

활성탄 주입을 통한 퇴적물 내 소수성 유기오염물질 원위치 안정화 기술: 작동 원리

이현민¹ · 정지현¹ · 최용주^{1*}

¹서울대학교 건설환경공학부

In-situ Stabilization of Hydrophobic Organic Contaminants in Sediment by Activated Carbon Amendment: Working Principles

Hyeonmin LEE¹ · Jihyeun JUNG¹ · Yongju CHOI^{1*}

¹Department of Civil and Environmental Engineering, Seoul National University

ABSTRACT

In-situ activated carbon (AC) amendment is a promising remediation technique for the treatment of sediment impacted by hydrophobic organic contaminants (HOCs). Since its first proposal in the early 2000s, the remediation technique has quickly gained acceptance as a feasible alternative among the scientific and engineering communities in the United States and northern Europe. This review paper aims to provide an overview on in-situ AC amendment for the treatment of HOC-impacted sediment with a major focus on its working principles. We began with an introduction on the practical and scientific background that led to the proposal of this remediation technique. Then, we described how the remediation technique works in a mechanistic sense, along with discussion on two modes of implementation, mechanical mixing and thin-layer capping, that are distinct from each other. We also discussed key considerations involved in establishing a remedial goal and performing post-implementation monitoring when this technique is field-applied. We concluded with future works necessary to adopt and further develop this innovative sediment remediation technique to ongoing and future sediment contamination concerns in Korea.

Key words : Activated carbon, Stabilization, Remediation, Sediment, Sorption

1. 서 론

소수성 유기오염물질(hydrophobic organic compounds), 중금속 등 입자상 물질에 결합하려는 경향이 큰 물질들은 자연수계로 유입된 양 중 상당 부분이 퇴적물에 축적된다. 퇴적물은 이렇게 외부 오염원으로부터 자연수계로 지속적 인 오염물질 유입이 이루어질 때 소수성 유기오염물질, 중금속 등의 종착점(sink) 역할을 한다. 반면, 오염원 제거, 토지이용 변화 등으로 외부 오염물질 유입이 중단되면 퇴적물은 수계 및 수생태계의 오염물질 순 공급원(net

source) 역할을 하게 된다(정재윤과 장운영, 2020). 따라서, 퇴적물에 대한 축적성이 높은 이러한 오염물질의 관리에는 효과적으로 오염원을 제거하거나 오염물질이 자연수계로 유입되는 경로를 차단하려는 노력과 함께, 퇴적물 오염이 미치는 인간 및 수생태계 위해도를 합리적으로 평가하여 퇴적물 정화 여부를 결정하는 작업도 반드시 포함되어야 한다. 오염퇴적물 정화가 필요한 것으로 결정된 이후에는 효과, 비용, 이해당사자의 수용성 등을 고려하여 적절한 정화 기술을 선정, 실행하여야 한다.

퇴적물 내 오염물질의 원위치(in-situ) 안정화 기술은 안정화제를 오염 퇴적물에 주입하여 퇴적물의 지화학적 특성을 바꾸고 오염물질의 입자상 물질과의 결합을 강화하여 환경과 인간이 오염물질에 노출될 가능성(즉, 위해도)을 낮추는 기술이다(Ghosh et al., 2011). 이 기술은 소수성 유기오염물질, 중금속 등으로 오염된 퇴적물의 정화 대안 중 하나로, 준설(dredging) 및 원위치 피복(in-situ

주저자: 이현민, 석사과정

공저자: 정지현 박사과정

*교신저자: 최용주, 부교수

Email: ychoi81@snu.ac.kr

Received : 2022. 01. 26 Reviewed : 2022. 02. 01

Accepted : 2022. 02. 23 Discussion until : 2022. 04. 30

capping) 등 전통적인 기술에 비해 훨씬 최근에서야 기초 연구 및 현장 적용이 이루어졌음에도 불구하고 현재 미국, 북유럽 등의 선진국을 중심으로 매우 활발하게 적용되고 있다(Patmont et al., 2015). 이 기술은 비교적 비용이 저렴하고, 수저면의 높이를 거의 변화시키지 않으며, 현장의 퇴적물을 저서 생물의 서식처 등 생태 자원으로 그대로 활용할 수 있고, 오염퇴적물을 현장 외(ex situ) 처리 또는 처분할 필요가 없는 등 많은 장점이 있다(Ghosh et al., 2011; Rakowska et al., 2012). 또한, 실험실 실험 연구를 통해 이 기술이 최초로 제안된 2004년 이래(Zimmerman et al., 2004) 실험실 및 현장 조건 모두에서 꾸준히 오염물질의 생물학적 이용성 저감 효과가 입증되어 왔다는 점에서(McLeod et al., 2007; Cho et al., 2009; Beckingham and Ghosh, 2011; Sanders et al., 2018; Abel and Akkanen, 2019) 현 시점에서는 정화효율 측면에서의 신뢰도도 어느 정도 확보되었다고 볼 수 있다. 퇴적물에 주입하는 안정화제로는 매우 다양한 물질이 연구되어 왔으나, 현장에서는 일반적으로 활성탄 또는 활성탄 기반 물질이 사용된다(Patmont et al., 2015).

최근에 이르기까지 우리나라에서는 대대적인 퇴적물 정화사업이 거의 이루어진 바 없으나, 안동호 및 그 상류, 형산강 및 그 지천 등의 담수 퇴적물 오염이 심각한 환경 문제로 대두되고 있고, 2020년 12월 해양폐기물 및 해양오염퇴적물 관리법 시행과 함께 국내 연안 곳곳에 존재하는 퇴적물 오염 지역의 정화 사업이 이루어질 예정인 바, 앞으로의 정화기술 수요는 매우 크다고 할 수 있다. 우리나라는 관련 선진국에 비해 기술적·산업적 역량, 현장 경험, 관련 시장의 성숙도 등의 측면에서 아직 부족한 점이 많은 까닭에, 앞으로 이러한 오염퇴적물 정화사업을 수행하는 데 있어 많은 난관이 예상된다. 이러한 난관을 보다 쉽고 빠르게 극복하기 위해서는 퇴적물 정화기술에 대하여 지금까지 선진국에서 축적된 경험을 잘 정리하고 이를 반추할 필요가 있다.

본 논문은 앞으로 국내에서 이루어질 퇴적물 정화사업의 주요 후보기술 중 하나인 활성탄 이용 오염퇴적물 원위치 안정화 기술에 대하여 개괄적으로 소개하는 것을 목적으로 한다. 이 기술의 개발과 검증이 대부분 소수성 유기오염물질인 폴리염화바이페닐(polychlorinated biphenyls, PCBs), 다환방향족탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs), dichlorodiphenyltrichloroethane(DDT)와 그 분해산물 등으로 오염된 퇴적물을 대상으로 이루어졌으므로, 본 논문에서는 이 기술을 소수성 유기오염물질에 대한 적용에 한정하여 논하고자 한다. 다만, 바이오차를

포함, 활성탄 이외의 안정화제를 적용하고자 하는 시도와 이 안정화 기술의 원리를 수은을 포함한 중금속 오염퇴적물에 적용하고자 하는 시도 또한 최근 매우 활발하게 이루어지고 있음을 밝혀 둔다(Patmont et al., 2015; Bianco et al., 2021). 이어지는 2장에서는 이 기술을 개발하게 된 핵심 배경을 소개하고, 3장에서는 기술의 작동 메커니즘과 현장에서의 적용 방식을 소개한다. 4장에서는 기존 퇴적물 정화기술과 다른 위해저감 원리를 이용하는 이 기술의 정화목표를 어떻게 설정하고 정화 모니터링을 수행하는지에 대하여 핵심적인 사항을 중심으로 소개한다. 마지막 5장에서는 이 기술을 국내 오염퇴적물 정화에 효과적으로 활용하기 위한 앞으로의 과제에 대하여 논한다. 본 총설 논문은 활성탄 주입을 통한 소수성 유기오염물질 오염퇴적물 원위치 안정화 기술에 대하여 그 작동 원리를 중심으로 정화효율의 측면에서 논하고자 한다. 따라서, 활성탄 주입에 따른 수생태계 영향 여부, 주입한 활성탄의 유실 가능성 등도 정화효율 못지 않게 이 기술의 적용성 및 현장에서의 성패에 중요한 요인임에도 불구하고, 이들에 대해서는 추후 다른 총설 논문을 통하여 논의하는 것으로 한다. 또한, 본 논문에서는 해당 기술에 대해 현 시점까지 이루어진 수많은 실험실 규모 실험, 현장실증 시험, 수치해석 모델링 등의 연구를 사례별로 열거하는 것을 지양하고, 기술 개발 과정에서 발표된 핵심적인 참고 문헌을 바탕으로 기술의 작동 원리에 대해 중점을 두고 논의하였다.

2. 기술개발의 배경

2.1. 기존 오염퇴적물 정화기술의 한계

전세계적으로 오염퇴적물 정화에 가장 널리 이용되어 온 기술은 준설(dredging)과 원위치 피복(in-situ capping)이다(Choi et al., 2016a). 준설은 현장으로부터 오염된 퇴적물을 퍼내어 다른 곳으로 이동시켜 처리 또는 처분하는 방법이다. 오염퇴적물 제거가 성공적으로 이루어진다는 전제 하에, 이 방법은 가장 확실하게 장·단기 정화 효과를 달성할 수 있는 방법이다(U.S. EPA, 2005). 그러나 준설은 비교적 정화 비용이 많이 소요되고, 준설이 이루어진 지역의 수생태계와 그 서식처, 수심 등이 크게 변한다는 단점이 있다. 실제 현장에서 완전하고 안전하게 오염퇴적물을 제거하기란 쉽지 않으며, 잔류오염 및 교란에 따른 오염퇴적물 재부유와 오염물질 용출로 단기적으로는 준설로 인해 수계의 오염도가 오히려 심화되는 사례도 자주 발생한다(U.S. EPA, 2005). 원위치 피복은 깨끗한 퇴

적물, 모래, 또는 자갈을 오염퇴적물 위에 덮어서 오염퇴적물을 저서 생태계 및 퇴적물 상부 수층으로부터 물리적·화학적으로 격리시키는 방법이다(U.S. EPA, 2005). 일반적으로 피복 두께는 50~100 cm로 하며, 이로써 저서 생물에게는 새로운 서식처가 생성된다. 이 점이 3장에서 소개할 박층 피복(thin-layer capping)식 원위치 안정화와 구별되는 원위치 피복의 주요 특성이다. 원위치 피복은 준설과 같이 그 정화효과를 즉각적으로 얻을 수 있으면서 비용과 설비가 비교적 적게 소요된다는 장점이 있다. 그러나 오염물질이 피복을 통과하여 저서 생태계 또는 수층으로 유입될 우려가 존재하며, 피복이 제공하는 서식처가 현장에 존재하는 생물에게 적절하지 않을 수 있다는 단점이 있다. 이에 더하여, 현실적인 큰 단점으로 피복으로 인해 수심이 크게 변한다는 것을 들 수 있다. 이를 보완하기 위해 피복할 두께 정도로 상부 퇴적물을 준설한 후에 피복을 실시하는 방법이 자주 사용되나, 이 경우 비용과 설비 등의 절감에서 오는 장점을 상당히 잃어버리게 된다(U.S. EPA, 2005).

