

환경오염물질의 생물학적 이용성과 위해성에 근거한 복원 전략

남 경 필

서울대학교 지구환경시스템공학부

인간의 환경파괴는 산업화 이후 지속적으로 이루어져 왔으나 미국을 기준으로 볼 때, 환경오염이 인간에 미치는 심각한 영향에 대한 인식을 바탕으로 오염된 환경의 복원이라는 적극적인 행동이 국가적 차원에서 대규모로 이루어진 것은 불과 20여 년 밖에 되지 않는다. 이는 토양 및 지하수 오염의 악영향이 즉각적으로 나타나지 않음을 말하고 있다. 미국 나이아가라 폭포 주변의 Love 운하(실제로는 운하를 만들기 위해 공사를 하다가 중단된 지역)에 1942년부터 10여 년 간 불법 투기된 화학물질들이 심각한 사회문제로 대두되기까지는 30년 이상의 시간이 걸렸다. Love 운하 사건을 계기로 미국은 기존의 TSCA(Toxic Substances Control Act, 1976)와 RCRA(Resource Conservation and Recovery Act, 1976)를 보완, 강화하는 CERCLA(Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act, 1980)를 제정하였으며 이 법은 SARA(Superfund Amendments Reauthorization Act, 1986)와 더불어 오염 유발자의 포괄적인 정화 및 복구 행위를 의무화하고 있다. 이러한 배경을 바탕으로 미국에서는 오염된 토양 및 지하수의 정화 및 복구 방법에 대한 학문적, 기술적 연구가 더욱 활발히 진행되었으며 그 중의 한 방법이 생물학적 정화기술(bioremediation)이라 할 수 있다. 이 방법은 1989년 발생한 Exxon Valdez 사건(알래스카, 미국)에서 바다와 해안 지역의 유류 오염을 제거하기 위한 복구의 한 방법으로 사용됨으로써 필드에서 그 유용성을 인정받았다. 생물학적 정화 기술은 자연계에서 미생물에 의한 분해(biodegradation)가 주요 오염물질의 주된 제거 기작인 점에 바탕을 두고 있으며 그 분해 효율을 높이는 방향에 미생물학적 연구의 초점이 맞추어져 있다. 또한, 이 방법은 유기오염물질을 무기물화(mineralization)시킬 수 있으며 처리 효율에 비하여 경제적이라는 큰 장점을 가지고 있으므로 오염지역의 복구에 보다 지속적이고 광범위한 적용이 예상된다. 하지만 1990년대로 접어들어, 생물회복 기술의 핵심인 미생물에 의한 오염물질의 분해는 오염물질과 환경매질 사이의 반응 및 물질 이동에 큰 영향을 받는다는 것이 밝혀지면서 오염물질의 미생물학적 이용성(bioavailability)에 대한 관심이 높아졌으며 나아가 위해성에 근거한 복원

(risk-based remediation)이라는 새로운 환경복원전략 또는 개념이 탄생하게 되었다.

생물학적 분해도와 생물학적 이용성

생물학적 분해(biodegradation)는 세균이나 곰팡이 등에 의한 유기물의 대사 또는 무기물화를 일컫는 말로써 자연계에서 인간에 의한 오염물질을 감소시키는데 큰 부분을 차지하고 있다[1]. 성공적인 생분해를 위해서는 오염물질을 분해시킬 수 있는 유전적인 능력을 가진 미생물의 존재(existence)가 우선되어야 하지만 이는 충분한 조건은 아니다. 이와 더불어, 그 미생물이 오염이 일어난 위치에 존재(presence)해야만 하며 여러 가지 환경적인 요소-수분함량, 온도, 영양분의 균형 등-가 미생물의 성장 및 분해능의 발현에 적절하게 작용하여야만 한다. 하지만, 무엇보다 중요한 요소는 오염물질이 미생물에 접근 또는 이용 가능한 상태(accessibility)로 존재하여야 한다는 사실이다. 생물학적 분해도(biodegradability)는 일반적으로 모든 조건들이 아주 잘 제어된 상태의 수용액에서 측정되며 이는 실제적 의미에서의 분해도가 아니라 생분해에 대한 대상 물질의 민감도(susceptibility)를 나타낸다고 볼 수 있으며 오염물질의 이동 및 전달이 생물학적 이용성(bioavailability)에

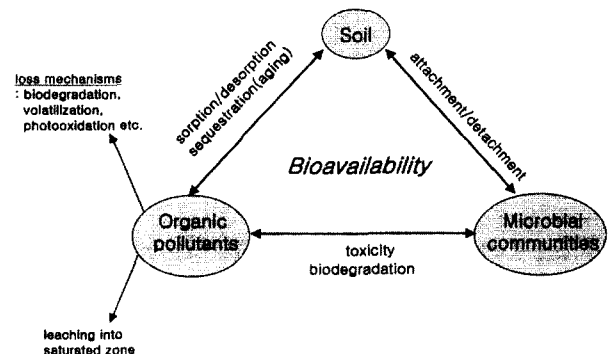


Fig. 1. Interactions between soil, organic pollutants, and indigenous microorganisms determine the bioavailability of the pollutants in the environment.

크게 관여한다[6]. 즉, 어떤 오염물질의 미생물에 의한 생물학적 분해도는 변하지 않지만 그 물질의 생물학적 이용성은 오염물질, 환경요인 및 매질, 그리고 미생물과의 상호관계에 따라서 달라질 수 있다(Fig. 1).

