characteristics of organic domains, *Environ Sci Technol* 1999; 33: 972-972.
- Huang WL, Young TM, Schlautman MA, Yu H and Weber WJ. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 9. General isotherm nonlinearity and applicability of the dual reactive domain model, *Environ Sci Technol* 1997; 31: 1703-1710.
- Jager T, Baerselman R, Dijkman E, De Groot AC, Hogendoorn EA, De Jong A, Kruitbosch JAW and Peijnenburg W. Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons to earthworms (*Eisenia andrei*, *Oligochaeta*) in field-polluted soils and soil-sediment mixtures, *Environmental Toxicology and Chemistry* 2003; 22: 767-775.
- Jaward FM, Zhang G, Nam JJ, Sweetman AJ, Obbard JP, Kobara Y and Jones KC. Passive air sampling of polychlorinated biphenyls, organochlorine compounds, and polybrominated diphenyl ethers across Asia, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 8638-8645.
- Jones KC. Polychlorinated-Biphenyls in Welsh Soils—a Survey of Typical Levels, *Chemosphere* 1989; 18: 1665-1672.
- Jones KC, Stratford JA, Waterhouse KS and Vogt NB. Organic Contaminants in Welsh Soils—Polynuclear Aromatic-Hydrocarbons, *Environ Sci Technol* 1989; 23: 540-550.
- Jonker MTO and Koelmans AA. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls to soot and soot-like materials in the aqueous environment. Mechanistic consideration. *Environ Sci Technol* 2002;

- 36: 3725-3734.
- Kan AT, Fu G, Hunter M, Chen W, Ward CH and Tomson MB. Irreversible sorption of neutral hydrocarbons to sediments: Experimental observations and model predictions, *Environ Sci Technol* 1998; 32: 892-902.
- Karapanagioti HK, Kleinedam S, Sabatini DA, Grathwohl P and Ligouis B. Impacts of heterogeneous organic matter on phenanthrene sorption: equilibrium and kinetic studies with aquifer material, *Environ Sci Technol* 2000a; 34: 406-414.
- Karapanagioti HK, Kleinedam S, Sabatini DA, Grathwohl P and Ligouis B. Impacts of heterogeneous organic matter on phenanthrene sorption: Equilibrium and kinetic studies with aquifer material, *Environ Sci Technol* 2000b; 34: 406-414.
- Karickhoff SW. Sorption kinetics of HOCs in natural sediments. Ann Arbor Press, MI. 1980.
- Karickhoff SW. On the Sorption of Neutral Organic Solutes in Soils, *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 1981a; 29: 424-425.
- Karickhoff SW. Semiempirical Estimation of Sorption of Hydrophobic Pollutants on Natural Sediments and Soils, *Chemosphere* 1981b; 10: 833-846.
- Karickhoff SW. Sorption Kinetics of Hydrophobic Pollutants in Natural Sediments, *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* 1983; 186: 65-ENVR.
- Karickhoff SW. Organic Pollutant Sorption in Aquatic Systems, *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 1984; 110: 707-735.
- Karickhoff SW and Morris KR. Sorption Dynamics of Hydrophobic Pollutants in Sediment Suspensions, *Environmental Toxicology and Chemistry* 1985; 4: 469-479.
- Kelsey JW, Kottler BD and Alexander M. Selective chemical extractants to predict bioavailability of soil-aged organic chemicals, *Environ Sci Technol* 1997; 31: 214-217.
- Klecka G, Boethling B, Franklin J, Graham G, Grady L, Howard P, Kannan K, Larson R, Mackay D, Muir D and van de Meent D 2000. Evaluation of persistence and long-range transport of organic chemical in the environment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL.
- Kleinedam S, Rugner H, Ligouis B and Grathwohl P. Organic matter facies and equilibrium sorption of phenanthrene, *Environ Sci Technol* 1999; 33: 1637-1644.
- Kleinedam S, Schuth C and Grathwohl P. Solubility-normalized combined adsorption-partitioning sorption isotherms for organic pollutants, *Environ Sci Technol* 2002; 36: 4689-4697.
- Koelmans AA, Jonker MTO, Cornelissen G, Bucheli TD, Van Noort PCM and Gustafsson Ö. Black carbon: The reverse of its dark side, *Chemosphere* 2006; 63: 365-377.
- Lambert SM. Omega, a useful index of soil sorption equilibria, *J Agric Food Chem* 1968; 16: 340-343.
- Loehr RC and Webster MT. Behavior of fresh vs. aged chemicals in soil, *Journal of Soil Contamination* 1996; 5: 361-383.
- Lohmann R, Macfarlane JK and Gschwend PM. Importance of black carbon to sorption of native PAHs, PCBs, and PCDDs in Boston and New York harbor sediments, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 141-148.
- Luthy RG, Aiken GR, Brusseau ML, Cunningham SD, Gschwend PM, Pignatello JJ, Reinhard M, Traina SJ, Weber WJ and Westall JC. Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents, *Environ Sci Technol* 1997; 31: 3341-3347.
- Maruya KA, Risebrough RW and Horne AJ. Partitioning of polynuclear aromatic hydrocarbons between sediments from San Francisco Bay and their porewaters, *Environ Sci Technol* 1996; 30: 2942-2947.
- Meijer SN, Ockenden WA, Sweetman AJ, Breivik K, Grimalt JO and Jones KC. Global Distribution and Budget of PCBs and HCB in Background Surface Soils: Implications for Sources and Environmental Processes *Environ Sci Technol* 2003; 37: 667-672.