이러한 기존 정화기술의 한계로 말미암아 보다 적은 비용으로 정화 목표의 달성이 가능하고, 퇴적물의 층고를 크게 변화시키지 않으며, 오염물질의 확산 우려가 적고, 현장의 퇴적물을 그대로 서식처 등의 생태 자원으로 활용할 수 있는 정화대안이 절실하게 요구된다.

2.2. 퇴적물의 유기오염물질 흡착에 대한 이해 향상

환경공학 및 과학 분야의 연구자들은 20세기 중후반부터 퇴적물과 토양에 존재하는 유기오염물질의 흡착 거동과 생물학적 이용성(bioavailability)에 큰 관심을 가지고 이를 탐구해 왔다. 여러 연구를 통해 일반적인 유기탄소 함량 범위에서는 퇴적물 및 토양에 존재하는 유기물이 소수성 유기오염물질의 주 흡착매질로 작용한다는 것이 입증되었다(Swoboda and Thomas, 1968; Chiou et al., 1979). 이에 따라 특정 소수성 유기오염물질의 퇴적물/토양에서의 평형농도 C_s 와 물에서의 평형농도 C_w 간 선형 흡착계수(sediment/soil linear sorption coefficient, K_s)를 그 유기오염물질에 대하여 보편적으로 적용 가능한 유기탄소 흡착계수(organic carbon sorption coefficient, K_{oc})와 퇴적물 또는 토양의 유기탄소 함량(organic carbon fraction, f_{oc})의 곱으로 나타내는 식 (1)의 모델이 점차 통용되기 시작하였다(Karickhoff et al., 1979; Schwarzenbach and Westall, 1981).

$$C_s = K_s C_w = f_{oc} K_{oc} C_w \quad (1)$$

또한, 퇴적물/토양의 유기오염물질 흡착능이 유기오염물질의 생물학적 이용성, 나아가 이러한 오염물질에 대한 노출로 발생하는 위해도에 큰 영향을 미친다는 것도 밝혀졌다. 속슬렛(S Soxhlet) 등 강한 추출법으로 분석하는 퇴적물 내 소수성 유기오염물질 농도(이하 절대농도)와 이들이 미치는 위해도는 그 관련성이 상당히 미약하며, 자유용존농도(freely dissolved concentration)라 불리는, 퇴적물 공극수 내에 독립 분자상으로 용해된 물질 농도가 이보다 훨씬 위해도를 잘 대변한다는 것이 점차 정설로 받아들여지기 시작했다(Di Toro et al., 1991; Kraaij et al., 2003). 식 (1)에서 퇴적물의 오염물질 농도 C_s 가 일정할 때 K_{oc} 가 증가할수록 C_w 는 감소하므로, 자유용존농도가 위해도와 양의 상관관계에 있다는 것은 퇴적물의 소수성 유기오염물질 흡착능이 위해도와 음의 상관관계에 있다는 것을 의미한다. 이에 따라 환경 선진국을 중심으로 식 (1)의 관계를 기반으로 한 유기오염물질 오염 부지(퇴적물 오염 하천·호소·연안 포함)의 위해성 평가 및 위해관리가 현장에 적용되기 시작하였다(U.S. EPA, 2003; 2008).

한편으로, 퇴적물 및 토양 유기물의 특성에 따라 소수성 유기오염물질에 대한 흡착능이 상당히 달라질 수 있으며 따라서 모든 퇴적물/토양에 동일한 K_{oc} 값을 사용하는 것은 상당한 오차를 수반한다는 것도 많은 연구자들에 의해 지적되기 시작하였다. 석탄 가스화 공장, 석유 가스화 공장, 코크스 공장 등의 산업시설 주변 퇴적물/토양을 대상으로 이루어진 소수성 유기오염물질의 흡착특성 연구는 이런 사실을 매우 극적으로 보여주었다. 이 연구들의 대상지역에서는 산업활동의 영향으로 불완전연소의 산물인 그을음(soot), 타르(tar), 숯(charcoal), 유연(lampblack) 등이 축적되어 있었다(Accardi-Dey and Gschwend, 2002; Ghosh et al., 2003; Ahn et al., 2005; Hong and Luthy, 2007) (Fig. 1). 이러한 물질을 black carbon 또는 black carbonaceous matter라 한다. Black carbon은 자연 유기물에 비해 상당히 높은 소수성 유기오염물질 흡착능을 지닌 것으로 밝혀졌으며, 이로 인해 black carbon 함량이 높은 퇴적물/토양의 K_{oc} 값은 기존에 알려진 값에 비해 많게는 2~3 order (100~1000배) 높게 나타났다(Jonker and Smedes, 2000; Hawthorne et al., 2006). 이는 black carbon 함량이 높은 지역의 퇴적물/토양에 존재하는 소수성 유기오염물질의 생물학적 이용성이 매우 낮다는 것을 의미한다. 따라서 산업활동의 큰 영향을 받은 이들 지역의 토양/퇴적물 내 소수성 유기오염물질 절대농도 자체는 높게 관찰되더라도, 이들이 끼치는 위해도는 그리 크지 않을 수 있다는 시사점을 얻을 수 있었다. 이렇듯 black



Fig. 1. Microscopic images of black carbonaceous aggregates or mineral matter coated with black carbonaceous matter collected from native soil near a coke plant. Reprinted with permission from Ahn et al. (2005). Copyright (2009) John Wiley and Sons.

carbon의 높은 유기물질 흡착능은 자연스레 매우 강력한 유기물질 흡착제로 널리 알려진 활성탄의 흡착능과 비교되기 시작하였다(Jonker and Smedes, 2000; Ghosh et al., 2003). 활성탄과 산업시설 주변의 black carbon은 고온의 산소 부족 조건에서 유기물질의 탄소가 응축되어 생성된, 탄소 함량이 높은 물질이라는 공통점이 있다.

인공적으로 제조한 흡착제인 활성탄과 오염부지에서 발견되는 black carbon 간의 유사성에서 아이디어를 얻은 미국 Stanford 대학의 Richard G. Luthy 교수 연구팀은 활성탄을 일정량 퇴적물에 혼합하여 소수성 유기오염물질의 생물학적 이용성을 낮춤으로써 오염퇴적물 정화목표를 달성하는 방법을 제안하고, 실험실 실험을 통해 그 가능

성을 검증하였다(Zimmerman et al., 2004; 2005). 2.1절에서 기술하였듯이, 기존 준설과 원위치 파복의 단점을 극복할 수 있는 오염퇴적물 정화기술에 대한 현장의 요구가 워낙 높았던 까닭에, 이 기술은 학계뿐만 아니라 오염부지 관리자, 정책 결정자, 퇴적물 오염유발 시설을 운영하는 산업체 등으로부터 큰 관심을 받기 시작했으며, 빠른 속도로 현장 적용 시도가 이루어지기 시작했다. 2004년부터 미국 캘리포니아주 샌프란시스코에 위치한 Superfund 부지인 Hunters Point Shipyard에서 최초의 파일럿 규모 현장검증 연구가 실시되기 시작하였고, 2006년부터는 미국 뉴욕주의 lower Grasse River 오염지역에서, 2007년부터는 노르웨이 Trondheim Harbor에서 현장검증 연구가 실시되기 시작하였다. Hunters Point Shipyard의 파일럿 규모 실험 결과는 2007년 최초로 학계에 보고되었다(Cho et al., 2007). 2011년 1월에는 환경과학-공학 분야의 대표적 국제학술지인 Environmental Science & Technology의 Feature 논문으로 흡착제를 이용한 오염퇴적물 원위치 정화기술이 소개되고, 이 논문이 해당 호의 표지를 장식하기도 하였다(Ghosh et al., 2011).

3. 작동 메커니즘 및 적용 방법

3.1. 기술의 작동 메커니즘

수계에 유입된 오염물질은 물에 용해되어 확산되거나

퇴적물에 결합되는 등 다양한 거동을 보이며, 각 기작이 오염물질 거동에 기여하는 정도는 오염물질의 물리적 특성에 좌우된다. 특히 소수성 유기오염물질의 경우 물과의 낮은 친화력 및 유기물질과의 높은 친화력 때문에 퇴적물 내 유기물에 결합된 상태로 존재하는 경향이 높다. 퇴적물에 존재하는 오염물질은 수층으로 서서히 용출되거나, 상부 퇴적층에 서식하는 저서 생물이 퇴적물 입자 또는 공극수를 섭취 흡수할 때 생체 내에 축적된다. 이렇게 퇴적물로부터 수층 또는 저서 생물로 이동한 오염물질은 이후 수생태계의 먹이 사슬을 따라 상위 포식자, 혹은 인간에게까지 노출된다(Fig. 2, 왼쪽).