특히, 자연계에서 일어나는 유기화학물질의 생분해는 오염이 일어난 매질의 종류 및 특성에 따른 영향을 많이 받는 것으로 알려져 있으며 이에 의해서 대상 오염물질의 생물학적 이용성이 주로 결정된다고 볼 수 있다. 이러한 관점에서 볼 때, 생물학적 이용성은 환경매질 특히, 토양의 토착 미생물군(indigenous microbial community)에 의한 자연정화능력에도 불구하고 오염물질이 자연계에서 지속성(persistence) 또는 잔류성을 결정하는 주요한 원인이라 할 수 있다[2].

흡착에 의한 생물학적 이용성의 변화

미생물에 의한 이용성은 오염물질의 물리적인 상태[61], 화학적 구조[7], 물에 대한 용해도[55], 흡착과 탈착[38], 매질입자의 크기[31, 45], 매질의 수분함량[47], 미생물의 종류[18] 등에 의해 영향을 받는데 특히, 오염물질의 물리, 화학적인 특성은 가장 중요한 요소이다. 어떤 물질이 수용액 상태에서 분해가 된다는 사실은 그 물질이 자연계에서도 똑같이 분해된다는 것을 반드시 의미하지는 않는다. 이는 그 물질의 소수성(hydrophobicity)에 기인한다. 어떤 물질의 소수성은 주로 옥탄올과 물 사이의 분배계수(octanol-water partition coefficient; K_{ow})로 표현되며 이는 그 물질의 흡착(sorption) 경향 또는 정도를 의미한다[12, 13]. 토양에서 오염물질의 흡착은 점토광물질(clay minerals), 휴믹성분을 중심으로 하는 유기물(organic matter), 그리고 Fe이나 Al의 수화물(hydroxides) 등의 표면이나 내부로 일어나게 되며 이러한 현상으로 말미암아 오염물질의 미생물에 의한 이용성은 수용액 상태에서의 생분해도와 달라지게 된다. 따라서, 흡착에 따른 생물학적 이용성의 변화에 대한 이해는 생물회복기술의 효율적이고 성공적인 적용과 밀접한 관련이 있다.

일반적으로 토양의 유기물 함량이 높아질수록 오염물질의 흡착은 증가하게 되며 따라서 미생물에 의한 분해는 감소한다[30]. 토양의 유기물 중 미생물의 영양분으로 쉽게 이용될 수 있을 것으로 생각되는 비휴믹물질(nonhumic substances)은 총 유기물 함량의 약 20~30%로 추정되며 나머지 부분은 휴믹물질(humic substances)로 분류된다. 이들은 복잡한 폴리머와 같은 구조를 가지고 있고 토양미생물의 분해로부터 물리, 화학적으로 격리 또는 보호되어 있는 상태에 있기 때문에 영양분으로서의 역할보다는 흡착매질로서의 작용이 더 큰 것으로 생각된다. 유기물의 이러한 역할은 오염물질이 비이온성, 소수성 물질일 경우 더 중요해지며 흡착에 따른 생체 이용성의 감소는 곧 독성 발현의 감소로 이어진다. 토양으로의 흡착에 따른 살충제

생물산업

의 독성 발현 감소는 이미 오래 전부터 보고되고 있다[57].

흡착이 일어난 물질이 미생물에 의해서 전혀 분해가 되지 않는 것은 아니다. 다환방향족탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs)와 같이 물에 의한 용해도가 아주 낮은 경우, 화합물들의 물리적인 상태가 생분해에 큰 영향을 미친다. 예를 들어 나프탈렌 입자의 경우, 수용액으로 용해되어 나오는 속도(dissolution rate)가 그 분해 미생물의 성장과 밀접한 관련이 있는 것으로 알려져 있다[56]. 이와 같은 개념은 흡착이 일어난 경우에도 똑같이 적용된다. 즉, 수용액 상태로 탈착되어 나오는 부분은 미생물에 의한 생분해가 가능한 것이다. 2,4-D(2,4-dichlorophenoxy acetic acid)를 이용한 모델실험의 경우를 보면, 수용액에 존재하는 2,4-D만 생분해가 일어났으며 미생물의 경우는 유리 상태(free living)나 그 자체가 흡착된 경우(sorbed bacteria) 모두 탈착되는 2,4-D를 이용할 수 있었다[33]. 이와 유사한 결과는 지방산을 이용하는 해양미생물에서도 관찰되었다[23]. 일반적으로 흡착의 정도가 증가할수록 미생물에 의한 이용성은 감소하는 것으로 알려져 있으며 이는 곧 탈착속도(desorption rate)가 그 물질의 생물학적 이용성을 조절하는 중요한 요소임을 의미한다[6, 8, 41, 43].

미생물이 그들의 탄소원의 공급을 단순히 자연적인 탈착(spontaneous desorption)에만 의존하지는 않으며 때에 따라서는 흡착된 물질의 탈착을 촉진시켜서 분해를 하기도 한다[39, 62]. 이는 미생물이 계면활성제의 역할을 하는 생리활성 물질을 분비하여 탈착을 촉진시킴으로써(facilitated desorption) 흡착된 오염물질을 탄소원으로 이용하거나 어쩌면 흡착된 물질이 수용액으로의 탈착 과정을 거치지 않고 미생물의 흡착에 의해서 직접적으로 이용되는 것으로 생각된다[11, 14, 19, 48]. 흡착이란 현상에 의해서 이용성이 증가되는 경우도 있는데, 이는 주로 수환경에서 영양분이 적거나 오염물질의 농도가 낮은 경우 표면으로의 흡착에 의한 농축효과에 의해서 발생된다[54].

