

오염원에 대한 유도분극탐사 반응 및 사례 소개

김빛나래¹ · Desy Caesary¹ · 유희은¹ · 조아현¹ · 송서영¹ · 조성오¹ · 정인석¹ · 남명진^{1,2*}

¹세종대학교 에너지자원공학과

²세종대학교 지구자원시스템공학과

Induced Polarization Surveys of Contaminants and Introduction to Case Studies

Bitnarae Kim¹ · Desy Caesary¹ · Huieun Yu¹ · AHyun Cho¹ · Seo Young Song¹

Sung Oh Cho¹ · Inseok Joung¹ · Myung Jin Nam^{1,2*}

¹Department of Energy and Mineral Resources Engineering, Sejong University, South Korea

²Department of Energy Resources and Geosystems Engineering, Sejong University, South Korea

ABSTRACT

Analyzing and monitoring environmental contaminants based on geophysical exploration techniques have become important and it is now widely applied to delineate spatial distribution geophysical characteristics in wide area. Among the techniques, induced polarization (IP) method, which measures polarization effects on electrical potential distribution, has drawn much attention as an effective tool for environmental monitoring since IP is sensitive to changes in biochemical reactions. However, various reactions stemming from the presence of multiple contaminants have greatly enhanced heterogeneity of polluted sites to result in highly variable electrical characteristics of the site. Those contaminants influence chemical and physical state of soil and groundwater to alter electrical double layer, which in turn influences polarization of the media. Since biochemical reactions between microbes and contaminants result in various IP effects, IP laboratory experiments were conducted to investigate IP responses of the contaminated soil samples under various conditions. Field IP surveys can delineate the spatial distribution of contamination, while providing additional information about electrical properties of a target medium, together with DC resistivity. Reviewing IP effects of contaminants as well as IP surveys can serve as a good starting point for the application of IP survey in site assessment for environmental remediation.

Keywords : Induced polarization, contaminants, NAPL, landfill leachate, heavy metal

1. 서 론

최근 환경오염 지역 분석과 오염 정화 모니터링에 대한 필요성이 대두되고 있다. 오염지역의 오염 분석법으로는 시추 및 코어링을 통한 직접 탐지 방법과 비파괴적인 물

리탐사 방법을 통한 간접 탐지 방법이 있다. 물리탐사법은 비교적 짧은 시간에 넓은 지역에 대한 오염 분포 정보를 얻을 수 있고 해당 지역에 대한 지질학적 특성도 분석할 수 있는 장점이 있다. 오염원이 매질에 유출되었을 때 매질의 구성성분과 화학적 반응을 일으켜 전기적 반응의 변화를 야기하기 때문에 전자기적 현상에 기초한 물리탐사법을 이용해 효과적으로 오염지역에 대해 규명할 수 있다(e.g., Vanhala et al., 1992; Börner et al., 1993; Atekwana et al., 2000; Abdel Aal et al., 2006; Atekwana and Atekwana, 2010).

물리탐사로 그 분포를 규명할 수 있는 오염원은 다양하지만 그 중 유류오염원, 산성광산배수(acid mine drainage; AMD), 쓰레기 매립지 침출수 오염원 등이 대표적이다. Yu et al.(2019)은 이러한 오염원들의 일반적인 분포 특성과 이로 인한 물질 변화를 분석하고 오염지역에

주저자: 김빛나래, 세종대학교 에너지자원공학과 박사과정
공저자: Desy Caesary, 세종대학교 에너지자원공학과 석박통합;
유희은, 세종대학교 에너지자원공학과 박사과정; 조아현, 세종대학교 에너지자원공학과 석박통합; 송서영, 세종대학교 에너지자원공학과 박사과정; 조성오, 세종대학교 에너지자원공학과 박사과정; 정인석, 세종대학교 에너지자원공학과 석사과정
*교신저자: 남명진, 세종대학교 에너지자원공학과/지구자원시스템공학과 부교수
E-mail: nmj1203@gmail.com / nmj1203@sejong.ac.kr

Received : 2020. 5. 28 Reviewed : 2020. 6. 12 Accepted : 2020. 6. 23
Discussion until : 2020. 9. 30

서 적용성이 좋은 물리탐사 기법들을 이용한 다양한 현장 적용 사례를 기술하였다. 오염원 종류에 따라 나타나는 반응이 다르기 때문에 물리탐사를 적용하기 위해서는 이에 대한 이해가 필수적이다. 즉, 유류 오염원의 경우는 유기 오염물질이기 때문에 누출 후에 미생물과 생화학적 반응이 일어나 시간경과에 따라 반응이 달라져 다소 복잡한 반응 메커니즘을 보이는 반면(Schmutz et al., 2010; Revil et al., 2011; Schmutz et al., 2012), 침출수는 깨끗한 지하수에 비해 전도성 이온을 많이 포함하고 있기 때문에 일반적으로 낮은 전기비저항(electrical resistivity; ER)을 갖는다(Addulahi et al., 2011; Maurya et al., 2018). 산성광산배수 오염원의 경우 일반적으로 전기가 잘 통하는 금속 특성으로 인해 직류(direct current; DC) 전기비저항 탐사(전기비저항 토모그래피(electrical resistivity tomography; ERT)라고도 함)나 전자(electromagnetic; EM) 탐사가 효과적이며 황화광물이 포함된 경우 유도분극(induced polarization; IP) 탐사도 활용할 수 있다(Frangos, 1994; Draskovits, 1994).

전기전자 현상에 기초한 물리탐사 방법 중 IP 탐사법은 기존에 광물 탐사 분야에서 많이 적용되다가 장비와 해석법의 발전으로 2000년대 이후 다양한 분야에서 활용되고 있다. 특히 오염원에 민감한 반응을 보이는 IP 특성으로 인해 환경 분야에서 많은 주목을 받고 있다. 환경오염 분야뿐만 아니라 지반 분야 등에서도 가장 많이 활용되고 있는 전기비저항(electrical resistivity) 탐사는 지하 매질의 전기적 특성 분포를 영상화하여 볼 수 있기 때문에 비교적 쉽게 해석이 가능하다는 장점이 있지만 전기비저항 자료만으로는 전도성 매질과 공극수의 영향으로 인한 반응을 구분하기 어렵다는 한계가 있다. 반면, IP 효과는 충전성 물질의 함량과 입도 분포 및 입자 크기 그리고 공극 안에 분포하는 공극수의 이온 종류와 함량 등 다양한 요인으로부터 나타나기 때문에 지하 매질의 물리적, 화학적인 추가적 정보를 포함하고 있다는 장점이 있다(Maurya, 2017). 하지만 오히려 이러한 수많은 변수 때문에 IP 메커니즘을 정확히 파악하기 어렵고 반응 측정을 통해 충전 효과를 일으키는 본질적인 요인을 분석하기 어려운 면도 있다. 환경오염 분야에서 IP 반응을 예측하는 것이 어려운 이유는 오염물질과 그에 대한 IP 반응이 서로 비례 관계에 있지 않기 때문이다. 특히, 소수성 액체(Non-aqueous phase liquid; NAPL) 오염원의 경우 유류 종류, 친수성 및 젖음성, 포화상태 등에 따라 반응이 달라져 일괄적으로 반응을 단정짓기가 어려워 많은 실험이 이루어지기도 했다(e.g., Schmutz et al., 2010; Revil et al.,

2011; Schmutz et al., 2012).