오염퇴적물 원위치 안정화 기술의 목적은 안정화제에 오염물질을 흡착시켜 그 생물학적 이용성 및 수층으로의 용출성을 저감하는 것이다. 다시 말해서, 이 기술은 퇴적물에서 오염물질을 직접 제거하는 것이 아니라, 안정화제 주입으로 퇴적물에 존재하는 오염물질이 수층 또는 저서 생물로 이동하는 경로를 차단하는 방식으로 작동한다(Fig. 2, 가운데). 안정화제는 주입 후 회수하지 않으며, 현장 퇴적물의 일부가 된다. 안정화제를 주입하는 영역은 저서 생물이 활동하는 상부 15~30 cm 이내의 퇴적층, 즉 생물활성대(bioactive zone)의 전체 또는 일부분이다. 활성탄과 같이 오염물질에 대해 높은 흡착능을 가진 안정화제 물질을 생물활성대에 주입하면 퇴적물 공극수 내 오염물질의 농도를 감소시킬 수 있다. 이것은 식 (1)을 통해서 수학적

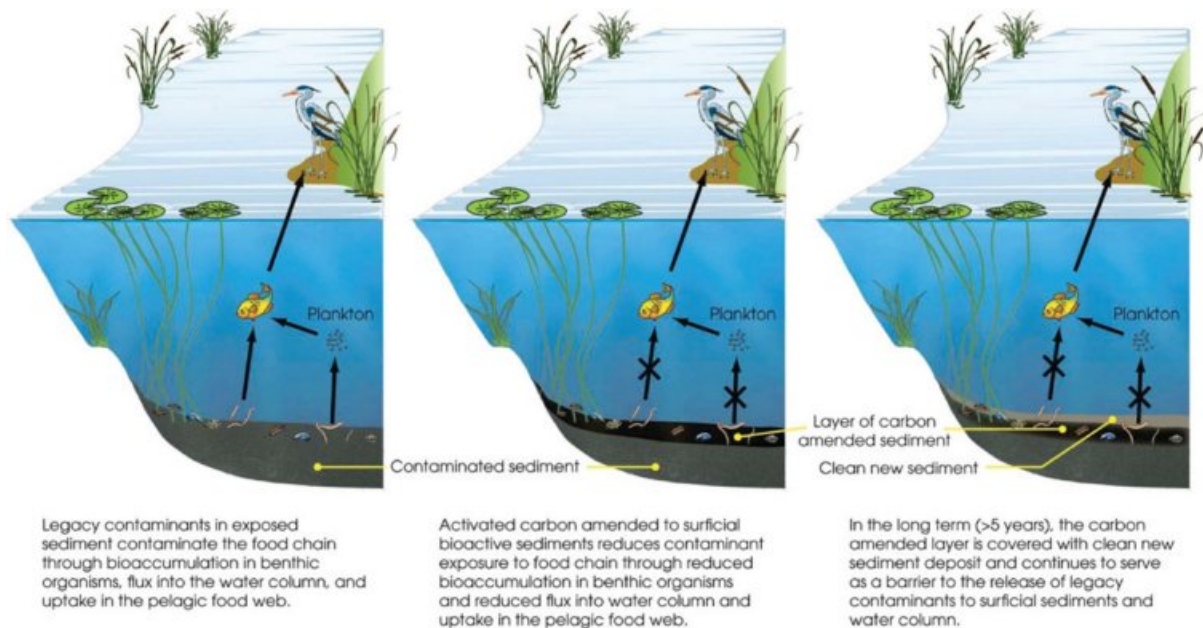


Fig. 2. A conceptual model of how activated carbon amendment reduces the exposure of sediment contaminants to aquatic organisms. Reprinted with permission from Ghosh et al. (2011). Copyright (2011) American Chemical Society.

으로도 쉽게 확인 가능한데, 안정화제를 퇴적물에 혼합함으로써 선형흡착계수 K_d 가 증가하는 효과를 얻고, 따라서 퇴적물의 오염물질 농도 C_s 가 유지되는 조건에서 공극수 내 오염물질 농도 C_w 가 감소하는 결과로 이어지는 것이다. 앞서 소개한 유기오염물질의 생물학적 이용성에 대한 고찰을 적용하면, 공극수 내 오염물질 농도의 저감은 저서 생물의 오염물질 축적량 저감으로 이어진다는 것을 알 수 있다. 또한, 퇴적물 내 공극수는 수층의 물과 직접 교환되거나 용해된 오염물질을 상호 교환하므로, 공극수 내 농도 저감은 수층으로의 오염물질 용출량 저감으로도 이어진다. 이러한 원리로 안정화제의 생물활성대 주입은 퇴적물 내 오염물질이 수생태계와 인간에 노출되는 경로를 차단하고, 결과적으로 퇴적물 오염이 미치는 생태 및 인체위해성을 저감한다.

활성탄의 높은 오염물질 흡착능은 다공성 내부 구조에 의한 높은 비표면적에 기인한다(Fan et al., 2017). 오염물질은 활성탄 표면과의 물리·화학적 상호작용을 통해 활성탄의 표면에 흡착하게 되는데, 활성탄 내부의 미세 공극으로 인해 흡착 가능 면적이 매우 넓기 때문에 흡착능이 높다(Karanfil and Kilduff, 1999; Li et al., 2002). 활성탄은 탄소 함량이 높은 소수성 표면을 가지고 있어 소수성 유기오염물질에 대해 단위 비표면적이 갖는 친화력 또한 매우 높으므로, 매우 우수한 소수성 유기오염물질 흡착제로 작용한다. 경제성 확보와 저서 생물의 서식처 변화를 최소화하기 위해서는 되도록 적은 양의 안정화

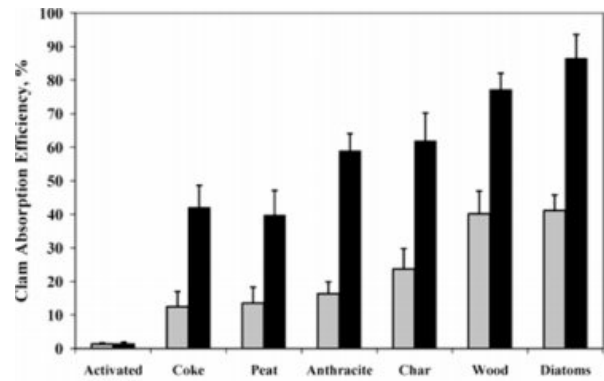


Fig. 3. Absorption efficiency of benzo[a]pyrene (light columns) and 2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl (black columns) fed to *Macoma balthica* by spiking to different types of particles. Reprinted with permission from McLeod et al. (2004). Copyright (2004) American Chemical Society.

제 주입량으로 소기의 정화 효과를 달성하여야 하며, 따라서 안정화제의 단위 질량 또는 부피당 오염물질 흡착능이 높을수록 정화에 활용하기 유리하다. 이러한 측면에서, 활성탄은 소수성 유기오염물질로 오염된 퇴적물의 원위치 정화에 경쟁력이 매우 우수한 안정화제이다.

활성탄은 소수성 유기오염물질에 강한 흡착·탈착 이력 현상(sorption-desorption hysteresis)을 보이며, 이 또한 안정화 효과를 달성하는 데 장점으로 작용한다. 활성탄에 흡착된 소수성 유기오염물질은 매우 강한 탈착 저항성을 갖는다(Janssen et al., 2010; Marchal et al., 2013). 일

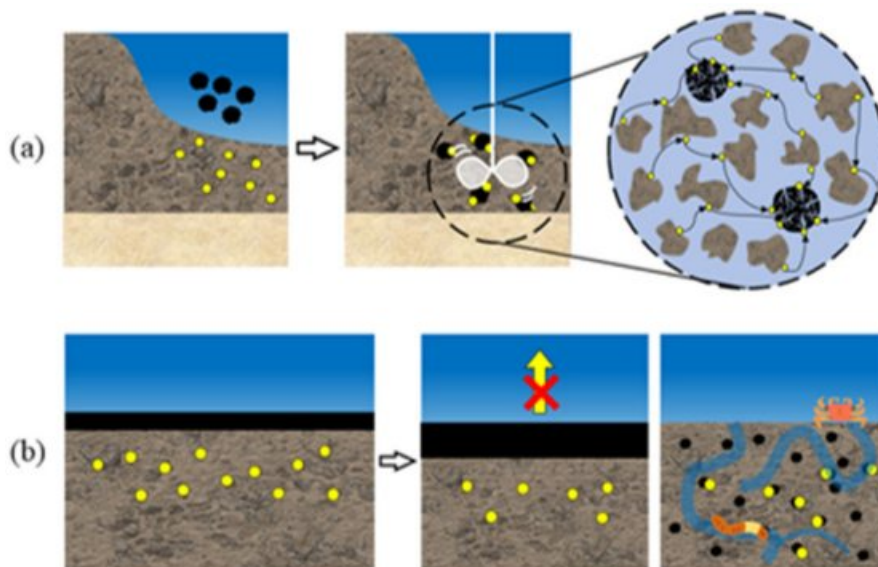


Fig. 4. Conceptual diagram of two approaches of activated carbon amendment for in-situ sediment treatment: (a) mechanical mixing and (b) thin-layer capping.

레로, McLeod et al. (2004)은 각각 PAHs, PCBs에 속하는 화합물인 벤조피렌(benzo[a]pyrene)과 2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl으로 오염시킨 입자상 물질을 퇴적물 섭식 조개류인 *Macoma balthica*에 공급하여 흡수율을 측정하였다. 실험에 이용한 입자상 물질은 활성탄(activated carbon), 코크스(coke), 토탄(peat), 무연탄(anthracite), 숯(char), 목재(wood), 규조류(diatoms)였는데, 활성탄은 두 화합물 모두 2% 미만의 흡수율을 나타낸 반면, 나머지 입자는 벤조피렌에 대해서 13-41%, 2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl에 대해서 40-86%의 흡수율을 나타내어 극명한 차이를 보였다. 이는, 저서 동물이 소수성 유기오염물질이 흡착된 활성탄을 직접 섭취한다고 할지라도, 이 오염물질이 동물의 내장에서 분비되는 소화액 등에 의하여 활성탄으로부터 탈착되어 체내로 유입될 개연성은 그리 높지 않다는 것을 시사한다.

3.2. 시공 방식

오염퇴적물의 원위치 안정화에서 안정화제의 주입 방법(시공 방식)은 안정화제와 오염퇴적물 간의 접촉 기회와 이에 따른 오염물질의 거동 양상을 크게 좌우하는 요인이다. 활성탄 주입 방법으로 다양한 공법이 강구되었는데, 이를 크게 1) 기계적 혼합(mechanical mixing), 2) 박층 피복(thin-layer capping)으로 나눌 수 있다(Choi et al., 2016b). 각 주입 방법의 모식도를 Fig. 4에 나타내었다.

기계적 혼합은 기계 장치를 이용해 활성탄을 오염된 퇴적물에 혼합하여 되도록 생물활성대에 일정 용량(dose)으로 균질하게 분포하도록 하는 것이다. 활성탄 이용 원위치 안정화 기술의 최초 파일럿 규모 적용 사례였던 미국 샌프란시스코 Hunters Point 현장시험에서는 기계적 혼합 방식을 적용하였는데, 만조시에 혼합 장비를 바지선에 실어 오염 현장으로 이동, 위치시키고, 간조시에 물 밖으로 드러난 오염퇴적물 표면에 활성탄을 살포한 후, 혼합 장비를 이용해 활성탄과 오염퇴적물을 혼합시켰다(Cho et al., 2007; 2009) (Fig. 5). Beckingham and Ghosh (2011)는 물에 잠겨 있는 퇴적물에 활성탄을 기계적으로 혼합하는 장치를 고안하여 미국 뉴욕주 lower Grasse River 현장시험에 적용하였다. 오염퇴적물과 활성탄 유실을 방지하기 위한 오탈방지막을 설치한 후, 바지선에 탑재한 크레인에 달아 장치를 오염퇴적물에 위치시키고, 장치에 삽입된 노즐로 슬러리 상태의 활성탄을 주입하면서 혼합장치를 가동시켜 활성탄이 퇴적물에 고르게 혼합될 수 있도록 하였다(Fig. 6).