미생물의 서로 다른 대사능력의 차이로 인한 생물학적 이용성의 변화도 관찰되었다. Harms와 Zehnder[21]는 흡착된 3-chlorodibenzofuran의 이용성이 미생물의 종류뿐만 아니라 미생물의 매질로의 흡착경향에 따라서도 달라지는 것을 관찰하였다. 흡착된 나프탈렌의 이용성은 같은 물질이 수용액 상태에 존재할 때보다 훨씬 더 많이 미생물의 종류나 대사능력에(highly organism-specific) 영향을 받았으며[18] 접종하는 미생물의 준비방법이 흡착된 오염물질의 이용성에 영향을 미치는 경우도 보고되었다[44].

시간에 따른 생물학적 이용성의 감소

앞 절에서 언급한 흡착에 소요되는 기간은 몇 분에서 오염이 일어난 후 2~3일 이내의 시간을 말하는 것으로 이렇게 흡착이 일어난 물질들은 더 많은 시간이 경과함에 따라서 서서

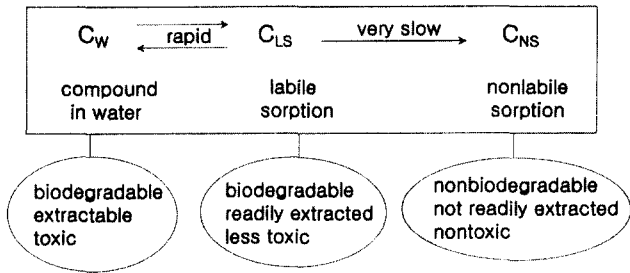


Fig. 2. Time-dependent sorption of organic pollutants from aqueous phase to solid particles and its chemical and biological consequences.

히 흡착된 매질의 내부로 이동을 하게 된다. 이러한 현상을 비평형흡착(nonequilibrium sorption)이라 하는데 그 결과로서 탈착은 더욱 감소하게 되며[36] 따라서 오염물질의 분해는 더욱 힘들어지게 된다. 비평형흡착이 일어난 상태의 오염물질들은 또한 화학적 추출이나 생독성의 발현도 감소하게 된다(Fig. 2).

현재 정화 및 복구의 대상이 되고 있는 대부분의 토양은 이러한 경우라 생각되며 생물학적 이용성의 감소는 오염이 진행된 시간이 증가함에 따라서 커지게 되는데 이를 aging (sequestration)이라 한다[22]. 이와 유사한 현상은 살충제나 제초제의 효능 및 지속성을 위한 연구에서 이미 보고된 바가 있지만 오염물질의 생분해 또는 생물학적 이용성, 나아가 오염된 환경의 복구의 측면에서 연구가 시작된 것은 그리 오랜 전의 일이 아니다. Steinberg 등은[49] 1,2-dibromoethane(EDB)로 19년 동안 오염이 진행된 토양에서 화학적인 방법으로 EDB를 추출할 수 있었지만 토착 미생물에 의해서는 더 이상 분해가 되지 않는 사실을 발견하였다. 그들은 같은 토양에 인위적으로 오염시킨 EDB는 빠른 속도로 분해되는 것으로 보아 이는 분해 미생물의 존재 유무와는 무관한 현상으로 그 이유를 오염 기간의 진행에 따른 EDB의 격리현상(sequestration)에 의한 이용성의 감소로 설명하였다. 이와 유사한 결과는 1990년 대 이후 탄화수소계 오염물질들을 중심으로 많이 보고되었다[17, 20, 26, 46, 59]. 이러한 물질 즉, aging이 일어난 오염물질들은 화학적인 방법으로 추출을 한 후 다시 원래의 토양으로 유입되었을 경우 토착 미생물에 의한 즉각적인 분해가 일어난다[58]. 이는 aging이란 현상이 모화합물의 화학적인 구조의 변화를 동반하지 않음을 의미한다. 시간의 경과에 따른 이용성의 감소 현상은 미생물뿐만 아니라 곤충[42], 지렁이[25], 식물[9], guinea pig[53] 등 고등동물에서도 공통적으로 관찰이 되었다. 이러한 관계는 Fig. 3에 잘 표현되어 있는데, 수용액과 겔보기 흡착상태(apparent sorption; Fig. 2의 C_{LS}) 사이의 오염물질의 이동은 자유로우며 겔보기 평형(pseudoequilibrium)을 이루고 있으며 이 두 상태에 존재하는 오염물질들은 미생물에게 쉽게 이용된다. 하지만, 시간의 흐름에 따라서 겔보기 흡착 상태의 오염물질들은 탈착저항성을 가

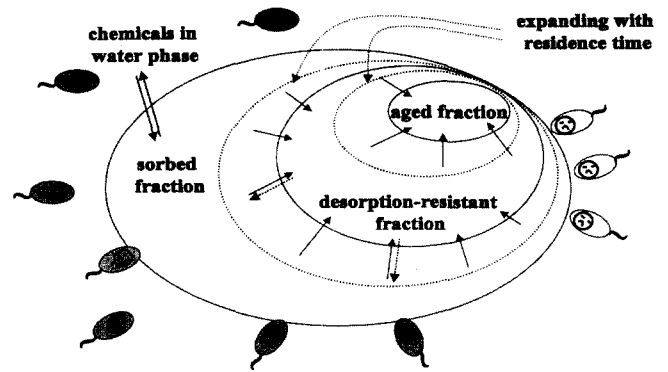


Fig. 3. Spatial distribution of sorbed and aged organic fractions with the increased residence time of organic pollutants in soil. Dashed arrows denote very limited mass transfer between the two fractions.

진 또는 aging된 상태로 변하게 되며(Fig. 2의 C_{NS}) 이들은 탈착이 지극히 제한된 상태이며 따라서 오염물질의 탄소원으로서의 이용은 거의 일어나지 않는다.