국내에서도 최근 환경오염 지역의 오염범위를 특정하거나 모니터링을 하기 위해 IP 탐사법이 활용에 대한 연구가 진행되고 있다. IP 탐사법 및 대표적인 적용 사례에 대해서는 정리된 바가 있지만(Kim et al., 2017), 오염원의 어떠한 특성이 IP 효과를 일으키는지에 대해서는 정리된 바가 없기 때문에 이 논문에서는 여러가지 오염원에 대한 전기적 특성을 분석하고 IP 탐사가 어떻게 적용될 수 있는지 기술보고 하고자 한다. 먼저, IP에 대한 개략적인 설명 후에 IP 효과를 유발하는 오염원들의 전기적 특성에 대하여 설명하고자 한다. 특히, IP 효과를 일으키는 주요 요인인 전기적 이중층에 미치는 영향에 대해서도 정리하였다. 모든 오염원에 대하여 열거하기는 어렵기 때문에 주요 오염원으로 간주하는 탄화수소, 산성광산배수, 침출수 등을 중점적으로 기술하고자 한다. 오염원 종류 및 상태에 따라 IP 반응은 매우 다양하게 나타나며 다양한 변수에 영향을 받기 때문에 각 주요 오염원에 대한 실내 실험 사례를 정리하였다. 마지막으로 IP 탐사법이 현장에서 어떻게 유용하게 쓰일 수 있는지에 대하여 고찰하기 위해 다양한 현장 탐사 적용 사례에 대하여도 정리하였다.

2. IP 탐사 소개

IP 탐사법은 송수신 장비만 제외하면 DC 전기비저항 탐사와 거의 동일한 형태로 탐사가 수행되며, 크게 충전율(chargeability)을 파악하는 시간영역 IP 탐사, 진동수효과(frequency effect) 혹은 금속계수(metal coefficient)를 측정하는 진동수영역 IP 탐사, 하나의 교류 송신원을 이용하여 매질의 복소전기비저항을 분석하는 복소비저항탐사, 그리고 여러 진동수의 교류 송신원을 이용하여 매질 복소 전기비저항의 진동수 특성을 분석하는 광대역 IP(spectral IP; SIP) 탐사로 나눌 수 있다(자세한 설명은 Kim et al.(2017) 참조). 오염원 탐사에는 시간영역 IP, 복소전기비저항, SIP 탐사가 주로 적용되고 있다.

- 시간영역 IP 탐사

시간영역 IP 탐사에서는 직류 전류 송신원을 끊고 난 후에 발생하는 과전압을 측정하며 이를 총 측정 전위로 정규화 시킨 충전율을 값을 다음과 같이 구한다.

$$m = \frac{V - V_0}{V} = \frac{\Delta V}{V} \quad (1)$$

여기서 V_0 는 IP 효과 없이 직류 전류만으로 발생하는 본

래의 전위(instantaneous voltage)이고 I 는 V_0 에 IP 효과로 인한 과전압(ΔV)이 더해져 측정된 총 전위이다. 정규화 충전율(normalized chargeability, m_n)은 충전율을 전기비저항(ρ)으로 나눈 값으로

$$m_n = m / \rho \quad (2)$$

계산할 수 있으며 전기비저항과 충전율 역산 단면의 복합 해석을 위해 이용하기도 한다(Lesmes and Frey, 2001; Slater and Lesmes, 2002; Cardarelli and Filippo, 2009).

- 복소전기비저항(complex resistivity) 탐사 및 광대역 유도분극(SIP) 탐사

단일 교류 진동수를 이용하여 매질의 복소전기비저항 분포를 파악하는 복소 전기비저항 탐사에 비해 SIP 탐사는 여러 진동수의 송신원에 대해 복소전기비저항을 파악하여 매질의 복소전기비저항의 진동수에 따른 특성을 분석한다. 지하 매질의 복소전기비저항(complex resistivity, ρ^*) 혹은 복소전기전도도(complex conductivity, σ^* ; $\sigma^* = 1 / \rho^*$)는 진동수(frequency; f)의 함수로 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\sigma^*(\omega) = \sigma'(\omega) + i\sigma''(\omega) \quad (3)$$

σ' 와 σ'' 는 각각 복소전기전도도 σ^* 의 실수 성분과 허수 성분이며 ω 는 각진동수(angular frequency; $\omega = 2\pi f$)이다. 복소전기전도도는 일반적으로 크기($|\sigma(\omega)|$)와 위상($\phi(\omega)$)으로 변환하여 해석을 수행한다. 복소전기전도도의 크기와 위상은 아래와 같이 계산되며 매질의 특성에 따라 진동수의 함수로 나타난다.

$$|\sigma(\omega)| = \sqrt{\sigma'(\omega)^2 + \sigma''(\omega)^2} \quad (4)$$

$$\phi(\omega) = \tan^{-1} \left[\frac{\sigma''(\omega)}{\sigma'(\omega)} \right] \approx \left[\frac{\sigma''(\omega)}{\sigma'(\omega)} \right] \quad (5)$$

이러한 복소전기전도도의 진동수에 따른 변화를 이완현상(relaxation effect)이라고 하며 이를 설명하는 가장 대표적인 모델은 Cole-Cole 모델로 다음과 같다.

$$\sigma^* = \sigma_0 \left(1 - \frac{m}{1 + (i\omega\tau)^c} \right) \quad (6)$$

여기서 σ_0 는 DC 전기전도도, m 은 충전율($m = 1 - \sigma_0 / \sigma_\infty$, 이때 σ_∞ 은 높은 진동수에서 전기전도도), τ 은 진동수 분산에 따른 시간상수, c 는 이완상수이다. 식 (6)은 전기비

저항에 대한 식으로도 나타낼 수 있다.

$$\rho^* = \rho_0 \left(1 - m \left(1 - \frac{1}{1 + (i\omega\tau)^c} \right) \right) \quad (7)$$

여기서 ρ^* 는 복소 전기비저항, ρ_0 는 매질의 DC 전기비저항이다.

IP는 비교적 낮은 진동수 영역에서 광물 입자와 공극 유체 사이 경계면에서 분극 현상으로 인해 나타나는 암석과 침전물의 전기 용량성(capacitive) 특징에 잘 반응한다. 따라서 암석학적인 변화나 공극 유체의 화학적 변화가 발생하거나(Slater and Lesmes, 2002), 미생물 세포가 존재함으로 인해 직접적인 IP 반응이 나타나게 된다(Abdel Aal et al., 2004, 2009; Ntarlagiannis et al., 2005b; Davis et al., 2006).

3. 매질 내 오염원에 의한 전기적 특성 변화: 전기적 이중층(EDL)에 미치는 영향

매질 내 공극으로 오염원이 유출되게 되면 오염원 자체의 전기적 특성으로 인한 변화가 발생하기도 하지만 오염원과 매질 간의 유기적인 변화가 일어나 전기적 반응에 변화가 생기기도 한다. 특히, 전기적 이중층(electrical double layer; EDL)은 IP 반응에 영향을 미치는 핵심적인 요소이므로 오염원이 이러한 전기적 이중층에 미치는 영향을 중요하다. 이 장에서는 오염물질로 인한 매질의 전기적 물성의 변화, 특히 EDL에 미치는 영향에 대한 일반적인 메커니즘을 알아본 뒤 NAPL, 산성광산배수, 침출수 등 특정 오염물질들의 효과에 대해서도 알아본다.

3.1. 미생물로 인한 복소 전기전도도 변화 메커니즘

토양층에서 발견되는 미생물에는 주로 박테리아, 곰팡이균 및 원생동물 등이 있으며 생물지질학적 분석을 통해 오염 부지 내에서 오염물질과 매질 사이의 물리적 특성에 영향을 미치는 미생물의 작용에 대해 파악할 수 있다(Abdel Aal et al., 2006; Maier, 2009). 토양층은 지하수위에 따라 불포화 영역(vadose zone)과 포화 영역(saturated zone)으로 나눌 수 있는데 포화 영역으로 갈수록 유기물질이 감소하기 때문에 일반적으로 불포화 영역에 더 미생물이 풍부하다. 그러나 유기물질이 더 깊은 곳까지 운반될 수 있기 때문에 더 깊은 심도에서도 미생물을 발견할 수 있다(Maier, 2009).