- Middelburg JJ, Nieuwenhuize K and von Breugel P. Black carbon in marine sediments, *Mar Chem* 1999; 65: 245.
- Naes K, Axelman J, Naf C and Broman D. Role of soot carbon and other carbon matrices in the distribution of PAHs among particles, DOC, and the dissolved phase in the effluent and recipient waters of an aluminum reduction plant, *Environ Sci Technol* 1998; 32: 1786-1792.
- Novakov T and Hansen JE. Black carbon emission in the United Kingdom during the past four decades: an empirical analysis, *Atmospheric Environment* 2004; 38: 4155-4163.
- Paine MD, Chapman PM, Allard PJ, Murdoch MH and Minifie D. Limited bioavailability of sediment PAH near an aluminum smelter: Contamination does not equal effects, *Environmental Toxicology and Chemistry* 1996; 15: 2003-2018.
- Persson NJ, Gustafsson O, Bucheli TD, Ishaq R, Naes K and Broman D. Soot-carbon influenced distribution of PCDD/Fs in the marine environment of the Grenland-sfjords, Norway, *Environ Sci Technol* 2002; 36: 4968-4974.
- Pignatello JJ and Xing BS. Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles, *Environ Sci*

- Technol 1996; 30: 1-11.
- Ponomarenko EV and Anderson DW. Importance of charred organic matter in Black Chernozem soils of Saskatchewan, Canadian Journal of Soil Science 2001; 81: 285-297.
- Post WM, Peng TH, Emanuel WR, King AW, Dale WH and De Angelis DL. The global carbon cycle, Am Sci 1990; 78: 310-326.
- Prentice IC, Farquhar GD, Fasham MJ, Goulden ML, Heimann M and Jaramillo VJ. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 1998.
- Ribes S, van Drooge B, Dachs J, Gustafsson O and Grimalt JO. Influence of Soot Carbon on the Soil-Air Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Environ Sci Technol 2003; 37: 2675-2680.
- Rockne KJ, Taghon GL and Kosson DS. Pore structure of soot deposits from several combustion sources, Chemosphere 2002; 41: 1125-1135.
- Sakai S, Hiraoka M, Takeda N and Shiozaki K. Coplanar PCBs and PCDDs/PCDFs in municipal waste incineration, Chemosphere 1993; 27: 233-240.
- Sander M and Pignatello JJ. Characterization of charcoal adsorption sites for aromatic compounds: insights drawn from single-solute and bi-solute competitive experiments, Environ Sci Technol 2005; 39: 1606-1615.
- Schmidt MWI, Skjemstad JO, Ghert E and Kögel-Knabner I. Charred organic carbon in German chernozemic soils, Eur J Soil Sci 1999; 50: 351-365.
- Seiler W and Crutzen PJ. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning, Clim Change 1980; 2: 207-247.
- Sundelin B, Wiklund AKE, Lithner G and Gustafsson Ö. Evaluation of the role of black carbon in attenuating bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons from field-contaminated sediments, Environmental Toxicology and Chemistry 2004; 23: 2611-2617.
- Tang JX, Robertson BK and Alexander M. Chemical-extraction methods to estimate bioavailability of DDT, DDE, and DDD in soil, Environ Sci Technol 1999; 33: 4346-4351.
- Tate RL. Soil organic matter. Biological and ecological effects. Wiley, New York, 1987.
- Thomann RV and Komlos J. Model of biota-sediment accumulation factor for polycyclic aromatic hydrocarbons, Environmental Toxicology and Chemistry 1999; 18: 1060-1068.
- Weber WJ, Kim SH and Johnson MD. Distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 15. High-concentration co-contaminant effects on phenanthrene sorption and Desorption, Environ Sci Technol 2002; 36: 3625-3634.
- Weber WJ, McGinley PM and Katz LE. A Distributed Reactivity Model for Sorption by Soils and Sediments. 1. Conceptual Basis and Equilibrium Assessments, Environ Sci Technol 1992; 26: 1955-1962.
- Weber WJ and Young TM. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 6. Mechanistic implications of desorption under supercritical fluid conditions, Environ Sci Technol 1997; 31: 1686-1691.
- White JC and Alexander M. Reduced biodegradability of desorption-resistant fractions of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and aquifer solids, Environmental Toxicology and Chemistry 1996; 15: 1973-1978.
- White JC, Kelsey JW, Hatzinger PB and Alexander M. Factors affecting sequestration and bioavailability of phenanthrene in soils, Environmental Toxicology and Chemistry 1997; 16: 2040-2045.
- Wilcke W and Amelung W. Persistent organic pollutants in native grassland soils along a climosequence in North America, Soil Science Society of America Journal 2000; 64: 2140-2148.
- Wilcke W, Amelung W and Zech W. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a rural community leewards of a waste incineration plant, Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde 1997; 160: 369-378.
- Xia GS and Ball WP. Adsorption-partitioning uptake of nine low-polarity organic chemicals on a natural sorbent, Environ Sci Technol 1999; 33: 262-269.
- Yasuhara A, Katami T and Shibamoto T. Formation of PCDDs, PCDFs, and Coplanar PCBs from Incineration of Various Woods in the Presence of Chlorides, Environ Sci Technol 2003; 37: 1563-1567.
- Young TM and Weber WJ. A Distributed Reactivity Model for Sorption by Soils and Sediments. 3. Effects of Diagenetic Processes on Sorption Energetics, Environ Sci Technol 1995; 29: 92-97.