위해성에 기준한 정화

지금까지는 자연계로 유입된 오염물질의 생물학적 이용성이 흡착 매질의 특성뿐 아니라 오염기간에 따라서도 변화한다는 것을 알아보았다. 그렇다면 이러한 이용성의 변화는 오염된 환경을 복구하는 기준 및 방법에 어떤 영향을 미칠 것인가? 이에 대한 완전한 해답은 아직 존재하지 않지만 미국의 환경청의 최근 연구 방향과 여러 연구 결과들을 종합해 보면 대체적인 의견의 접근을 볼 수 있다. 1980년대 중반을 넘어서면서 미국에서는 '합리적인 정화수준'에 대한 논란이 생겨나기 시작하였으며 이는 소각 등 기존의 정화방법의 고비용에 기인하였다. 이후 생물학적인 방법을 기존의 물리, 화학적인 처리방법과 혼용하는 정화방법(bioremediation)이 저비용의 새로운 대안으로 대두되었으며 이는 주로 유류 오염지역의 정화에 사용되기 시작하였다[37]. 생물학적 정화에 대한 연구가 정부, 대학, 산업체 등에서 본격적으로 시작되고 발전을 하면서 새로이 대두된 문제는 용매에 의한 추출정도(solvent extractability)와 생물학적이용성(bioavailability) 사이의 불일치였다(Fig. 4).

이러한 사실의 발견으로부터 오염물질의 실질적인 위해성, 환경친화적인 정화수준(environmentally acceptable endpoint) 등의 개념들이 생겨나게 되었다. 이와 연관된 또 한가지의 발견은 DDT 등을 살포한 토양에서 그 물질의 잔류정도가 일정한 패턴을 보인다는 현장 모니터링결과이다[27, 32, 34]. 즉, 살포 초기에는 토양 내 DDT의 농도가 급속히 감소하지만 그 이후는, 비록 토양의 종류에 따라 그 정도는 다르지만, 일정한 수준을 유지한다는 것이다. 이는 'hockey stick curve'라 불리

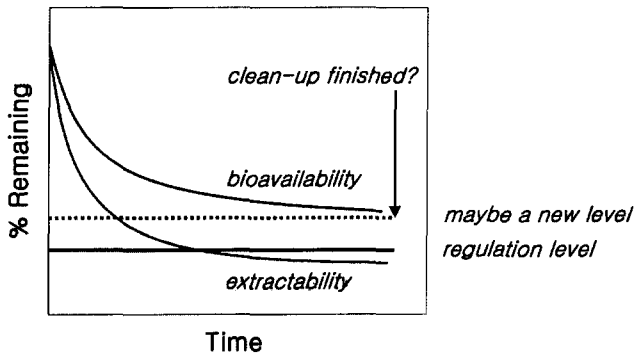


Fig. 4. Concept of environmentally acceptable endpoint and its application on the establishment of remediation goal and site closure. Solid line represents the current regulation level based on chemical extractability and dashed line dose a potential remediation goal based on bioavailability.

어졌는데, 그 일정한 수준의 농도 즉, aging이 일어난 부분의 잔류물질에 대한 생물학적 이용성은 거의 없는 것으로 생각된다[3]. 또한, aging과는 그 생성 기작이 다르긴 하지만 비용출성잔류물질(nonextractable residues)의 형성에 의한 화학적, 생물학적 이용성의 감소 역시 보고되고 있다[15, 24, 40]. 물론, 여기에는 지속적으로 연구되어야 할 과제가 남아있다. 현재까지의 연구 결과들에 의하면, 대부분의 수소성 오염물질은 거의 대부분의 환경매질에서 생물학적 및 화학적 이용성의 감소를 보이지만 그렇지 않은 경우도 발견되고 있다[5]. 또한, 시간(aging)이나 물리적 격리(sequestration) 등으로 인한 이용성의 감소가 얼마나 오랫동안 안정적으로 지속(long term stability)되는지에 대한 해답도 더 많은 연구를 통하여 규명되어야 할 것으로 보인다[16, 60].

이러한 배경을 바탕으로 미국의 GRI(Gas Research Institute)는 1995년 환경친화적 정화수준(environmentally acceptable endpoint; EAE)이라는 새로운 개념을 탄생시켰으며[28] 1995년에 ASTM에 의해서 유류오염토양의 RBCA(risk-based corrective action)를 위한 표준 가이드라인이 처음 마련되었고[4] 1998년에 개정, 보완되었다. 또한, 미국환경청(US EPA), 산업계, 그리고 ASTM은 PIRI(Partners in RBCA Implementation)를 구성하여 각 주의 규제관련 인력이나 이해 당사자들을 교육시킴으로써 RBCA의 효과적인 보급을 유도하고 있다. 또한, 1995년 이후 GRI는 PERF(Petroleum Environmental Research Forum), API(American Petroleum Institute), DOE (Department of Energy), 그리고 ALCOA(Aluminium Company of America) 등과 함께 토양과 결합한 탄화수소(soil-bound hydrocarbons)의 이용성(availability)에 관한 실험과 그 결과를 환경친화적 정화수준(EAE)의 설정에 이용하려는 연구를 계속하고 있다. 이와 더불어 US EPA는 EAE의 제도적인 확립을 위한 기초 작업으로서 오염물질의 이

생물산업

용성에 대한 연구결과들의 검토작업(agency-wide review)에 이미 착수하였으며 이와 유사한 노력들은 Department of Defense, Department of Energy, National Research Council, National Institute of Environmental Health Sciences, Society of Environmental Toxicology and Chemistry 등에서도 시도되고 있거나 이미 완료된 상태이다.