인간의 활동으로 인한 농업 부산물, 석유 탄화수소 또는 매립지 침출수 등은 엄청난 양의 탄소를 발생시키며,

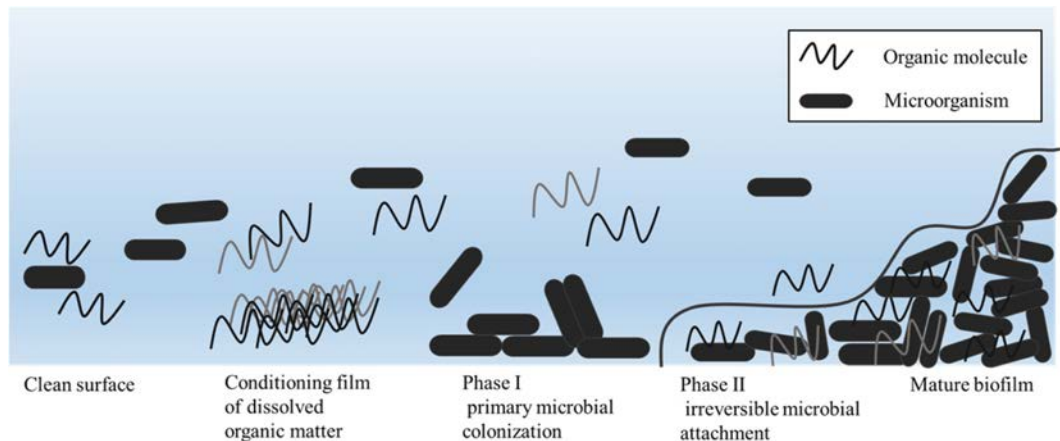


Fig. 1. Biofilms generation from microbial activity and organic molecule.

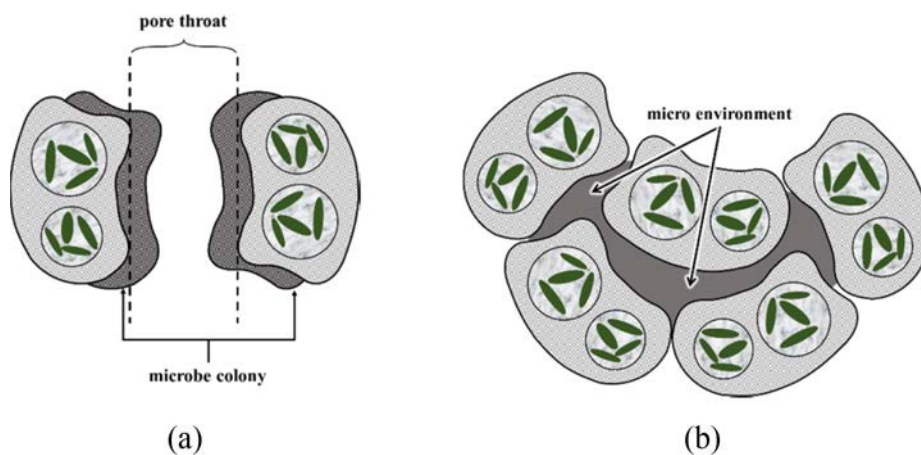


Fig. 2. Microbial (biofilms) growth either on (a) the surface of grains or (b) within the pore.

이러한 탄소로 인한 오염으로 유기 오염물질(organic contaminant)이 발생한다(Abel Aal et al., 2006). 유기 오염물질은 미생물에 의해 잘 분해되므로 천연 양분과 마찬가지로 미생물이 성장할 수 있는 영양분을 제공한다. 일반적으로 오염물질들 중 천연 기질과 유사한 구조를 가진 물질은 미생물에 의해 분해되기 쉬운 반면, 그렇지 않은 물질은 천천히 분해되거나 아예 분해되지 않는다(Kühlers et al., 2009).

유기 오염물질 표면에는 미생물이 기하급수적으로 성장하고 서로 둘러붙으면서 생물막(biofilm)을 형성하고(Fig. 1) 매질 표면에 물리적, 화학적 변화를 일으켜 전기적 물성까지 변화시킨다(Abel Aal et al., 2004; Atekwana et al., 2006; Schwartz et al., 2014). 매질의 물리적 특성 변화로는 광물 알갱이(grain) 표면의 생물막 성장 및 광물 표면적 증가에 따른 공극 파괴 감소가 있으며, 화학적 변화로는 화학적 분해의 부산물로 이온 용해, 이온 교

환, 유기산 발생에 따른 광물의 풍화나 분해가 있다(Atekwana et al., 2006; Maier, 2009). 특히 광물 분해는 공극 표면의 변화와 지하수의 pH 등 추가적인 화학적 변화를 야기한다.

다공질 매질에서 미생물 활동으로 인해 발생한 물리적, 화학적 변화는 공극의 모양 변화와 더불어 공극수의 전기전도도와 매질의 전기전도도의 실수 성분(in-phase conductivity, σ')에 대한 변화를 야기한다. 실수 전기전도도(σ')는 지층 계수(formation factor, F), 유체의 전기전도도(σ_f), 수포화도에 의해 영향을 받는 Archie의 법칙(Archie's law)으로 정의할 수 있는데(Schwartz et al., 2014), Archie의 법칙에 따라 생물막의 성장은 공극 공간을 감소시켜 σ' 의 감소를 초래하지만(Fig. 2), 광물이 용해되면서 방출된 이온은 σ' 의 증가를 초래한다(Atekwana et al., 2006; Schwartz et al., 2014; Abdel Aal et al., 2004).

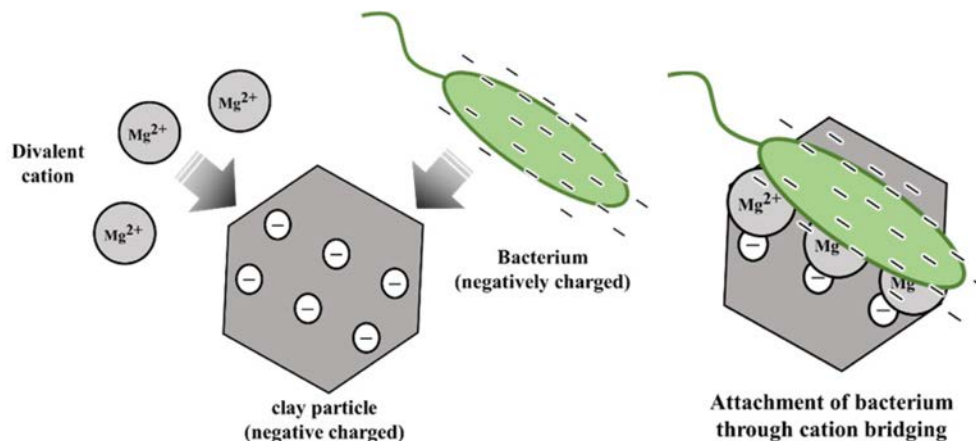


Fig. 3 Attachment of negatively charged bacterium to the negatively charged clay particle through cation bridging.

미생물 활동은 광물 표면의 형상이나 광물 표면에 형성되는 전기적 이중층(EDL)과 양이온 교환 용량(cation exchange capacity; CEC)에 변화를 야기하여, 전기전도도의 허수 성분(quadrature conductivity, σ'')에 영향을 미친다(Atekwana et al., 2006; Schwartz et al., 2014); 양이온 교환이란 Ca, Mg, Na 및 K와 같은 광물 표면의 주요 양이온과 유기산 또는 존재하는 점토 함량 사이의 교환 과정으로 인해 발생하는 것이다(e.g., Atekwana et al., 2006; Schwartz et al., 2014). 생물막의 성장이 반드시 IP 반응 혹은 σ'' 값을 크게 만드는 것은 아니지만, 일반적으로 광물의 표면적을 증가시키고 이로 인해 σ'' 도 함께 증가하게 된다. 반면, 미생물 활동의 부산물인 유기산 생성으로 양이온 교환이 일어나게 되는데 이 과정 중 광물 표면에서 양이온(cation)을 흡수하게 되고 표면 전하량이 감소하여 σ'' 의 감소를 초래한다(Schwartz et al., 2014).

지하의 점토 분포 또한 미생물 활동과 σ'' 변화에 영향을 미친다. 일반적으로 점토 표면은 음전하로 대전되어 있어 그 표면에 양이온이 흡착되어 EDL이 형성되는데, 미생물 역시 표면이 음으로 대전되어 있기 때문에 오염 지역에서는 양이온이 점토 표면과 미생물 사이에 가교(bridging) 역할을 하게 된다(Fig. 3; Atekwana et al., 2006). 이 때 미생물이 양이온을 사이에 두고 점토 표면에 붙는 형태가 되기 때문에 EDL이 더 얇아지게 되며 이는 곧 σ'' 의 감소를 초래한다.