활성탄 입자와 퇴적물 입자의 혼합이 이루어지면, 소수

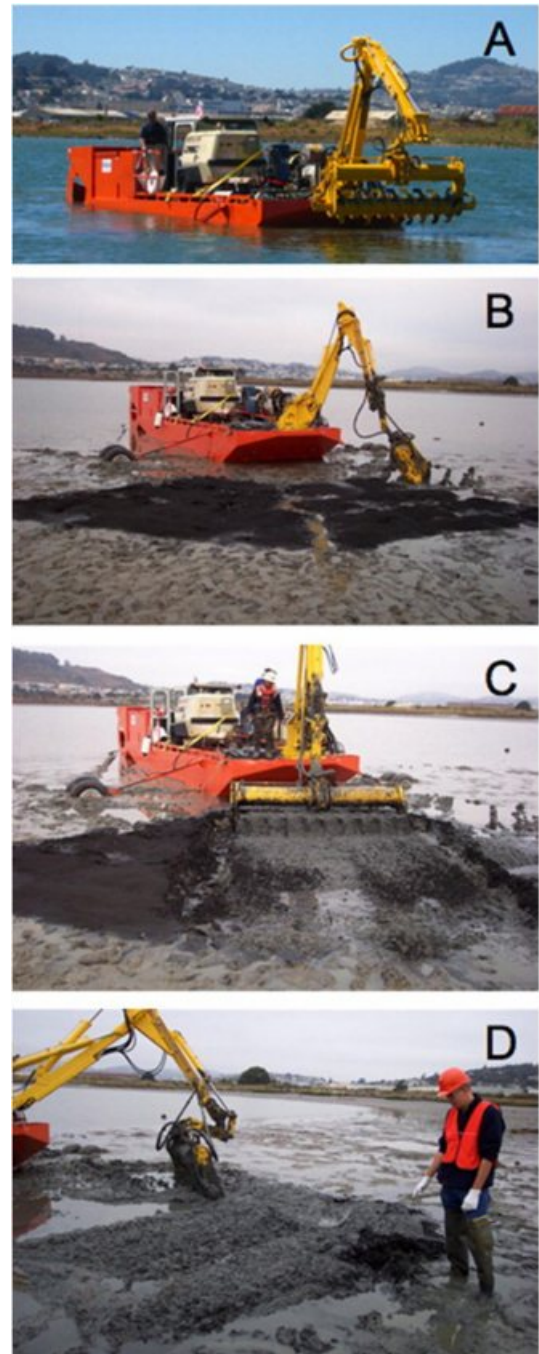


Fig. 5. Implementation of mechanical mixing of activated carbon into sediment using Aquamog device at a tidal flat pilot study site at Hunters Point Shipyard, San Francisco, CA, USA. Reprinted from Cho et al. (2007). Copyright (2007), with permission from Elsevier.

성 유기오염물질의 흡착능이 높은 활성탄은 주위 공극수에 있는 오염물질을 흡착하여 공극수 내 농도를 낮추며, 이로부터 발생한 농도 구배로 퇴적물에 존재하는 오염물질의 탈착이 발생한다. 오염물질의 이동 측면에서 이를 다

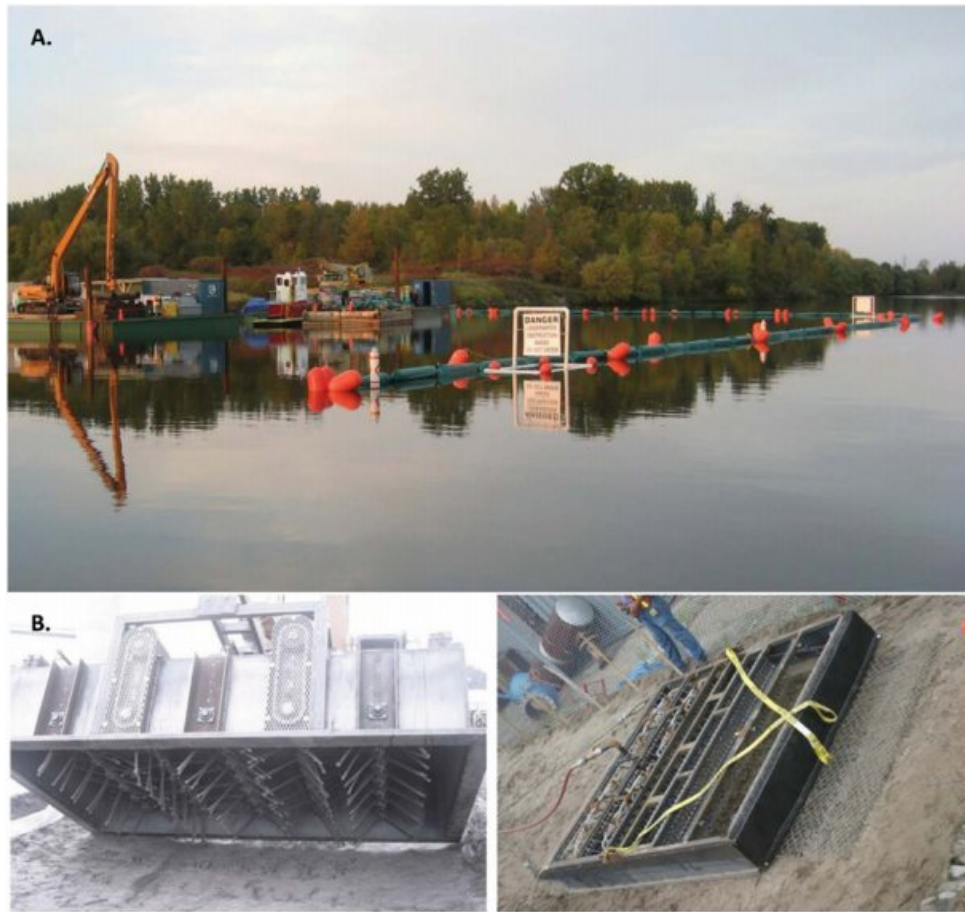


Fig. 6. Implementation of underwater mechanical mixing of activated carbon into sediment using a rototiller-type (B, left) and a tine sled (B, right) device at lower Grasse River, NY, USA. Reprinted with permission from Beckingham and Ghosh (2011). Copyright (2011) American Chemical Society.

시 기술하면, 1) 퇴적물 입자에 존재하는 오염물질이 탈착되어 입자 외부로 방출되고, 2) 방출된 오염물질이 활성탄 입자의 표면으로 이동한 후, 3) 활성탄 공극 내부로 확산되어 흡착된다(Hale and Werner, 2010; Choi et al., 2014). 소수성이 높은 물질은 지연계수(retardation factor)가 높아 퇴적물 공극 및 활성탄 공극 내에서의 이동이 매우 느리게 발생하며, 퇴적물 입자로부터의 탈착 속도 또한 그러한 경우가 많다(Werner et al., 2006; Choi et al., 2014). 공학적 방법으로 속도를 향상시킬 수 있는 기작은 위 세 이동기작 중 퇴적물로부터의 탈착을 제외한 2), 3)의 두 가지인데, 되도록 활성탄 입자를 퇴적물에 균질하게 혼합하고, 입자 크기가 작은 활성탄을 사용하는 것이 이에 해당한다(Choi et al., 2014). 그러나 분말 활성탄을 사용하면 분진 발생, 유실 등의 문제가 매우 심각하게 발생할 수 있으므로 정화효율만을 고려하여 무작정 입자 크기가 작은 활성탄을 선택하는 것은 바람직하지 못하

다(Choi et al., 2016b).

기계적 혼합은 박층 피복보다 일반적으로 높은 정화효율을 달성할 수 있고 오염물질의 생물축적량 저감 효과를 보다 명확하게 확인할 수 있는 것으로 밝혀져 왔다. 이는 활성탄 주입과 동시에 활성탄 입자를 퇴적물 입자와 혼합 시킴으로써 비교적 단기간에 퇴적물 공극수 내 오염물질 농도를 낮추고 오염물질이 퇴적물로부터 활성탄으로 이동하여 탈착 저항성을 가질 수 있도록 하기 때문이다. 또한, 점성이 있는 퇴적물에 활성탄이 혼합되어 있으면 유실에 대한 저항성이 높아지므로, 주입된 활성탄이 지속적으로 오염퇴적물에 체류하며 그 성능을 발휘하는 데에도 이점이 있다(Zimmerman et al., 2008). 반면, 기계적 혼합은 시공성 측면에서 큰 한계를 가진다. 수저에서 기계적 혼합을 시도한 lower Grasse River 사례가 존재하기는 하나, 이 사례에서 적용된 혼합 장비의 작동 방식, 이후 더 이상 수저 기계적 혼합의 시도 사례가 보고되지 않는 것

등에 비추어 볼 때 퇴적물 교란으로 인한 부유물질 발생, 느린 시공 속도 등 단기간에 개선하기 어려운 단점이 존재하는 것으로 보인다. 이러한 점을 고려했을 때, 기계적 혼합은 수심이 얇거나 간조 또는 갈수기에 퇴적물 표면이 노출되어 수층의 존재에 따른 제약 없이 작업이 가능한 환경에 적용하기에 적합한 방법으로 볼 수 있다.

박층 피복은 활성탄 또는 활성탄을 포함하는 소재를 오염퇴적물 위에 수 cm의 얇은 층으로 도포하는 적용 방식이다. 이 방식의 시공 후 초기 단계에서 기대하는 효과는 오염퇴적물이 활성탄 층에 의해 수층과 격리되어 오염물질이 수층으로 용출되지 않는 것으로(Cornelissen et al., 2011; Abel and Akkanen, 2018), 그 작동 원리가 원위치 피복(in-situ capping)과 크게 다르지 않다고 볼 수 있다. 그러나 장기적인 관점에서는 박층 피복에서 저서 생물의 생물교란(bioturbation) 작용으로 점진적으로 도포한 활성탄이 오염퇴적물과 혼합되면서 오염물질의 퇴적물 공극수 내 농도, 나아가 퇴적물 내 오염물질의 생물학적 이용성을 저감하는 효과를 기대한다(Lin et al., 2018). 이러한 측면에서 박층 피복의 장기 효과는 기계적 혼합에서 기대하는 것과 다르지 않다.