EAE에 의한 RBCA는 토양에 잔류하는 오염물질의 총체적인 생물학적 이용성을 고려한 것이라면 한편에서는 오염물질의 종류 또는 각 물질의 개별적인 생물학적 이용성을 고려한 새로운 RBCA 방법도 연구되고 있다. 이는 주로 유류오염을 중심을 연구되고 있는데 총석유계탄화수소(total petroleum hydrocarbons; TPH)를 기준으로 한 접근방법은 그들에 의한 실질적인 위해성을 잘 반영하지 못한다는 인식에서 출발되었다. Massachusetts Department of Environmental Protection (MADEP)은 TPH를 독성을 고려해서 여러 부분으로 나누고 (fraction approach) 이를 바탕으로 위해성을 평가하려는 시도를 하였다[29]. 이러한 시도는 미국 정부와 산업계의 컨소시엄의 하나인 Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group(TPHCWG)에 의해서 더욱 발전되었는데 [52], TPHCWG는 TPH를 탄소의 수나 화학적 구조(i.e., aliphatic and aromatic compounds)를 기준으로 나누었으며 이렇게 나누어진 각 부분들의 물리적, 화학적, 독성학적 특성들을 조사하여 RBCA에 이용하는 방법을 고안하였다. 최근에는 이에 대한 학계의 연구 결과도 발표되고 있는데[35] 그 한 예로서, 원래의 독성이 낮은 나프탈렌이 그보다 훨씬 더 독성이 높은 chrysene 등의 물질들보다 실질적인 위해성에 대한 기여도가 더 큰 경우도 있다[10]. 이는 두 물질의 용해도 차이 그리고 각 오염물질의 절대농도 등과 밀접한 관련이 있는 것으로 보여진다.

실질적인 위해성(risk)과 생물학적 이용성의 개념은 많은 오염지역의 정화에 우선 순위(clean-up priority)를 결정하는데도 사용될 수 있다. 기존의 정화기준으로 볼 때는 오염된 농도가 높은 지역을 먼저 처리하여야 하겠지만 EAE의 관점에서 본다면 생물학적 이용성이 높은 지역을 먼저 처리하는 것이 합리적인 결정이라 할 수 있다(Fig. 5). 토양에 잔류하는 오염물질의 절대적 농도보다는 생물학적 이용성 즉, 실질적인 위해성에 근거하여 정화작업의 우선 순위를 결정하는 것은 오염지역으로부터의 위해성을 최소화하는 방안이 될 수도 있다. 지금까지의 연구 결과에 의하면 생물학적 이용성은 화학물질이나 토양의 특성에 따라서 일반화가 될 수 없는 것 같이 보인다. 따라서 생물학적 이용성에 대한 결정과 그에 따른 위해성 평가는 각 사안 별로(site-specific) 이루어져야만 한다.

이러한 흐름의 근간은 오염지역의 정화는 과학적인 바탕 위에서 합리적, 경제적으로 이루어져야 하며 그 정화수준은 실질적인 위해성의 유무에 기초해야 한다는 것이다. 따라서 위해성

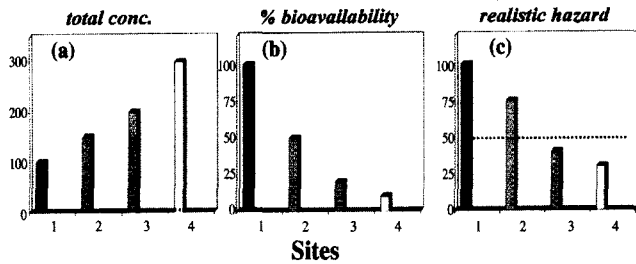


Fig. 5. Application of bioavailability concept on the determination of clean-up priority. Risk (realistic hazard) can be different from the total concentration depending on bioavailability. Dashed line denotes a hypothetical regulation level.

을 평가하는데 필요한 자료의 획득 및 그 방법은 정화수준의 결정에 중요한 역할을 하게 된다. 즉, 그 방법을 화학적인 용매추출법에 따를 것인지 아니면 생물학적 이용성에 따를 것인지에 대한 판단이 위해성 평가의 결과에 영향을 미치게 되며 이는 곧 정화수준의 결정에 반영된다. 기존의 오염토양 또는 지하수의 정화수준(remediation goal, regulation level)은 유기용매에 의한 화학적 추출정도(solvent extractability)에 기준을 두고 있는 반면, EAE는 앞에서 이미 살펴보았듯이, aging과 생물학적 이용성이란 개념에 기초한 것인 만큼 오염된 토양의 합리적인 정화수준을 ‘생물학적으로 이용이 되지 않는 부분까지’로 보고 있다. 이에 대한 과학적인 근거는 토양에 오염된 화학물질의 실질적인 위해성(realistic hazard; risk)은 그 물질이 가지는 원래의 독성(inherent toxicity; hazard)과는 차이가 있다는 데 있다. 독성의 발현은 그 물질에 수용체(receptor)가 노출(exposure)되는 것을 전제로 하는데, 토양오염의 경우 오염물질과 토양과의 복잡한 반응 때문에 독성물질의 수용체로의 노출이 차단될 수 있으며 이는 곧 원래의 독성의 발현이 억제된다는 것을 의미한다. 이러한 점들은 합리적인 수준의 정화가 끝난 토양에 잔류하고 있는 오염물질의 농도와 생물학적 이용성(또는 독성)을 측정하여 그 관계를 알아봄으로써 과학적인 설득력을 가질 수 있다[50, 51]. 이러한 과학적인 판단에 영향을 미치는 결정적인 비과학적인 요소는 위해성을 어떻게 인지하는가에(perception of risk) 대한 일반 대중의 생각이다. 예를 들면, 흡연, 교통사고 등으로 인한 위해성(risk)은 원자력 발전소, 벼락 등에 의한 그것보다 훨씬 높지만 인간이 느끼는 감정적인 위해성은 그 반대인 것 등의 경우이다. 이와 같은 실질적인 위해성(realistic risk)과 감정적인 인식(emotional perception)사이의 괴리는 위해성 평가라는 객관적, 정량적인 관리방법(management tool)을 통하여 해결해 나가야 한다.