3.2. 오염원에 따른 전기적 특성 및 IP 반응 변화

- 소수성 액체(Non-aqueous phase liquid; NAPL)

소수성 액체, 즉 NAPL이란 물에 녹지 않고 물과 혼합될 수 없는 액체로 물보다 비중이 작은 것을 경소수성

액체(Light NAPL; LNAPL), 물보다 비중이 큰 것을 중소수성 액체(Dense NAPL; DNAPL)이라고 한다. 일반적으로 지하수학 분야에서는 지하저장탱크 또는 기름유출사고 등으로 인하여 지하수를 오염시키는 유기오염물질을 가리킨다. NAPL은 침출수나 산성광산배수 오염원과는 달리 유기물로 이루어진 유기오염물질이며 기본적으로 전류가 흐르지 않아 그 자체로는 IP 효과가 없다. 그러나 매질의 특성이나 미생물 분해의 여부 등 여러 가지 환경적인 요인으로 인해 분극 효과가 나타나며 그 메커니즘이나 복소전기전도도 변화 양상이 다소 복잡하다. NAPL로 오염된 매질의 전기적 특성에 영향을 주는 주된 요인으로는 매질의 젖음성(wettability)과 생분해(bio-degradation) 작용이 있다. 젖음성에 따라 매질 입자 표면이 유류로 코팅될지 물로 코팅될지 결정되며 이에 따라 전기적 성질이 달라지게 된다.

NAPL이 유기물이기 때문에 이를 양분으로 삼는 미생물과의 생화학적 반응이 발생하여 전기적 특성 변화가 발생한다. 탄화수소 오염지에 추가적으로 발생하는 미생물 영향으로는 광물에 포함된 Fe(III)에서 Fe(II)로의 환원(reduction) 반응이 있는데 이에 따라 자철광(magnetite)이 생성되어 복소 전기비저항 측정 시 영향을 미치게 된다(Mewafy et al., 2013). 또한, 탄화수소 생분해 작용의 부산물로 유기산(organic acid)이 발생하는데 이러한 유기산이 전기적 변화를 일으키기도 한다(Abdel Aal et al., 2004; Schwartz et al., 2014). 즉, 유기산이 생성되면 pH가 감소하게 되는데 pH 감소 초기에는 산과 주요 양이온 사이의 이온 교환 과정으로 인해 유체의 전기전도도(σ')가 증가하기 때문에 σ' 와 σ'' 의 값이 초기에 증가한다. 그러나 pH가 지속적으로 낮아지게 되면 산성으로 인해

광물 산화가 일어나고 이온 농도가 일정수준 이상으로 증가하게 되면 오히려 σ' 가 감소한다. 한편, σ' 는 광물 산화로 인한 이온양의 증가와 CEC의 영향을 받는다. 광물에 산화작용이 일어나면 광물 표면이 더욱 거칠어지게 되고 이는 광물의 표면적을 증가시키면서 σ' 이 증가한다. 그러나 광물 표면과 이온 간 교환 과정에서 수화물 농도 (H_3O^+)가 증가하게 되면 σ' 는 감소하는 것으로 관찰되었다.

일반적으로 NAPL 오염원의 영향에 대한 연구는 지하수로 포화된 매질에 대해서 이루어졌지만 불포화된 매질에 대해서도 연구가 이루어진 바 있다. 포화 되어있는 매질에서는 NAPL 오염원이 유출되면 상대적으로 낮은 전기비저항을 가진 지하수를 높은 전기비저항을 가진 NAPL이 대체하게 되지만 불포화된 매질에서는 공기 역시 높은 전기비저항을 가지기 때문에 반응 예측이 더 어려워지게 된다.

- 침출수

쓰레기 매립장에서 누출되는 침출수는 폐기물의 광물화 과정과 유기물 분해 과정에서 생성되며 매우 높은 염분을 가져 지하수를 오염시키게 된다. 침출수에는 도시 고형 폐기물(municipal solid waste; MSW)도 포함되어 있지만 (Abu-Zeid et al., 2004) 광산 폐기물 암석(Power et al., 2018)과 같은 중금속도 소량 포함되어 있을 수 있다. 이와 같이 침출수는 일반적으로 중금속과 같은 부유 입자를 포함하고 있고 이로 인해 낮은 전기비저항값과 높은 대자율을 띤다(Abu-Zeid et al., 2004). 일반적으로 침출수 오염지에서 가장 많이 사용하는 탐사법은 전기비저항 탐사이나 침출수와 마찬가지로 전기비저항이 낮은 점토가 많은 지역에서 이를 구분하기 위해 IP 탐사를 동반한 사례도 많다.

- 산성광산배수(acid mine drainage; AMD)

광산이 굴착 되고 난 후 광산 내부나 광산 폐기물 더미에서 흘러나오는 산성을 띤 배수를 산성광산배수라고 한다. 폐광 후 광산 내부에 차오른 지하수가 황화광물을 포함한 폐석 및 광물 찌꺼기와 반응하여 산성을 띄고 이러한 배출수가 주변 지표수 및 지하수를 산성화시켜 수질을 오염시키게 된다. 특히 황철석은 황화광물 중 경제적 가치가 있는 광물이 아니기 때문에 대부분 다른 황화광물과 함께 채굴된 후 광산 내부에 남겨나 폐기된다. 이러한 황철석이 산소나 물에 노출되면 박테리아와 같은 미생물과 생화학 반응을 통해 산화되고 산화철과 황산이 형성되어 환경오염을 일으키게 된다(Placencia-Gómez et al.,

2015). 산화 초기 단계에서 산화 환원 작용으로 전하의 이동이 발생함과 동시에 광물은 용해되고 그 표면적이 줄어들게 된다. 줄어든 표면적과 전하의 이동은 금속과 공극 유체 간의 물리적 및 화학적 변화로 충전율과 분극에 영향을 주고 IP 반응을 감소시킨다. 산화 작용이 계속 진행되면서 용해된 산화물의 농도와 pH의 변화로 황은 S-OH가 되면서 광물의 표면에 산화막을 형성하고 산화막 위에는 Fe^{3+} 와 같은 수산화물이 침전되는데 이는 비표면적을 늘려 전기 이중층이 더 크게 형성되게 한다. 공극 유체 내의 풍부한 이온은 σ' 를 증가시키고, 전기적 이중층이 증가하면서 IP 반응을 증가시킨다.

한편, 미생물의 생화학적 반응에 의해 미생물 표면에 광물이 형성되기도 하는데 이를 생체 광물 형성 작용(bio-mineralization)이라고 한다. 철, 아연과 함께 박테리아 같은 미생물이 철이나 아연 같은 광물과 반응하면서 생체 광물 형성 작용이 발생하게 된다(Ntralagiannis et al., 2005). 생체 광물 형성 작용은 산성광산배수 오염의 초기 단계에서 발생하며, 외부 세포 박테리아는 생체 광물(bio-mineral)이라고 하는 금속으로 코팅된다(Fig. 3.5a). 생체 광물의 형성은 광물-유체 경계 면적의 증가로 인해 σ' 의 작은 변화와 σ' 의 높은 증가와 상관 관계가 있다. 그러나 시간이 지남에 따라, 생체 광물은 압축되어(Fig. 3.5b), 광물-유체 경계 면적이 감소하면서 σ' 값도 함께 감소한다.