박층 피복은 기계적 혼합보다 시공이 훨씬 용이하고 수심에 크게 제약을 받지 않으므로, 보다 다양한 현장에 적용된 사례가 존재하며, 실규모 현장적용이 이루어진 사례도 여럿 존재한다(Patmont et al., 2015). 일례로, 노르웨이의 Grenlandfjords에서는 100 m 수심의 오염퇴적물 40,000 m²에 활성탄-점토 혼합물을 이용한 박층 피복을 시

공하여 그 성능을 시험하였다. 박층 피복은 다이옥신의 수층 용출 플럭스를 60% 저감하였으며, 시공 9개월 이후 활성탄이 생물 교란으로 3-5 cm 깊이의 퇴적물까지 도달한 것을 확인하였다(Cornelissen et al., 2012). 시공성을 보다 향상시키고 습지 등에 식생을 제거하지 않고도 활성탄을 도포하기 위한 방법으로 활성탄의 펠렛화 또한 시도되었는데, 그 중 대표적인 상품이 SediMiteTM이다. 펠렛화된 분말 활성탄을 살포기 등으로 분사하면, 퇴적물 표면에 가라앉아 서서히 붕괴되어 분말 활성탄을 내놓아 박층을 형성한다. Table 1에서 확인할 수 있는 바와 같이, SediMiteTM은 미국 내 다수의 오염퇴적물 부지에 적용된 실적을 가지고 있다.

박층 피복은 우수한 정화효율을 얻기 힘들다는 명확한 한계 또한 지니고 있다. 이 원인은 크게 두 가지로 해석 가능하다. 먼저, 박층 피복의 단기적 효과는 퇴적물에 존재하는 오염물질의 생물학적 이용성 저감이 아닌 수층으로의 용출 저감이므로, 시공 후 수개월에서 2~3년 이후 정도의 모니터링 기간에 저서 생물의 오염물질 생물축적량 또는 수동형 채취기(passive sampler) 축적량 등의 지표로 원위치 안정화 기술의 정화효율을 평가하면 그 효과가 뚜렷하게 나타나지 않을 가능성이 높다. 일례로, 노르웨이 Trondheim Harbor의 PAHs 오염지역에서 실시한 파일럿 시험에서는 polyoxymethylene (POM) 수동형 채취기를 이용하여 5 cm 심도 간격으로 퇴적물 내 PAHs의 생물학적 이용성을 측정하였는데, 활성탄-점토 혼합물 층이 포함된 심도 0~5 cm 구간에서만 대조군에 비해 통계

Table 1. Brief description on the major activated carbon (AC) amendment field study sites

Site	Contaminants of concern	Implementation	Reference
Hunters Point Shipyard, CA, USA	PCBs, PAHs	Mechanical mixing (ground); 3.4 mass% of 75-300 µm AC (down to 30 cm-depth)	Cho et al. (2017) Cho et al. (2019) Cho et al. (2012)
Lower Grasse River, NY, USA	PCBs	Mechanical mixing (underwater); 3.75 mass% of 75-300 µm AC (down to 15 cm-depth);	Beckingham and Ghosh (2011)
Trondheim Harbor, Norway	PAHs	Thin-layer capping; AC-only, AC-clay mixture, or AC with sand armor layer, all at an AC dose of 5 kg m ⁻²	Cornelissen et al. (2011)
Grenlandfjords, Norway	Dioxins	Thin-layer capping; AC-clay mixture at an AC dose of 2 kg/m ²	Cornelissen et al. (2012)
Lake Kernaalanjärvi, Finland	PCBs	Thin-layer capping; SediMite TM equivalent to 1.6 kg/m ² of AC	Abel and Akkanen (2018)
Canal Creek, MD, USA	PCBs, Hg	Thin-layer capping; SediMite TM equivalent to 2.25 kg/m ² of AC	Menzie et al. (2016)
Berry's Creek, NJ, USA	PCBs	Thin-layer capping; 5 kg/m ² SediMite TM (equivalent to 2.5 kg/m ² powdered activated carbon) in one plot and 3.3 kg/m ² granular activated carbon (GAC) in two plots (GAC only and GAC + sand armor layer)	Sanders et al. (2018)
Mirror Lake,	PCBs	Thin-layer capping; SediMite TM to achieve 4 mass% down to 15 cm-depth	Patmont et al. (2020)

적으로 유의한 생물학적 이용성 저감이 확인되었고(50% 저감), 나머지 심도 구간에서는 유의미한 저감이 확인되지 않았다(Cornelissen et al., 2011). 두 번째 원인으로서는 퇴적물 위 박층에 존재하는 활성탄이 표층에 가해지는 수리학적 전단에 매우 취약하다는 점을 들 수 있다. 실제로 현장 시험에서 시공 1년 이내에 50% 이상의 유실이 발생한 사례가 여럿 보고된 바 있다(Cornelissen et al., 2011; 2012; Abel and Akkanen, 2018). 이를 극복하기 위하여 여러 현장 시험에서 박층 피복을 활성탄과 점토의 혼합층으로 시공하여 보다 높은 수리학적 안정성을 확보하고자 하였으나, 문헌에 보고된 결과를 놓고 볼 때, 아주 획기적인 활성탄 유실 방지 효과를 얻기는 어려운 것으로 판단된다(Cornelissen et al., 2011). 반대의 사례로, 식생이 존재하는 현장에 입상활성탄 또는 SediMiteTM이 적용된 미국 뉴저지주 Berry's Creek 현장시험에서는 시공 37개월 후에도 뚜렷한 활성탄 유실이 발견되지 않았다(Sanders et al., 2018). 이러한 결과를 놓고 볼 때, 활성탄의 유실율은 현장 조건에 따라 크게 좌우된다고 판단할 수 있다.

3.3. 활성탄 주입량과 입자 크기

활성탄을 이용한 소수성 유기오염물질 원위치 안정화 공법에서 활성탄 주입량과 주입하는 활성탄의 입자 크기는 시공 방식과 함께 정화 설계 시 결정해야 할 대표적인 엔지니어링 요소이다.

활성탄 주입량은 퇴적물 단위질량당 주입 활성탄 질량(mass%) 또는 퇴적물 단위면적당 주입 활성탄 질량(kg/m²)으로 표현하며, 기계적 혼합에서는 전자를, 박층 피복에서는 후자를 주로 사용한다. 활성탄 주입량이 증가하면 정화효율이 향상되는 반면 경제성은 하락하기 마련이므로 두 목표를 절충하는 주입량 결정이 필요하다. 또한, 과도한 활성탄 주입은 저서 생물에 독성 영향 또는 유기성 영양분의 이용성 저감으로 인한 생태영향을 일으킬 수 있으며, 이 점도 주입량 결정 시 고려하여야 한다(Jonker et al., 2009; Rakowska et al., 2012; Janssen and Beckingham, 2013). 기계적 혼합 방식에서 생물활성대(퇴적물 표면에서 15 cm 또는 30 cm까지의 깊이)를 활성탄 주입 대상으로 보았을 때, 목표 주입량은 3 mass% 내외로 하는 것이 일반적이다(Cho et al., 2009; Beckingham and Ghosh, 2011). Choi et al.(2016b)은 활성탄의 적정 주입량을 퇴적물 총유기탄소함량의 1-2배 사이에서 결정하는 것이 합리적이라고 주장하였는데, 이는 현장 퇴적물에 존재하는 유기물질과 주입하는 활성탄이 소수성 유기오염물질 흡착에 경쟁 관계에 있고, 따라서 정화효율 달성을 위

해 활성탄이 충분한 흡착 경쟁력을 가질 수 있는 주입량은 퇴적물 총유기탄소함량에 의해 결정된다고 보았기 때문이다. 박층 피복 방식에서는 1.5-5 kg/m²의 범위로 활성탄을 주입하며, 이는 활성탄-점토의 혼합물로 적용할 경우 일반적으로 5 cm 미만의 얇은 층이 된다(Cornelissen, 2011; 2012; Abel and Akkanen, 2018; Sanders et al., 2018).

활성탄의 입자 크기 또한 정화효율에 큰 영향을 미치는 설계 요소이다. 활성탄의 입자 크기가 작을수록 1) 빠른 흡착 속도를 얻을 수 있고, 2) 결면 표면적이 넓어 용존 유기물의 공극막힘(pore blocking) 효과로 인한 흡착능 저감에서 보다 자유로우며, 3) 동일한 주입량 기준으로 더 많은 입자수가 존재하므로 퇴적물에 혼합 시 퇴적물에 존재하는 오염물질이 활성탄 표면으로 이동하는 평균거리가 줄어들어 보다 단기간에 높은 정화효율을 얻을 수 있다(Choi et al., 2016b). 반면, 활성탄 입자 크기가 작을수록 1) 분진 발생, 느린 침강속도 등으로 인해 시공이 까다롭고, 2) 시공 후 활성탄 유실 가능성이 높으며, 3) 부정적 생태영향의 발생 가능성이 증가하는 문제점도 존재한다(Kupryianchyk et al., 2013; Choi et al., 2016b). 수처리에 사용하는 활성탄은 일반적으로 분말활성탄(powdered activated carbon, PAC)과 입상활성탄(granular activated carbon, GAC)으로 구분한다. 분말활성탄은 그 크기가 180 μ m보다 작은 것(ASTM D 5158-98, 2005)을 가리키고, 입상활성탄은 전체 무게의 90% 이상이 180 μ m보다 큰 것(ASTM D 2862-10, 2010)을 가리킨다. 활성탄 이용 오염퇴적물 안정화 기술의 개발 초기에는 분말활성탄보다 약간 큰 크기 범위인 75~300 μ m를 주로 사용하였으나(Zimmerman et al., 2004; Cornelissen et al., 2006; Cho et al., 2007), 최근에는 연구진 또는 현장 조건에 따라 분말활성탄 또는 입상활성탄을 사용하는 등 다양한 크기 범위의 활성탄 적용이 시도되고 있다(Abel and Akkanen, 2018; Sanders et al., 2018).