향후 연구방향 및 결론

실제 정화의 대상이 되는 토양의 대부분은 오랫동안 오염이

지속되어 온 경우라 생각되며 따라서 시간에 따른 aging 현상 등으로 인한 생물학적 이용성 및 독성의 감소가 필연적인 것으로 예상된다. 하지만 현재의 평가방법은 유기용매에 의한 용출(즉, 화학적 절대농도)에 기초를 하고 있는 관계로 오염물질의 수용체(receptor)로의 노출(exposure)을 과대평가하는 경향이 있다. 또는, 우선적으로 정화되어야 할 토양(생물학적 이용성이 높은 지역)이 단순히 잔류농도가 낮다는 이유로 나중에 처리되어 수용체에 더 많은 실질적인 위해성을 초래하는 경우도 예상할 수 있다. 여기서 소개한 환경친화적인 정화수준(EAE)과 위해성에 근거한 복원전략(risk-based remediation strategy)이라는 개념들은 이런 불합리한 점들의 개선에 큰 도움을 줄 것이며 이는 나아가 오염토양의 정화 및 복구가 합리적, 경제적인 바탕 위에서 행해질 수 있도록 할 것이다.

결론적으로, 우리나라에서도 오염지역의 복원에 생물학적 이용성, 실질적인 위해성, 또는 위해성이 높은 오염물질의 우선 정화 등을 이용하는 새로운 정화 및 복원 방법에 대한 연구 및 개발이 절실히 요구되며 여러 선진국에서와 같이 앞으로는 그러한 개념 및 방법들에 기초한 복원이 주류를 이룰 것으로 생각된다. 이러한 배경을 바탕으로 이제는 오염된 환경의 정화에 효율적, 성공적인 생물회복기술의 적용을 위해서는 미생물학의 분야에서는 어떤 일들이 필요한가를 생각해야 할 때이다. 우선 가장 기본적으로 특정 물질의 분해능을 가진 미생물의 유전적인 특성에 관한 연구가 이루어져야 하겠지만 이제는 하나의 미생물보다는 미생물군(microbial community)에 대한 연구도 절실히 요구된다. 실제 필드에서 순수 분리된 한 종류의 미생물이 실험실에서와 같은 결과를 보장하지 않는다는 사실은 이미 잘 알려져 있다. 따라서 미생물군의 총체적인 유전적인 특성이나 분해능을 예측하고 결정하는 연구가 필요하다. 생물반응기를 이용한 *ex situ* remediation을 전제로 하지 않는 한, 분자생물학적인 기술을 이용하여 분해능이 아주 우수한 소위 Superbug를 생산하는 것 등의 노력에는 더 이상의 미련을 버려야 할 때이다. 미국의 경우, 이미 대부분의 경우 *in situ* remediation이 주류를 이루고 있으며 더 나아가 자연정화(natural attenuation)라는 개념이 확산되고 있는 형편이다. 따라서 현재의 생명공학 기술로도 충분히 응용이 가능할 것으로 생각되는, 오염물질의 출현 및 독성에 관한 지속적인 현장 모니터링이 가능한 생물학적 시스템이나 빠른 시간에 어떤 미생물군의 오염물질 분해능을 총체적으로 평가, 측정할 수 있는 방법의 개발 등에 관한 연구가 절실히 요구된다. 위해성에 근거한 복원 전략에 따른 복원 행위의 종결은 복원 후 토양의 위해성에 근거한다. 따라서 토양잔류물질의 생물학적 이용성 및 생독성을 수용액 상태가 아니라 토양과 같은 대상 매질에서 직접 평가할 수 있는 재현성 있고 신뢰할만한 방법(solid phase assay) 등의 개발 또한 중요한 과제이다.