4. 실내 실험 및 IP 반응 측정 사례

오염원에 의한 IP 반응을 분석하기 위해 인공적으로 오염원을 주입하거나 실제 오염지에서 채취한 시료를 이용한 실험들이 다양하게 수행되었다(e.g., Vanhala et al., 1992; Börner et al., 1993; Atekwana et al., 2000; Abdel Aal et al., 2006; Cassiani et al., 2009; Schmutz et al., 2012; Schwartz et al., 2014). 실제 오염지에서 IP 반응은 매질과 오염원의 상태에 따라 달라질 수 있기 때문에 직접 채취한 시료로부터 얻은 결과를 이용해 지표 탐사 혹은 시추공 탐사 결과와 비교해보기도 한다. 특히 유기 오염원인 NAPL의 경우 여러가지 변수에 따라 전기적 특성이 복잡하게 변화하기 때문에 이에 대한 분석을 위해 실내실험 연구가 활발히 이루어지고 있다.

4.1. NAPL 실험

다공성 매질이 NAPL로 오염된 경우, NAPL로 인해 공극에서 양이온 교환이 억제되면서 오염된 시료의 진폭과 위상에 민감한 변화가 생긴다는 결과를 Olhoft

(1985)가 제시하면서, 모래 혹은 모래와 점토가 섞인 다공성 시료에 NAPL이 오염되었을 때의 SIP 반응에 대한 다양한 연구가 진행되었다(e.g., Börner et al., 1993; Vanhala, 1997; Schmutz et al., 2010, 2012; Revil et al., 2011). 하지만 NAPL의 경우 시료의 구성 물질, 오일의 젖음성(wettability), 포화수준 등에 따라서 IP 반응 결과가 매우 상이하게 나타나기 때문에 반응 양상을 일괄적으로 정리하기 쉽지 않다. 따라서 이 논문에서는 여러 실험 조건에 따른 SIP 반응을 개략적으로 정리하고자 한다.

- 젖음성(Wettability)

유류의 성질에 따라 매질 알갱이 표면에 들러붙는 젖음성 유류(wetting oil)와 비젖음성 유류(non-wetting oil)로 나뉘는데 이러한 성질에 따라 전체 매질의 전기적 성질에 다른 영향을 미치게 된다. 젖음성은 매체 공극 안에서 포화 유체의 분포와 위상, 그리고 전하 운반체의 연결성에 강한 영향을 미치기 때문에(Anderson, 1986) 유류의 젖음성에 따른 반응에 대한 많은 연구가 이루어졌다. 유류가 비젖음성일 경우 매질 입자에는 물이 붙게 되며 1) 고체-물 사이 경계면과 2) 물-유류 사이 경계면으로 나눌 수 있으며 각각의 경계면에 EDL이 발생하게 된다. 반대로 유류가 젖음성일 경우 매질 입자에는 유류가 붙고 물이 자유공극에 있게 되는데 EDL 발생하게 되는 경계면은 유류와 물 사이인 경우만 존재한다. 유류에 있는 극성분(polar component)이 강한 EDL을 만든다. Schmutz et al.(2010)은 신선한 유류를 포함한 실리카로 이루어진 모래 시료에 유류 포화도, 공극수의 전기전도도, 모래의 직경에 따른 반응을 분석하였으며 비젖음성 유류에 대한 SIP 반응 이론을 정리하였다. 비젖음성 유류는 유류 포화도가 증가할수록 전기비저항과 위상이 증가하였다. 반면, 젖음성 유류는 유류 포화도가 높아질수록 전비저항과 위상이 감소하였다.

- 생분해 여부

미생물은 유류의 탄소를 영양분으로 섭취하면서 매질에 물리적 혹은 화학적인 영향을 주고 이는 전기적 특성에 변화를 일으키기 때문에 생분해 단계에 있는 유류는 신선한 유류와 상당히 다른 반응을 보인다(Abdel Aal et al., 2004, 2006; Mewafy et al., 2013). 미생물의 생분해가 유류에 미치는 영향은 다양하게 나타나는데 미생물이 유류의 탄소로부터 물질대사 혹은 효소 과정을 거치면서 유류 오염물질의 독성이 줄어들고 화학성분이 변환된다(Cozzarelli et al., 1994; Cassidy et al., 2002). 생분해

과정을 거치는 탄화수소 오염 현장에서 채취된 샘플에서는 오염되지 않은 지역에 비해 이상성분과 위상이 크다는 것이 관찰되었다(Abdel Aal et al., 2006; Mewafy et al., 2013).

Mewafy et al.(2013)은 미생물을 이용해 생물학적 환경정화(bio-remediation)를 진행하고 있는 유류 오염지역에서 샘플을 채취하여 SIP 반응을 관찰하였다. 복소전기전도도의 실수성분과 이상성분 모두, 유류 포화도가 가장 큰 교란영역(smear zone)에서 최대값을 보였다. 하지만 높은 Fe(II) 농도와 자화율을 보이는 포화지대(saturated zone)에서는 큰 복소전기전도도 값이 나타났는데 이는 자철광과 같은 생물 미생물 산화작용으로 인한 생체광물로 인해 철 환원이 일어났기 때문으로 추측하였다. 또한 높은 자화율이 나타나는 불포화영역(vadose zone)에서도 큰 복소전기전도도 값이 나타났으며 마찬가지로 생체광물로 인한 영향으로 해석할 수 있다.

Martin and Paul(2018)은 실내 실험에서 가장 보편적으로 사용되는 대장균(*Escherichia coli*-sand)을 이용하여 탄화수소 오염 샘플의 유기물로 인한 전기적 특성 반응 변화를 분석하였다. 유기물로 인한 시간경과에 따른 반응 변화를 살펴보기 위해 21일간 배양하였으며 각 샘플에서 자연 전위(self-potential; SP), SIP, 시간영역 IP 그리고 유체 전기전도도를 측정하였다. 실험 결과 시간영역 IP는 전류 송신기가 불안정하여 모든 샘플에서 불확실한 결과를 보였다. SIP의 경우 모든 샘플에서 공통적으로 전기비저항은 낮게 나타났으나 위상에서는 차이를 보였다. 대장균이 주입되지 않은 모래질 샘플에서는 위상이 미미하게 나타난 반면, 대장균이 주입된 모래질 샘플은 양의 위상이 최대로 증가하였다.

Blondel et al.(2014)은 신선한 유류와 생분해가 된 유류로 오염된 시료의 반응을 비교 분석하기 위해 DC 전기비저항, SIP와 시간영역 IP에 대한 실험을 수행하였다. 또한, 유류의 포화도에 따른 반응도 보기 위해 두 종류의 유류를 각각 20%, 40%, 60%, 80%, 100%로 유류 포화도를 변화시켜가며 반응을 분석하였다(Fig. 4). 생분해가 이루어지지 않은 신선한 유류에서는 SIP 실험 결과 유류 포화도가 증가함에 따라 위상과 전기비저항이 증가하는 것이 분명하게 나타났다. 시간영역 IP 결과에서도 역시 유류의 비율이 높을수록 충전율과 전기비저항이 뚜렷하게 나타남을 보였다. 반면, 생분해된 유류오염 시료에서는 포화도에 따라 전기비저항에 큰 변화가 나타나지 않는 것으로 나타났다. 허수 전기전도도 역시 오차범위 내에서 변화만 나타낼 뿐이다. 시간영역 IP 결과에서도 수포화도 변