주어진 활성탄 주입량과 입자 크기 조건에서 어떠한 정화효율을 얻을 수 있을지 예측하기란 쉽지 않다. 이것은 활성탄을 이용한 소수성 유기오염물질 원위치 안정화 공법의 정화효율이 활성탄 주입량과 입자 크기 이외에도 매우 다양한 엔지니어링 요소, 현장 조건, 오염물질 물성의 함수이기 때문이다(Choi et al., 2016c). 특히, 활성탄을 퇴적물에 주입했을 때 발현되는 소수성 유기오염물질 흡착능은 증류수에 활성탄을 주입하고 오염물질을 spiking 한 흡착 실험에서 관찰하는 흡착능과 큰 차이를 보일 수 있는데, 이것은 퇴적물 공극수에 존재하는 용존유기물의 흡착 저해현상 때문이다(Werner et al., 2006; Choi et al.,

2014). 이 흡착 저해현상은 크게 용존유기물의 흡착 경쟁 효과(competitive effect)와 용존유기물에 의한 활성탄 공극막힘(pore blocking)의 두 기작에 의해 발생하는 것으로 설명한다(Choi et al., 2013). 용존유기물의 흡착 저해현상으로 활성탄의 소수성 유기오염물질 흡착능은 1 order 내외로 감소하는 것으로 알려져 있으나, 실제 구체적으로 흡착능이 얼마만큼 감소하는지는 다분히 현장 특이적(site-specific) 요건에 의해 결정된다고 볼 수 있다(Werner et al., 2006; Choi et al., 2013; 2014). 따라서, Choi et al. (2016b)은 원위치 안정화 공법의 설계를 위한 평가 단계 중 하나로 현장 퇴적물을 이용한 활성탄 성능 평가시험을 실시할 것을 제안하였다. 이 실험의 요령은, 1) 현장에서 채취한 퇴적물로 만든 슬러리에 주어진 주입량과 입자 크기로 활성탄을 주입하고 공극수 내 오염물질 농도 측정용 수동형 채취기(passive sampler) 또한 슬러리에 일정량 투입하고, 2) 1개월 내외의 기간 동안 슬러리를 교반한 후, 3) 슬러리에서 수동형 채취기를 회수하여 채취기로부터 도출한 공극수 내 오염물질 농도를 활성탄을 주입하지 않은 시료의 값과 비교하는 것이다. 이 실험법은 현장의 상황을 상당히 단순화하여 구현한 것이지만, 용존유기물의 흡착 저해현상이 존재하는 상황에서 안정화 주입에 따른 효과를 관찰할 수 있다는 장점이 있다.

4. 정화효율의 평가

전술한 바와 같이, 원위치 오염퇴적물 안정화 공법의 작동 원리는, 퇴적물 내 오염물질의 농도를 저감하는 것이 아니라, 생물학적 이용성과 이동성을 제어하여 오염물질이 수생태계와 인간에 노출되는 경로를 차단하는 것이다. 따라서 이 안정화 공법을 적용하는 현장에서 정화목표 수립과 목표달성의 평가, 시공 전후 모니터링은 이러한 원리에 대한 충분한 이해를 바탕으로 이루어져야 한다.

퇴적물 오염 부지 정화사업의 근간이 되는 공통적인 목표는 오염물질이 수생태계와 인간에 미치는 위해를 저감하는 것이라고 할 수 있다. 소수성 유기오염물질에 있어 퇴적물 내 오염물질이 수생태계의 각 생물종과 인간에 위해를 미치는 주요 경로는 먹이사슬을 통해 생물농축이 일어난 오염물질의 섭취이다(Lamoureux and Brownawell, 1999). 그리고 원위치 안정화 공법이 제대로 작동하여 퇴적물 내 오염물질의 생물학적 이용성과 이동성이 효과적으로 제어된다면, 이 먹이사슬에 있는 생물에 축적된 생체농도가 감소할 것이다. 따라서, 소수성 유기오염물질에 대하여 이 공법이 적용될 때 설정할 수 있는 가장 합리

적인 정화목표 지표 중 하나는 지표종의 오염물질 생체농도이다. 우리나라 포항 형산강 하류의 채집에서 기준치를 넘는 수은이 검출되어 문제가 되고 있는 바와 같이(Bailon et al., 2018), 오염 현장에는 오염이 야기하는 위해와 깊은 관련이 있고 높은 관심을 받는 지표 생물종이 존재할 수 있다. 이러한 지표 생물종의 생체농도는 정화목표의 지표로서 이해관계자와 일반 대중이 이해하고 받아들이기 쉽다.

반면, 지표종의 오염물질 생체농도는 정화목표 지표로서 큰 한계 또한 지닌다. 가장 핵심적인 문제는 이 지표의 측정값이 상당한 불확실성을 내포하고 있다는 것이다. 현장에서 채취하는 생물에서 분석하는 생체농도는 개체간 편차, 복잡한 추출-정제-분석과정에서 오는 분석오차, 계절, 강수 및 기타 예측하기 어려운 현장 환경의 변화에 따른 요인 등에 의해 매우 높은 변동성을 지닌다. 또한, 넓은 서식처에서 생활하는 생물종의 경우, 안정화 공법의 시공이 이루어진 영역이 전체 서식처에서 차지하는 비율이 그리 높지 않을 수 있으며, 이러한 경우 생체농도가 안정화 공법의 효과를 충분히 반영하지 못하게 된다. 비교적 작은 영역을 대상으로 시공이 이루어진 파일럿 시험의 경우에는 다른 지표로 측정된 정화효율보다 생체농도로 측정된 정화효율이 훨씬 낮게 평가되는 경우가 종종 발생하며, 이 경우 안정화 공법 시공이 이루어지지 않은 인접 영역에서 유입된 오염물질이 시공된 영역에 서식하는 생물체에 축적되었을 것으로 의심된다(Cho et al., 2009). 이러한 한계 중 일부를 극복하기 위하여 현장에 케이지를 설치하고 실험실에서 균질하게 배양한 지표종 개체를 정화 시공된 퇴적물에 노출시키는 방법, 퇴적물을 채취하여 실험실에 가져와 생물농축 실험을 실시(현장 외 생물농축 시험 - ex-situ bioaccumulation test)하는 방법 등이 활용된다. 이러한 방법으로 측정된 생체농도는 정화 시공된 현장에서 무작위로 채취한 생물 개체에서 측정된 것보다 일반적으로 편차가 작은 것으로 알려져 있고, 안정화 공법의 정화 효과를 보다 잘 반영할 것으로 기대되지만, 위에서 제시한 오차 요인들을 모두 통제할 수는 없으며, 현장 외 생물농축 시험의 경우 현장의 조건을 지나치게 단순화하거나 필수적인 현장 상황을 배제하는 결과를 초래할 수도 있다.

따라서, 원위치 오염퇴적물 안정화 공법이 적용된 현장에서는 오염물질 생체농도라는 생물학적 지표의 한계를 보완할 수 있는 화학적 지표를 같이 모니터링하는 것이 중요하다(van der Heijden and Jonker, 2009). 이러한 화학적 지표로 대표적인 것들은 공극수 내 오염물질 자유

용존농도와 퇴적물 표면으로부터 수층으로의 용출 플럭스(flux)이다. 2장에서 논의한 바와 같이, 공극수 내 오염물질 용존자유농도는 퇴적물 내 오염물질이 수생태계와 인간에 미치는 위해도를 가늠할 수 있는 중요한 지표이다. 박층 피복으로 시공한 현장에서 정화의 단기 효과는 주로 수층으로의 용출 플럭스 저감으로 나타나므로, 박층 피복에서는 수층으로의 용출 플럭스가 주요한 모니터링 지표가 된다.

소수성 유기오염물질은 수용해도가 극히 낮고 겉보기 용해가 이루어진(apparently dissolved) 분자 중 상당 부분이 자유용존상태가 아닌 용존유기물과 결합된 상태로 존재할 가능성이 높으므로, 공극수 내 오염물질 자유용존 농도를 직접 추출법으로 추출하여 분석하기란 쉽지 않다. 이를 보완하기 위해 1990년대 후반부터 수동형 채취기(passive sampler)의 개발이 이루어졌으며, 최근 미국, 북유럽 등의 오염퇴적물 관리 선진국에서는 학술적 목적뿐만 아니라 실제 오염현장 모니터링의 목적으로도 수동형 채취기가 매우 적극적으로 활용되고 있다. 초기의 소수성 유기오염물질 대상 수동형 채취기로는 주로 semi-permeable membrane device(SPMD)가 많이 사용되었으나, 최근에는 다루기 쉽고 여러 형태로 적용 가능한 폴리머 물질인 low-density polyethylene(LDPE), POM, polydimethylsiloxane(PDMS) 등이 주로 사용된다. 소수성 유기오염물질 오염퇴적물의 공극수 자유용존농도 측정에 수동형 채취기를 적용하는 원리와 요령은 미국 환경청의 가이드라인(U.S. EPA, 2012)과 Lydy et al.(2014), Ghosh et al.(2014) 등의 총설 논문에서 상세히 기술되어 있다.

수층으로의 용출 플럭스는 개별 연구자가 개발한 플럭스 챔버(flux chamber)를 주로 활용한다. 일반적으로 플럭스 챔버의 하우징(housing)은 스테인리스로 된 덮개 형태로 되어 있으며, 내부 상단에는 대상 오염물질을 잘 흡수하여 infinite sink로 작용할 수 있는 물질을 배치한다. 일반적으로 이 infinite sink는 수동형 채취기 재료로 사용하는 SPMD, LDPE, POM, 또는 PDMS를 과량으로 넣어 사용한다(Cornelissen et al., 2011; Liu et al., 2014; Mustajärvi et al., 2017). 이 플럭스 챔버를 퇴적물 위에 설치하고 일정 시간 동안 노출시킨 후, infinite sink 물질을 회수하여 오염물질을 추출, 분석하면 퇴적물로부터 수층으로 발생하는 용출 플럭스를 단위면적, 단위시간 당 오염물질 질량의 단위로 나타낼 수 있다.

이렇듯 소수성 유기오염물질의 오염퇴적물의 원위치 안정화에는 공법 설계뿐만 아니라 정화목표 수립과 목표달성의 평가, 시공 전후 모니터링에 대한 깊이 있는 고찰

또한 필요하다. 또한, 단순히 퇴적물 내 오염물질 농도에 기반한 오염퇴적물 관리와 정화목표 설정이 아니라, 오염이 수생태계와 인체에 미치는 위해도, 그리고 그것을 가리는 생물학적, 화학적 지표를 기반으로 오염퇴적물 관리, 정화목표 설정, 정화설계 및 모니터링이 이루어질 수 있는 법적, 제도적 기반 또한 구축되어 있어야 한다.

5. 앞으로의 과제

전통적인 오염퇴적물 정화기술인 준설과 원위치 피복이 각각 높은 정화비용과 수저면의 큰 변화라는 결정적인 한계를 지니고 있음을 고려할 때, 원위치 오염퇴적물 안정화 기술은 퇴적물 오염물질로부터 발생하는 환경적, 생태적, 경제적 악영향을 저감시키는 정화기술로 지속적인 관심을 끌 것으로 예상된다. 활성탄을 안정화제로 하고, 소수성 유기오염물질을 처리대상으로 한 시험 및 적용을 통해 발전을 이뤄 온 이 기술은 앞으로 중금속 등 다른 유해물질과 영양염류 등의 오염물질을 대상으로 하고, 바이오차, 유기점토, 개질 활성탄, 광물질, 영가철 등 다양한 안정화제를 활용하는 것으로 그 적용 영역이 확장될 것으로 기대된다(U.S. EPA, 2013; Bianco et al., 2021; Wikström et al., 2021). 특히, 우리나라에서는 소수성 유기오염물질보다 중금속 또는 영양염류로 인한 퇴적물 오염이 자주 이슈화되고 있으므로, 상대적으로 중금속, 영양염류 오염 조건에 대한 적용 역량 확보에 보다 힘을 기울이는 것이 필요할 것이다.