참고문헌

1. Alexander, M. 1981. Biodegradation of chemicals of environmental concern. *Science* **211**: 132-138.
2. Alexander, M. 1995. How toxic are toxic chemicals in soil? *Environ. Sci. Technol.* **29**: 2713-2717.
3. Alexander, M. 2000. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. *Environ. Sci. Technol.* **34**: 4259-4265.
4. ASTM. *Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites*: E1739-95. 1995. American Society for Testing and Materials. PA, USA.
5. Barkovskii, A.L., and P. Adriaens. 1996. Microbial dehalogenation of historically present and freshly spiked chlorinated dioxins and diversity of dioxin-dechlorinating populations. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**: 4556-4562.
6. Bosma, T.N., P.J.M. Middeldorp, G. Schraa, and A.J.B. Zehnder. 1997. Mass transfer limitation of biotransformation: Quantifying bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* **31**: 248-252.7. Bossert, I.D., and R. Bartha. 1986.
7. Structure-biodegradability relationships of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **37**: 490-495.
8. Bouchez, M., D. Blanchet, and J.-P. Vandecasteele. 1995. Substrate availability in phenanthrene biodegradation: Transfer mechanism and influence on metabolism. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **43**: 952-960.
9. Bowmer, K.H. 1991. Atrazine persistence and toxicity in two irrigated soils of Australia. *Aust. J. Soil Res.* **29**: 339-350.
10. Brown, D.G., C.D. Knightes, and C.A. Peters. 1999. Risk assessment for polycyclic aromatic hydrocarbon NAPLs using component fractions. *Environ. Sci. Technol.* **33**: 4357-4363.
11. Calvillo, Y.M., and M. Alexander. 1996. Mechanism of microbial utilization of biphenyl sorbed to polyacrylic beads. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **45**: 383-390.
12. Chiou, C.T. 1989. Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter. pp. 1-29. In B.L. Sawhney and K. Brown (ed.), *Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils*. Soil Science Society of America, WI, USA.
13. Chiou, C.T., L.J. Peters, and V.H. Fred. 1979. A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. *Science* **206**: 831-832.
14. Croker, F.H., W.F. Guerin, and S.A. Boyd. 1995. Bioavailability of naphthalene sorbed to cationic surfactant-modified smectite clay. *Environ. Sci. Technol.* **29**: 2953-2958.
15. Dec, J. and J.-M. Bollag. 1997. Determination of covalent and noncovalent binding interactions between xenobiotic chemicals and soil. *Soil Sci.* **162**: 858-874.
16. Eschenbach, A., R. Wienberg, and B. Mahro. 1998. Fate and stability of nonextractable residues of [¹⁴C]PAH in contaminated soils under environmental stress conditions. *Environ. Sci. Technol.* **32**: 2585-2590.
17. Fu, M.H., H. Mayton, and M. Alexander. 1994. Desorption and biodegradation of sorbed styrene in soil and aquifer solids. *Environ. Toxicol. Chem.* **13**: 749-753.
18. Guerin, W.F., and S.A. Boyd. 1992. Differential bioavailability of soil-sorbed naphthalene to two bacterial species. *Appl. Environ. Microbiol.* **58**: 1142-1152.
19. Guha, S., and P.R. Jeffe. 1996. Bioavailability of hydrophobic compounds partitioned into the micellar phase of nonionic surfactants. *Environ. Sci. Technol.* **30**: 1382-1391.
20. Harkey, G.A., P.L. van Hoof, and P.F. Landrum. 1995. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons from a historically contaminated sediment core. *Environ. Toxicol. Chem.* **14**: 1551-1560.
21. Harms, H., and A.J.B. Zehnder. 1995. Bioavailability of sorbed 3-chlorodibenzofuran. *Appl. Environ. Microbiol.* **61**: 27-33.
22. Hatzinger, P.B., and M. Alexander. 1995. Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environ. Sci. Technol.* **29**: 537-545.
23. Hermansson, M., and K.C. Marshall. 1985. Utilization of surface localized substrate by non-adhesive marine bacteria. *Microbiol. Ecol.* **11**: 91-105.
24. Kastner, M., S. Streibich, M. Beyrer, H.H. Richnow, and W. Fritsche. 1999. Formation of bound residues during microbial degradation of [¹⁴C]anthracene in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* **65**: 1834-1842.
25. Kelsey, J.W., and M. Alexander. 1997. Declining bioavailability and inappropriate estimation of risk of persistent compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* **16**: 582-585.
26. Landrum, P.F., B.J. Eadie, and W.R. Faust. 1992. Variation in the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia*(spp.) with sediment aging. *Environ. Toxicol. Chem.* **11**: 1197-1208.
27. Lichtenstein, E.P., L.J. De Pew, E.L. Eshbaugh, and J.P. Slesman. 1960. Persistence of DDT, aldrin, and lindane in some midwestern soils. *J. Econ. Entomol.* **53**: 136-142.
28. Linz, D.G. and D.V. Nakles. *Environmentally Acceptable Endpoints in Soil: Risk-Based Approach to Contaminated Site Management Based on Availability of Chemicals in Soil*. 1997. American Academy of Environmental Engineers, MD, USA.
29. MADEP. *Interim final petroleum reports: Development of health-based alternative to the total petroleum hydrocarbon (TPH) parameter*. 1994. Department of Environmental Protection, Bureau of Waste Site Cleanup, MA, USA.
30. Manilal, V.B. and M. Alexander. 1991. Factors affecting