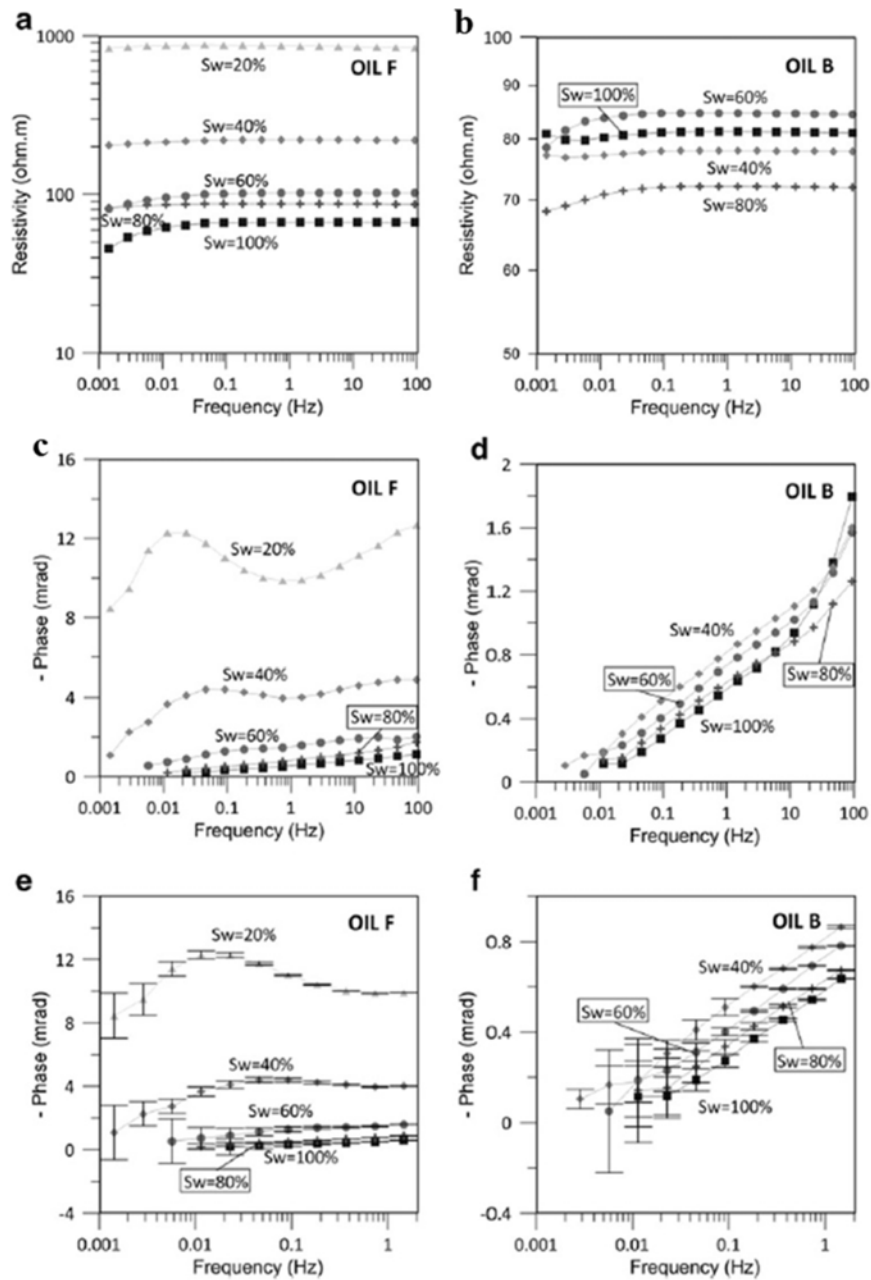


Fig. 4. SIP laboratory measurements for non-degraded (oil F) and degraded oils (oil B) including resistivities (a and b) and phases (c, d, e and f) value based on several frequencies, respectively (Blondel et al., 2014); Note (e) and (f) are phases at frequencies lower than 1 Hz.

화에 따른 전기비저항과 충전율의 변화가 명확하게 나타나지 않는다.

4.2. 침출수 실험

미국 테네시주(Tennessee)의 Oak Ridge 지역의 풍화층에 오염된 저수지 누출이 발생하였다(Revil et al, 2013). 오염된 저수지는 1983년에 배수처리 되었으나, 일부 오염된 토양은 처리되지 않아 오염대를 형성하고 있는 상황이

었다. 오염원 분포를 분석하기 위하여 대수층의 시료와 오염대에 위치한 풍화층, 기반암의 시료를 채취하여 시간경과 SIP 측정을 수행하여 질산이온(NO_3^-) 및 산성도(pH) 변화에 따른 전기비저항의 실수성분과 허수성분을 분석하였다. 모든 진동수의 SIP 측정에서 전기비저항은 큰 변화가 없었으나, 10 Hz 보다 낮은 진동수 대역에서 위상이 감소하고 10 Hz 보다 높은 진동수 대역에서의 위상이 증가하는 결과를 보이고 있다(Fig. 5). 이는 비교적 높은 진

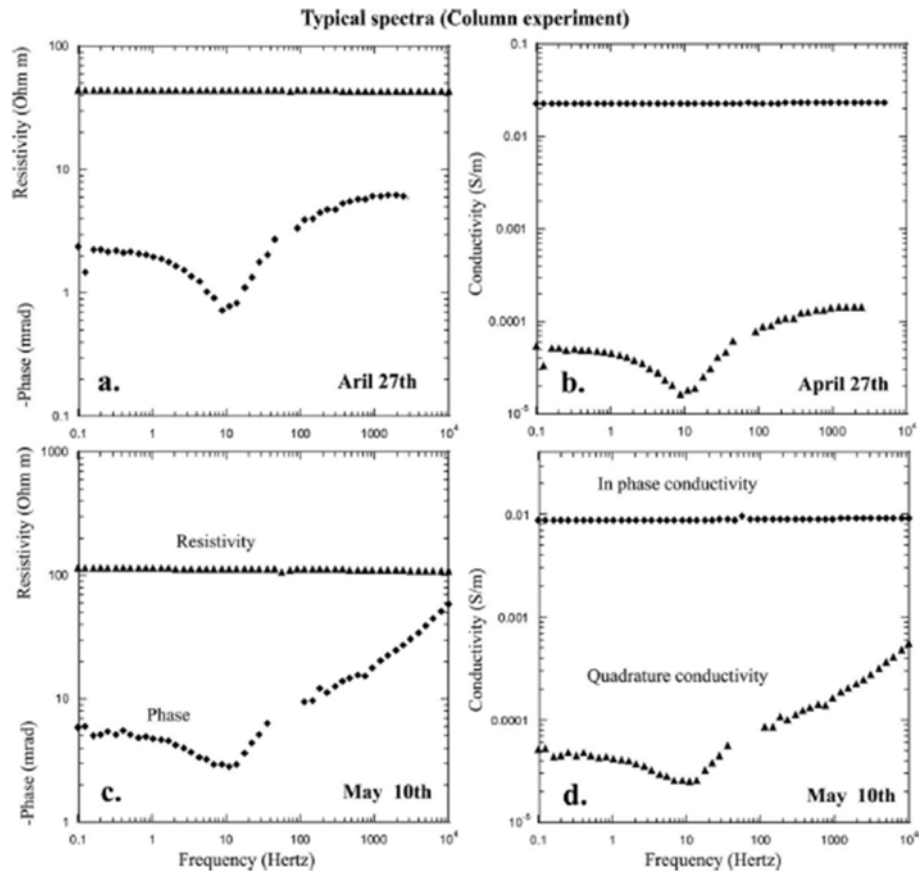


Fig. 5. Result of resistivity and phase (a, c) and conductivity (b, d) of the contaminated water from a reservoir at Oak Ridge, Tennessee, US. Results of (a) and (b) are from April 27th, while (c) and (d) are from May 10th of 20 (Revil et al., 2013).

동수에서는 맥스웰-와그너 분극(Maxwell-Wagner polarization)에 의해 지배되는 반면 낮은 진동수(<10 Hz)의 현상은 EDL의 영향을 더 많이 받기 때문인 것으로 보인다.

4.3. 산성광산배수 실험

산화 작용에 의한 풍화 메커니즘, 광물학적 구성 및 금속 함량과 관련된 SIP 매개변수와 광화대 조직 사이의 상관 관계를 확인하기 위해 핀란드 하베리(Haveri) 광산의 광미 시료를 채취해 SIP 반응 실험을 진행했다 (Placencia-Gómez et al., 2015). 하베리 광미에서는 100 - 10000 Hz 사이의 복소전기비저항 이완을 분석하였는데, 이완 크기는 광미에 함유된 황화 광물 표면의 산화-풍화 조건 및 산화 정도에 따라 변화하였으며, 각 시료의 광미 성분에 따라 위상 각의 모양과 전도도의 허수 성분이 다른 것을 확인할 수 있다. 산화 작용으로 생긴 조직의 변화는 위상각의 최대 진동수 값, 전기전도도의 허수 성분 및 충전을 값이 감소하는 결과를 보여주고 있다. 반면, 전기전도도의 실수 성분은 공극수의 전도도 변화에 따라 달

라진다. 이온 생성에 따라 산성이 더 강해지면서 공극수의 전기전도도가 더 증가하게 되고 이는 분극의 최고점이 더 높은 진동수에서 생기게 한다.