원위치 안정화 기술의 효과는 퇴적물에 존재하는 오염물질의 탈착 저항성과 오염물질의 이동성 뿐만 아니라, 현장조건 및 오염물질 물성 조건, 시공 방식을 포함한 기술 적용 조건 등에 따라 매우 다르게 나타난다. 예를 들어, 현장 시험에서 측정한 오염물질 생물농축량은 대조군 대비 최대 97%의 저감율(Beckingham and Ghosh, 2011)에서 대조군과 통계적인 차이가 없는 수준(Abel and Akkanen, 2018)까지 매우 다양하게 나타난다. 과학적인 관점에서 이러한 편차를 보이는 원인을 심층적으로 분석하는 노력을 지속적으로 기울임과 동시에, 앞서 소개한 현장 퇴적물 슬러리 이용 활성탄 성능시험과 같이(3.3절 참조) 현장 특이적 조건을 고려하여 정화효율을 간단하게 예측할 수 있는 표준 방법을 정착시킬 필요가 있다.

본 논문에서 깊이 있게 다루지는 않았으나, 주입한 활성탄의 물리적 안정성과 활성탄이 수생물에 미치는 생태영향은 공법 선정 및 적용 시 반드시 고려해야 한다. 그리고 공법 시공 이전에 이에 대비한 대응 전략과 모니터

링 계획을 충분히 세우는 것이 중요하다. 특히, 우리나라는 강수량의 계절별, 시간별 편차와 이에 따른 하천의 유속 변화가 매우 크다는 특성을 지니고 있으므로, 활성탄이 주입된 퇴적물에 미치는 수리전단으로부터 활성탄을 보호하기 위한 대책을 충분히 세워야 한다. 이를 위한 보호층(armor layer)을 사용할 때에는 이것이 수생태 서식지에 미치는 영향을 심도 있게 고려하여 그 종류를 선택하고 시공하여야 한다. 활성탄이 미치는 생태영향에는 저서생물이 활성탄 입자를 직접 섭취할 때 발현될 가능성이 있는 독성영향과 활성탄의 높은 흡착능으로 유기성 영양분의 생물학적 이용성을 크게 저감하여 체중량, 지질 함량 등 생물 성장과 관계된 지표를 변화시키는 간접영향이 있다(Janssen and Beckingham, 2013). 이러한 생태영향은 활성탄의 종류뿐만 아니라 퇴적물의 특성, 생물종 특성, 가용한 영양분의 활성탄 친화력 등 여러 가지 요인에 의해 좌우되는 것으로 알려져 있다(Janssen et al., 2012; Janssen and Beckingham, 2013). 이 공법에 대해 전세계적으로 이루어진 지난 약 20년간의 연구와 현장시험 경험에도 불구하고, 활성탄과 현장의 보호층이 수생태계 건강성에 미치는 영향은 아직 명확하게 규명되어 있지 못하며, 따라서 이에 대한 꾸준한 연구와 고찰이 필요하다. 바이오차, 유기점토, 광물질, 개질 활성탄 등의 소재를 안정화제로 활용하려는 시도에서도 현장에 적용하기 이전에 이러한 안정화제가 수생태계에 미치는 영향을 충분히 확인할 필요가 있으며, 이 역시 앞으로 체계적인 연구가 필요한 주제이다.

활성탄을 이용한 소수성 유기오염물질 원위치 안정화 기술은 약 20년에 불과한 짧은 역사에도 불구하고 이미 많은 현장 적용 실적을 보유하고 있으며, 경제적·효과적이고 생태친화적인 오염퇴적물 정화기술로 앞으로의 발전이 크게 기대되는 기술이다. 이 기술의 작동 원리와 개념, 기술의 적용으로 달성할 수 있는 부분과 그렇지 못한 부분, 그리고 정화 계획 수립과 설계, 시공, 모니터링에서 고려하여야 하는 요소에 대한 충분한 이해를 바탕으로 이 정화기술을 평가하고 적용한다면, 이 기술은 우리가 직면한 퇴적물 오염 문제에 대응할 좋은 대안 중 하나가 될 수 있을 것이다.

Acknowledgment

본 결과물은 환경부의 재원으로 한국환경산업기술원의 지중환경오염 위해관리 기술개발 사업의 지원(2019001960002)과 수생태계 건강성 확보 기술개발 사업의 지원

(2021003040004)을 받아 연구되었습니다. 서울대학교 공학연구원의 지원에도 감사를 드립니다.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

References

- 정재윤, 장운영, 2020, 농축산저수지 오염퇴적토의 토양정화기술에 대한 적용성 연구, 환경영향평가, **29**(3), 157-181.
- Abel, S. and Akkanen, J., 2019, Novel, activated carbon-based material for in-situ remediation of contaminated sediments, *Environ. Sci. Technol.*, **53**(6), 3217-3224.
- Accardi-Dey, A. and Gschwend, P.M., 2002, Assessing the combined roles of natural organic matter and black carbon as sorbents in sediments, *Environ. Sci. Technol.*, **36**(1), 21-29.
- Ahn, S., Werner, D., and Luthy, R.G., 2005, Physicochemical characterization of coke-plant soil for the assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon availability and the feasibility of phytoremediation, *Environ. Toxicol. Chem.*, **24**(9), 2185-2195.
- American Society for Testing and Materials, 2005, ASTM D5158-98 Standard Test Method for Determination of Particle Size of Powdered Activated Carbon by Air Jet Sieving, American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA, USA.
- American Society for Testing and Materials, 2010, ASTM D 2862-10 Standard Test Method for Particle Size Distribution of Granular Activated Carbon, American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA, USA.
- Bailon, M.X., David, A.S., Park, Y., Kim, E., and Hong, Y., 2018, Total mercury, methyl mercury, and heavy metal concentrations in Hyeongsan River and its tributaries in Pohang city, South Korea, *Environ. Monit. Assess.*, **190**(274).
- Beckingham, B. and Ghosh, U., 2011, Field-scale reduction of PCB bioavailability with activated carbon amendment to river sediments, *Environ. Sci. Technol.*, **45**(24), 10567-10574.
- Beckingham, B. and Ghosh, U., 2013, Polyoxymethylene passive samplers to monitor changes in bioavailability and flux of PCBs after activated carbon amendment to sediment in the field, *Chemosphere*, **91**(10), 1401-1407.
- Bianco, F., Race, M., Papirio, S., Oleszczuk, P., and Esposito, G., 2021, The addition of biochar as a sustainable strategy for the

- remediation of PAH-contaminated sediments, *Chemosphere*, **263**, 128274.
- Brändli, R.C., Hartnik, T., Henriksen, T., and Cornelissen, G., 2008, Sorption of native polyaromatic hydrocarbons (PAH) to black carbon and amended activated carbon in soil, *Chemosphere*, **73**(11), 1805-1810.
- Chiou, C.T., Peters, L.J., and Freed, V.H., 1979, A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds, *Science*, **206**(4420), 831-832.
- Cho, Y.M., Smithenry, D.W., Ghosh, U., Kennedy, A.J., Millward, R.N., Bridges, T.S., and Luthy, R.G., 2007, Field methods for amending marine sediment with activated carbon and assessing treatment effectiveness, *Mar. Environ. Res.*, **64**(5), 541-555.
- Cho, Y.M., Ghosh, U., Kennedy, A.J., Grossman, A., Ray, G., Tomaszewski, J.E., Smithenry, D.W., Bridges, T.S., and Luthy, R.G., 2009, Field application of activated carbon amendment for in-situ stabilization of polychlorinated biphenyls in marine sediment, *Environ. Sci. Technol.*, **43**(10), 3815-3823.
- Choi, Y., Cho, Y.M., Gala, W.R., and Luthy, R.G., 2013, Measurement and modeling of activated carbon performance for the sequestration of parent-and alkylated-polycyclic aromatic hydrocarbons in petroleum-impacted sediments, *Environ. Sci. Technol.*, **47**(2), 1024-1032.
- Choi, Y., Cho, Y.M., Werner, D., and Luthy, R.G., 2014, In situ sequestration of hydrophobic organic contaminants in sediments under stagnant contact with activated carbon. 2. Mass transfer modeling, *Environ. Sci. Technol.*, **48**(3), 1843-1850.
- Choi, Y., Thompson, J.M., Lin, D., Cho, Y.M., Ismail, N.S., Hsieh, C.H., and Luthy, R.G., 2016a, Secondary environmental impacts of remedial alternatives for sediment contaminated with hydrophobic organic contaminants, *J. Hazard. Mater.*, **304**, 352-359.
- Choi, Y., Cho, Y.M., Gala, W.R., Hoelen, T.P., Werner, D., and Luthy, R.G., 2016b, Decision-making framework for the application of in-situ activated carbon amendment to sediment, *J. Hazard. Mater.*, **306**, 184-192.
- Choi, Y., Cho, Y.M., Luthy, R.G., and Werner, D., 2016c, Predicted effectiveness of in-situ activated carbon amendment for field sediment sites with variable site-and compound-specific characteristics, *J. Hazard. Mater.*, **301**, 424-432.
- Cornelissen, G., Breedveld, G.D., Naes, K., Oen, A. M.P., and Ruus A., 2006, Bioaccumulation of native polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by a polychaete and a gastropod: Freely dissolved concentrations and activated carbon amendment, *Environ. Toxicol. Chem.*, **25**(9), 2349-2355.
- Cornelissen, G., Elmquist Krusa, M., Breedveld, G.D., Eek, E., Oen, A.M.P., Arp, H.P.H., Raymond, C., Samuelsson, G., Hedman, J.E., Stokland, Ø., and Gunnarsson, J.S., 2011, Remediation of contaminated marine sediment using thin-layer capping with activated carbon-A field experiment in Trondheim Harbor, Norway, *Environ. Sci. Technol.*, **45**(14), 6110-6116.
- Cornelissen, G., Amstaetter, K., Hauge, A., Schaanning, M., Beylich, B., Gunnarsson, J.S., Breedveld, G.D., Oen, A.M.P., and Eek, E., 2012, Large-scale field study on thin-layer capping of marine PCDD/F-contaminated sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical effects, *Environ. Sci. Technol.*, **46**(21), 12030-12037.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, G.E., Thomas, N.A., and Paquin, P.R., 1991, Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning, *Environ. Toxicol. Chem.*, **10**(12), 1541-1583.
- Fan, D., Gilbert, E.J., and Fox, T., 2017, Current state of in situ subsurface remediation by activated carbon-based amendments, *J. Environ. Manage.*, **204**(2), 793-803.
- Ghosh, U., Luthy, R.G., Cornelissen, G., Werner, D., and Menzie, C.A., 2011, In-situ sorbent amendments: A new direction in contaminated sediment management, *Environ. Sci. Technol.*, **45**(4), 1163-1168.
- Ghosh, U., Zimmerman, J.R., and Luthy, R.G., 2003, PCB and PAH speciation among particle types in contaminated harbor sediments and effects on PAH bioavailability, *Environ. Sci. Technol.*, **37**(10), 2209-2217.
- Ghosh, U., Kane Driscoll, S., Burgess, R.M., Jonker, M.T., Reible, D., Gobas, F., Choi, Y., Apits, S.E., Maruya, K.A., Gala, W.R., Mortimer, M., and Beegan, C., 2014, Passive sampling methods for contaminated sediments: Practical guidance for selection, calibration, and implementation, *Integr. Environ. Assess. Manag.*, **10**(2), 210-223.
- Hale, S.E. and Werner, D., 2010, Modeling the mass transfer of hydrophobic organic pollutants in briefly and continuously mixed sediment after amendment with activated carbon, *Environ. Sci. Technol.*, **44**(9), 3381-3387.
- Hawthorne, S.B., Grabanski, C.B., and Miller, D.J., 2006, Measured partitioning coefficients for parent and alkyl polycyclic aromatic hydrocarbons in 114 historically contaminated sediments: Part 1. Koc values., *Environ. Toxicol. Chem.*, **25**(11), 2901-2911.
- Heijden, S.A.V.D. and Jonker, M.T., 2009, PAH bioavailability in field sediments: comparing different methods for predicting in situ bioaccumulation, *Environ. Sci. Technol.*, **43**(10), 3757-3763.
- Hong, L. and Luthy, R.G., 2007, Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons from lampblack-impacted soils at former oil-gas plant sites in California, USA, *Environ. Toxicol. Chem.*, **26**(3), 394-405.
- Janssen, E.M.L., Croteau, M.N., Luoma, S.N., and Luthy, R.G.,