- the microbial degradation of phenanthrene in soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **35**: 401-405.
31. Mott, S.C., P.H. Groenevelt, and R.P. Voroney. 1990. Biodegradation of a gas oil applied to aggregates of different sizes. *J. Environ. Qual.* **19**: 257-260.
 32. Nash, R.G., and E.A. Woolson. 1967. Persistence of chlorinated hydrocarbon insecticides in soils. *Science* **157**: 924-927.
 33. Ogram, A.V., R.E. Jessup, L.T. Ou, and P.S.C. Rao. 1985. Effects of sorption on biological degradation rates of (2,4-dichlorophenoxy)acetic acids in soils. *Appl. Environ. Microbiol.* **49**: 582-587.
 34. Onsager, J.A., H.W. Rusk, and L.I. Butler. 1970. Residues of aldrin, dieldrin, chlordane, and DDT in soil and sugarbeets. *J. Econ. Entomol.* **63**: 1143-1146.
 35. Peters, C.A., C.D. Knightes, and D.G. Brown. 1999. Long-term composition dynamics of PAH-containing NAPLs and implications for risk assessment. *Environ. Sci. Technol.* **33**: 4499-4507.
 36. Pignatello, J.J. and B. Xing. 1996. Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles. *Environ. Sci. Technol.* **30**: 1-10.
 37. Pritchard, P.H., J.G. Mueller, J.C. Rogers, F.V. Kremer, and J.A. Glaser. 1992. Oil spill bioremediation: experiences, lessons, and results from the *Exxon Valdez* oil spill in Alaska. *Biodegradation* **3**: 315-335.
 38. Rao, P.S.C. and J.M. Davidson. 1980. Estimation of pesticide retention and transformation parameters required in nonpoint source pollution models. pp. 23-67. In M.R. Overcash and J.M. Davidson(ed.), *Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution*. Ann Arbor Science Publishers, MI, USA.
 39. Remberger, M., A.-S. Allard, and A.H. Neilson. 1986. Biotransformation of chloroguaiacols, and chloroveratroles in sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* **51**: 552-558.
 40. Richnow, H.H., A. Eschenbach, B. Mahro, M. Kastner, W. Annweiler, R. Seifert, and W. Michaelis. 1999. Formation of nonextractable soil residues: A stable isotope approach. *Environ. Sci. Technol.* **33**: 3761-3767.
 41. Rijnaarts, H.H.M., A. Bachmann, J.C. Jumelet, and A.J.B. Zehnder. 1990. Effect of desorption and intraparticle mass transfer on the aerobic biomineralization of α -hexachlorocyclohexane in a contaminated calcareous soil. *Environ. Sci. Technol.* **24**: 1349-1354.
 42. Robertson, B.K. and M. Alexander. 1998. Sequestration of DDT and dieldrin in soil: Disappearance of acute toxicity but not the compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* **17**: 1034-1038.
 43. Robinson, K.G., W.S. Farmer, and J.T. Novak. 1990. Availability of sorbed toluene in soils for biodegradation by acclimated bacteria. *Wat. Res.* **24**: 345-350.
 44. Sandolim, R.L., W.C. Ghiorse, and E.L. Madsen. 1996. Regulation of microbial phenanthrene mineralization in sediment samples by sorbent-sorbate contact time, inocula and gamma irradiation-induced sterilization artifacts. *Environ. Toxicol. Chem.* **15**: 1901-1907.
 45. Scow, K.M., and M. Alexander. 1992. Effect of diffusion on the kinetics of biodegradation: Experimental results with synthetic aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **41**: 340-342.
 46. Scribner, S.L., T.R. Benzing, S. Sun, and S.A. Boyd. 1992. Desorption and bioavailability of aged simazine residues in soil from a continuous corn field. *J. Environ. Qual.* **21**: 115-120.
 47. Shelton, D.R., and T.B. Parkin. 1991. Effect of moisture on sorption and biodegradation of carbofuran in soil. *J. Agric. Food Chem.* **39**: 2063-2068.
 48. Shimp, R.J., and R.L. Young. 1988. Availability of organic chemicals for biodegradation in settled bottom sediments. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **15**: 31-45.
 49. Steinberg, S.M., J.J. Pignatello, and B.L. Sawhney. 1987. Persistence of 1,2-dibromoethane in soils: Entrapment in intraparticle micropores. *Environ. Sci. Technol.* **21**: 1201-1208.
 50. Stroo, H.F., R. Jensen, R.C. Loehr, D.V. Nakles, A. Fairbrother, and C.B. Liban. 2000. Environmentally acceptable endpoints for PAHs at a manufactured gas plant site. *Environ. Sci. Technol.* **34**: 3831-3836.
 51. Tang, J., M.J. Carroguino, B.K. Robertson, M. Alexander. 1998. Combined effect of sequestration and bioremediation in reducing the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Environ. Sci. Technol.* **32**: 3586-3590.
 52. TPHCWG. *A risk-based approach for the management of total petroleum hydrocarbons in soil*. 1997. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group.
 53. Umbreit, T.H., E.J. Hesse, M.A. Gallo. 1986. Bioavailability of dioxin in soil from a 2,4,5-T manufacturing site. *Science* **232**: 497-499.
 54. van Loosdrecht, M.C.M., J. Lyklema, W. Norde, and A.J.B. Zehnder. 1990. Influences of interfaces on microbial activity. *Microbiol. Rev.* **54**: 75-87.
 55. Volkering, F., A.M. Breure, A. Strekenburg, and J.G. van Aniel. 1992. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Effect of substrate availability on bacterial growth kinetics. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **40**: 535-540.
 56. Volkering, F., A.M. Breure, and J.G. van Aniel. 1993. Effect of micro-organisms on the bioavailability and biodegradation of crystalline naphthalene. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **40**: 535-540.
 57. Weber, J.B., J.A. Best, and J.U. Gonese. 1993. Bioavailability and bioactivity of sorbed organic chemicals. pp. 153-196. In R.J. Luxmore and G.A.

- Peterson (ed.), *Sorption and Degradation of Pesticides and Organic Chemicals in Soil*. Soil Science Society of America, WI, USA.
58. Weissenfels, W.D., H. Klewer, and J. Langhoff. 1992. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: Influence on biodegradability and biotoxicity. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **36**: 689-696.
59. White, J.C., and M. Alexander. 1996. Reduced biodegradability of desorption-resistant fractions of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and aquifer solids. *Environ. Toxicol. Chem.* **15**: 1973-1978.
60. White, J.C., M. Alexander, and J.J. Pignatello. 1999. Enhancing the bioavailability of organic compounds sequestered in soil and aquifer solids. *Environ. Toxicol. Chem.* **18**: 182-187.
61. Wodzinski, R.S. and J.E. Coyle. 1974. Physical state of phenanthrene for utilization by bacteria. *Appl. Microbiol.* **27**: 1081-1084.
62. Wszolek, P.C., and M. Alexander. 1979. Effect of desorption rate on the biodegradation of n-alkylamines bound to clay. *J. Agric. Food Chem.* **27**: 410-414.