5. 실제 오염 현장 적용 사례

오염지에서의 물리탐사 방법 적용 시 IP 탐사와 DC 전기비저항 탐사를 함께 적용하여 복합탐사를 수행한 다양한 사례들이 있다(e.g., Slater and Lesmes, 2002; Johansson et al., 2007; Cardarelli and Filippo, 2009). 특히 낮은 전기비저항 값을 띠는 점토가 있을 경우, 일반적으로 전기비저항 값이 낮은 오염원과 구분이 어려울 수 있다. 때문에 점토질 지대가 있는 오염지역은 기존 DC 전기비저항 탐사에 IP 탐사를 함께 적용하여 추가적인 자료 해석을 통해 좀 더 정확한 오염원 분포 구조를 분석할 수 있게 된다. 전기비저항 역산 결과와 IP 역산 결과를 비교하였을 때, 낮은 전기비저항 구조와 높은 충전을 함께 보이는 구조는 대수층 내 점토에 의한 영향으로

해석된다(Cardarelli and Filippo, 2009). 정규화 충전율(식 (2))을 이용하여 압질 변화(점토 유무)와 전해질 변화(오염물질에 의한 변화)를 구분 가능하며 이를 현장 자료 해석에 활용한 사례가 다수 연구되었다(e.g., Reynolds, 1997; Slater and Lesmes, 2002; Abdel Aal et al., 2004; Davis et al., 2006; Ntarlagiannis and Ferguson, 2008).

5.1. NAPL 사례

북아일랜드 Portadown 지역에서 가스 플랜트 내의 누출을 현장 스케일로 모사하고 SP, IP, DC 전기비저항 탐사를 적용해 오염원 분석을 수행하였다(Doherty et al., 2010). 오염 모델은 현장에서 수행된 미생물 샘플 추출 분석 등에 기반하여 탄화수소 중 하나인 페난트렌(phenanthrene) 500 mg/L의 유동적인 소스를 가정하였으며, IP 방법은 정규화 충전율을 통한 오염원 탐지에 중점을 두어 적용되었다. 정규화 충전율 분포를 도시하였을 때, 우세한 정규화 충전율 분포를 보이는 지대와 강한 양의 SP 이상체가 나타나는 곳이 잘 일치하여 나타났으며 이는 오염원에 의한 영향을 잘 반영한 것으로 나타났다(Fig. 6).

이탈리아 Milan 북서쪽에 위치한 Padana plain에서 공장부지에서 유출된 염소화 탄화수소, DNAPL(e.g., trichloroethylene(TCE), tetrachloroethylene(PCE))로 오염된 지역에서 전기비저항 및 IP 탐사가 수행되었다(Cardarelli and Filippo, 2009). 현장 부지는 사질 실트(sandy silty)층, 미사질 모래(silty sand)와 자갈(gravel)이 섞인 층, 모래 자갈(sandy gravel)층 로 크게 3개의 층서를 이루고 있으며 층서 경계가 점토로 이루어진 구조를 보였다. 유류오염지의 경우 높은 전기비저항과 높은 충전율, 점토에 의한 지역은 낮은 전기비저항과 높은 충전율을 보이는 특성을 보였다. 위의 복합해석 결과로부터 정규화 충전율을 통하여 오염물에 의한 이상대와 점토에 의한 이상대 구역을 정량적으로 차별화하였다.

5.2. 침출수 사례

덴마크 남부 Vojens 지역에서 쓰레기 매립지에 의한 침출수 탐사를 위해 DC 전기비저항-IP(DC-IP) 탐사와 함께 감마감층을 수행하였다(Gazoty et al., 2012). 해당 매립지의 경우 1950년부터 1980년까지 폐수처리장에서 나온 폐기물을 위주로 총 65,000 m³의 화학적 폐기물이 집적되었다. 탐사 결과 매립지의 경계 및 오염지에서의 높은 충전율 이상대를 확인할 수 있었다(Fig. 7). 또한 층서 구조

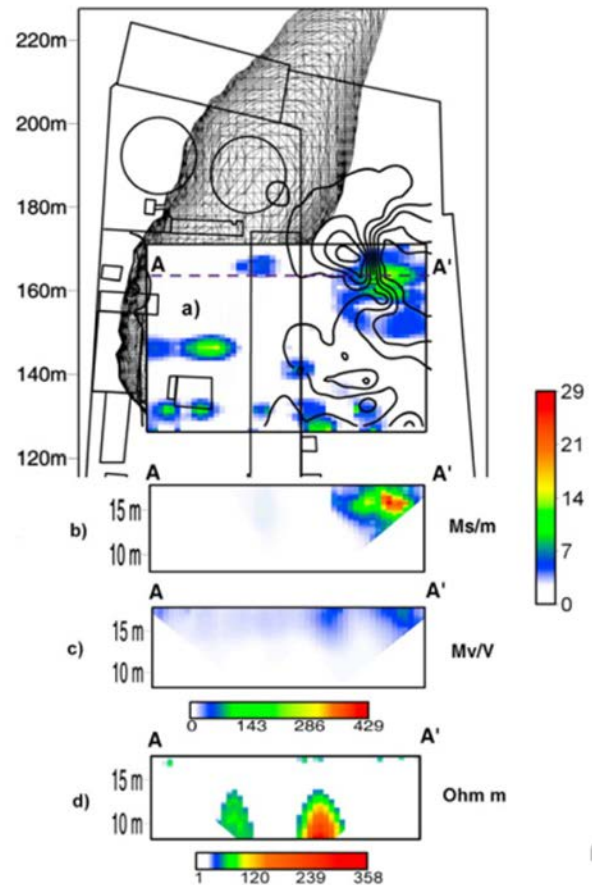


Fig. 6 Inversion results of DC-IP data along line A-A' to detect NAPL leakage from the gas plant at Portadown, Northern Ireland (Doherty et al., 2010); (a) Map view of chargeability normalized by resistivity, while (b) normalized chargeability, (c) chargeability, and (d) resistivity are the section view of A-A'. Black mesh is a modeled contaminant plume.

분석 결과 20 m 이내의 상부지층에서는 높은 충전율과 낮은 전기비저항, 높은 감마 감층 값을 보였으며 이를 통해 점토의 영향이 나타남을 알 수 있었으며, 시추공 분석을 통해 모래 층으로 알려져 있는 20~40 m 심도에서는 약간 높은 전기비저항과 중간 정도의 충전율 분포, 높은 감마 감층 값을 보여 점토가 많은 토층(clay-rich sandy layer)임을 알 수 있었다. 더 깊은 심도의 경우 오염원에 의한 낮은 전기비저항 구조를 확인할 수 있었으며, 실트 및 점토 층의 영향도 함께 나타남을 관측하였다.