- 2010, Measurement and modeling of polychlorinated biphenyl bioaccumulation from sediment for the marine polychaete *Neanthes arenaceodentata* and response to sorbent amendment, *Environ. Sci. Technol.*, **44**(8), 2857-2863.
- Janssen, E.M.L., Choi, Y., and Luthy, R.G., 2012, Assessment of nontoxic, secondary effects of sorbent amendment to sediments on the deposit-feeding organism *Neanthes arenaceodentata*, *Environ. Sci. Technol.*, **46**(7), 4134-4141.
- Janssen, E.M.L. and Beckingham, B.A., 2013, Biological responses to activated carbon amendments in sediment remediation, *Environ. Sci. Technol.*, **47**(14), 7595-7607.
- Jonker, M.T.O., Hoenderboom, A.M., and Koelmans, A.A., 2004, Effects of sedimentary sootlike materials on bioaccumulation and sorption of polychlorinated biphenyls, *Environ. Toxicol. Chem.*, **23**(11), 2563-2570.
- Jonker, M.T.O., Suijkerbuijk, M.P., Schmitt, H., and Sinnige, T.L., 2009, Ecotoxicological effects of activated carbon addition to sediments, *Environ. Sci. Technol.*, **43**(15), 5959-5966.
- Jonker, M.T.O. and Smedes, F., 2000, Preferential sorption of planar contaminants in sediments from Lake Ketelmeer, the Netherlands, *Environ. Sci. Technol.*, **34**(9), 1620-1626.
- Karanfil, T. and Kilduff, J.E., 1999, Role of granular activated carbon surface chemistry on the adsorption of organic compounds. 1. Priority pollutants, *Environ. Sci. Technol.*, **33**(18), 3217-3224.
- Karickhoff, S.W., Brown, D.S., and Scott, T.A., 1979, Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments, *Water. Res.*, **13**(3), 241-248.
- Kraaij, R., Mayer, P., Busser, F.J.M., van het Bolscher, M., Seinen, W., Tolls, J., and Belfroid, A.C., 2003, Measured pore-water concentrations make equilibrium partitioning work – A data analysis, *Environ. Sci. Technol.*, **37**(2), 268-274.
- Kupryianchyk, D., Noori, A., Rakowska, M.I., Grotenhuis, J.T.C., and Koelmans, A.A., 2013, Bioturbation and dissolved organic matter enhance contaminant fluxes from sediment treated with powdered and granular activated carbon, *Environ. Sci. Technol.*, **47**(10), 5092-5100.
- Lamoureux, E.M. and Brownawell, B.J., 1999, Chemical and biological availability of sediment-sorbed hydrophobic organic contaminants, *Environ. Toxicol. Chem.*, **18**(8), 1733-1741.
- Marchal, G., Smith, K.E., Rein, A., Winding, A., Trapp, S., and Karlson, U.G., 2013, Comparing the desorption and biodegradation of low concentrations of phenanthrene sorbed to activated carbon, biochar and compost, *Chemosphere*, **90**(6), 1767-1778.
- Liu, H.H., Bao, L.J., and Zeng, E.Y., 2014, Recent advances in the field measurement of the diffusion flux of hydrophobic organic chemicals at the sediment-water interface. *Trends Analyt. Chem.*, **54**, 56-64.
- Lydy, M.J., Landrum, P.F., Oen, A.M., Allinson, M., Smedes, F., Harwood, A.D., Li, H., and Liu, J., 2014, Passive sampling methods for contaminated sediments: State of the science for organic contaminants, *Integr. Environ. Assess. Manag.*, **10**(2), 167-178.
- McLeod, P.B., van den Heuvel-Greve, M.J., Allen-King, R.M., Luoma, S.N., and Luthy, R.G., 2004, Effects of particulate carbonaceous matter on the bioavailability of benzo [a] pyrene and 2, 2', 5, 5'-tetrachlorobiphenyl to the clam, *Macoma balthica*, *Environ. Sci. Technol.*, **38**(17), 4549-4556.
- McLeod, P.B., van den Heuvel-Greve, M.J., Luoma, S.N., and Luthy, R.G., 2007, Biological uptake of polychlorinated biphenyls by *Macoma balthica* from sediment amended with activated carbon, *Environ. Toxicol. Chem.*, **26**(5), 980-987.
- Menzie, C., Amos, B., Driscoll, S.K., Ghosh, U., and Gilmour, C., 2016, Evaluating the efficacy of a low-impact delivery system for in situ treatment of sediments contaminated with methylmercury and other hydrophobic chemicals, Exponent Alexandria United States.
- Mustajärvi, L., Eek, E., Cornelissen, G., Eriksson-Wiklund, A. K., Undeman, E., and Sobek, A., 2017, In situ benthic flow-through chambers to determine sediment-to-water fluxes of legacy hydrophobic organic contaminants, *Environ. Pollut.*, **231**, 854-862.
- Patmont, C.R., Ghosh, U., LaRosa, P., Menzie, C. A., Luthy, R.G., Greenberg, M.S., Cornelissen, G. Eek, E., Collins, J., Hull, J., Hjartland, T., Glaza, E., Bleiler, J., and Quadrini, J., 2015, In situ sediment treatment using activated carbon: a demonstrated sediment cleanup technology, *Integr. Environ. Assess. Manag.*, **11**(2), 195-207.
- Patmont, E., Jalalizadeh, M., Bokare, M., Needham, T., Vance, J., Greene, R., Cargil, J., and Ghosh, U., 2020, Full-Scale Application of Activated Carbon to Reduce Pollutant Bioavailability in a 5-Acre Lake, *J. Environ. Eng.*, **146**(5), 04020024.
- Rakowska, M.I., Kupryianchyk, D., Harmsen, J., Grotenhuis, T., and Koelmans, A.A., 2012, In situ remediation of contaminated sediments using carbonaceous materials, *Environ. Toxicol. Chem.*, **31**(4), 693-704.
- Sanders, J.P., Andrade, N.A., Menzie, C.A., Amos, C.B., Gilmour, C.C., Henry, E.A., Brown, S.S., and Ghosh, U., 2018, Persistent reductions in the bioavailability of PCBs at a tidally inundated *Phragmites australis* marsh amended with activated carbon., *Environ. Toxicol. Chem.*, **37**(9), 2496-2505.
- Schwarzenbach, R.P. and Westall, J., 1981, Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater: Laboratory sorption studies, *Environ. Sci. Technol.*, **15**(11), 1360-1367.
- Swoboda, A.R. and Thomas, G.W., 1968, Movement of parathion in soil columns, *J. Agric. Food Chem.*, **16**(6), 923-927.

- U.S. EPA, 2003, Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: PAH mixtures, EPA 600/R-02/013, Washington, DC, USA.
- U.S. EPA, 2005, Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste sites, EPA-540-R-05-012, Washington, DC, USA.
- U.S. EPA, 2008, Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: Compendium of Tier 2 values for nonionic organics, EPA 600/R-02/016, Washington, DC, USA.
- U.S. EPA, 2013, Use of amendments for in situ remediation at Superfund sediment sites, EPA OSWER Directive 9200.2-128FS, Washington, DC, USA.
- Werner, D., Ghosh, U., and Luthy, R.G., 2006, Modeling polychlorinated biphenyl mass transfer after amendment of contaminated sediment with activated carbon, *Environ. Sci. Technol.*, **40**(13), 4211-4218.
- Wikström, J., Bonaglia, S., Rämö, R., Renman, G., Walve, J., Hedberg, J., and Gunnarsson, J.S., 2021, Sediment remediation with new composite sorbent amendments to sequester phosphorus, organic contaminants, and metals, *Environ. Sci. Technol.*, **55**(17), 11937-11947.
- Zimmerman, J.R., Ghosh, U., Millward, R.N., Bridges, T.S., and Luthy, R.G., 2004, Addition of carbon sorbents to reduce PCB and PAH bioavailability in marine sediments: Physicochemical tests, *Environ. Sci. Technol.*, **38**(20), 5458-5464.
- Zimmerman, J.R., Werner, D., Ghosh, U., Millward, R.N., Bridges, T.S., and Luthy, R.G., 2005, Effects of dose and particle size on activated carbon treatment to sequester polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments, *Environ. Toxicol. Chem.*, **24**(7), 1594-1601.
- Zimmerman, J.R., Bricker, J.D., Jones, C., Dacunto, P.J., Street, R.L., and Luthy, R.G., 2008, The stability of marine sediments at a tidal basin in San Francisco Bay amended with activated carbon for sequestration of organic contaminants, *Water Res.*, **42**(15), 4133-4145.