나이지리아 Kaduna 주의 Zaria 지역의 폐기물 매립지에 의한 오염의 경로를 확인하기 위해 DC-IP 탐사가 수행되었다(Jegade et al., 2012). 측선은 매립지 양 옆으로 총 두 개의 측선을 사용했으며, 탐사는 건기인 3월과 우기를 지난 12월에 총 두 번 진행되었다. 탐사 결과 침출

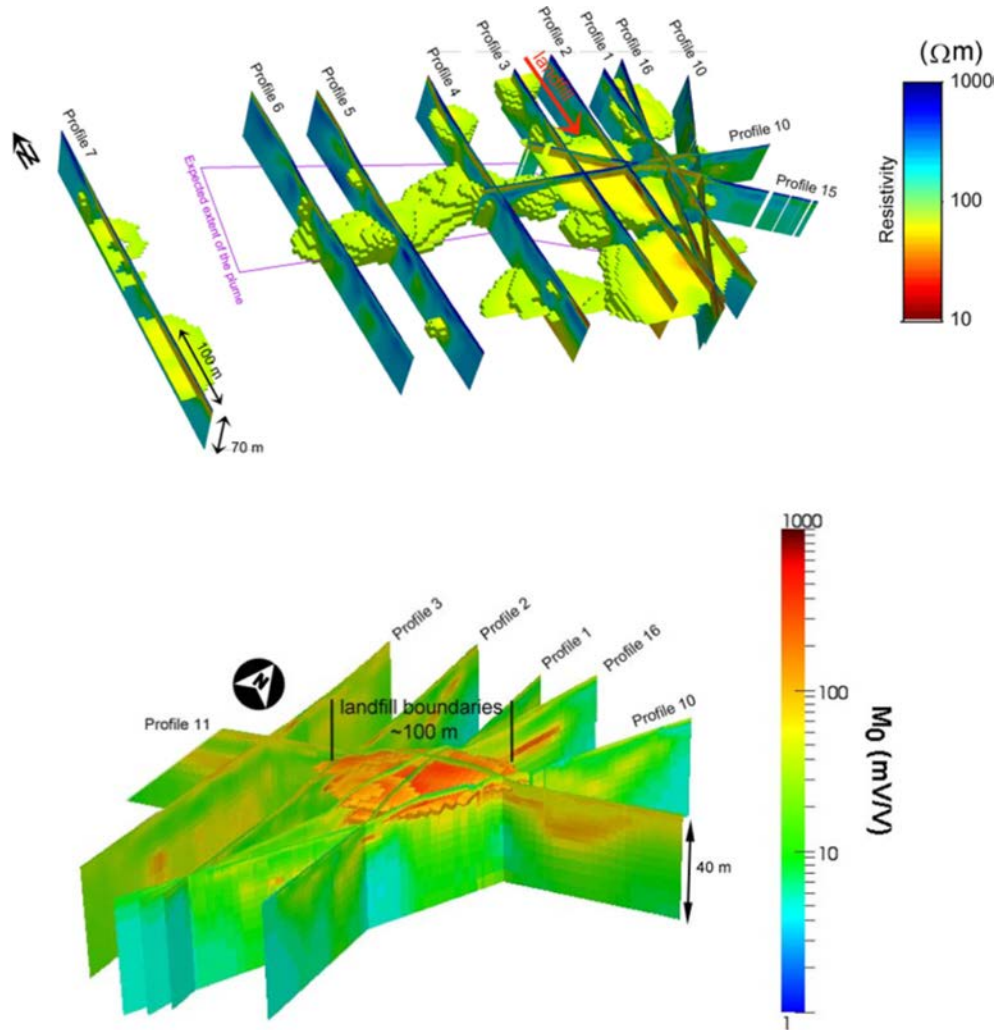


Fig. 7. 3D resistivity and chargeability plots for Hørlokke landfill. The iso-volume model is expressed with resistivity lower than 100ohm-m and chargeability (M_0) above 100 mV/V. The anticipated extent of the plume is drawn in purple (Gazoty et al., 2012).

수의 누출에 의해 이온 농도가 높아져 측선의 $x = 80$ m 부근에서 10 m 깊이까지 충전율이 높아졌으며, 전기비저항 항의 감소를 통해 오염이 지하수를 따라 확산되는 것을 확인할 수 있었다(Fig. 8). 또한 전기인 3월에 비해 우기를 거친 12월에는 비의 영향으로 오염 영역이 빠르게 확산되었으며, 오염 농도는 감소한 것을 DC-IP 단면을 통해서 확인할 수 있었다.

미국의 Tucson 지역에서도 쓰레기 매립지의 오염 복구를 위한 DC-IP 탐사가 수행되었으며, 탐사는 총 15개의 쓰레기 매립지에서 이루어졌다(Carlson and Urquhart, 2013; Carlson et al., 2015). 전체적인 탐사 결과, IP 탐사는 매립된 쓰레기의 위치를 확인하는 데에 효과적임을 알 수 있으며 쓰레기가 매립된 구역에서 충전율 값은 6 ms에서 18 ms의 값을 보이는 것을 확인할 수 있었으며,

특히 금속류, 나무나 초목의 잔해 등에서 뚜렷한 IP 반응이 나타났다(Fig. 9).

5.3. 산성광산배수 사례

Power et al.(2018)은 DC-IP 탐사 자료를 이용해 캐나다 Nova Scotia, Sydney Coalfield에서 산성 광산배수와 광산 폐기물 더미의 분포를 분석하였다. 전기비저항 탐사에는 쌍극자-쌍극자 전극 배열법과 다중 구배(multi-gradient) 전극 배열법이 사용되었지만 IP 탐사에서는 상대적으로 S/N비가 높은 다중 구배 전극 배열법 자료만 측정했다. 총 6개 측선이 사용되었으며 최소 전극간격은 3 m 각 측선당 전극 개수는 65~122개이다. 이 중 IP 탐사는 가운데 측선 LL02와 LL05에서만 측정되었다. 각 측선에서 2차원 역산과 전체 측선 자료를 종합한 3차원

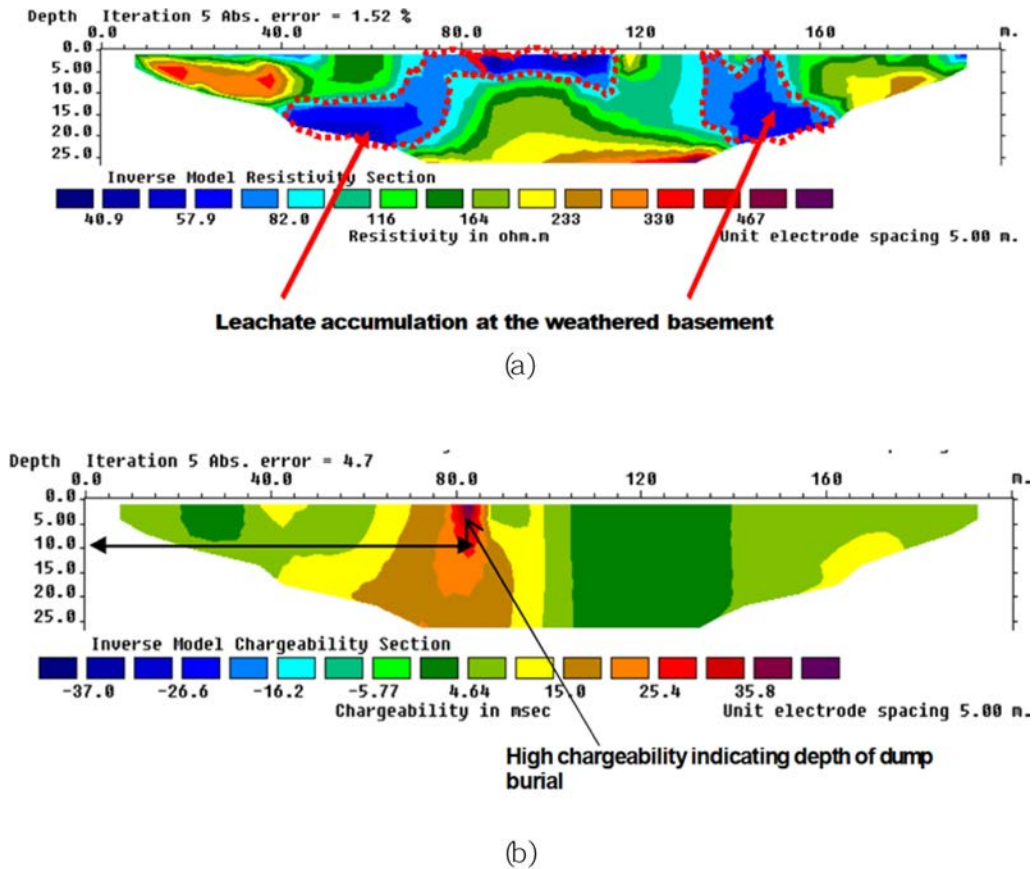


Fig. 8. Recovered models of (a) resistivity and (b) chargeability, respectively for a landfill in Kaduna, Nigeria (Jegede et al., 2012).

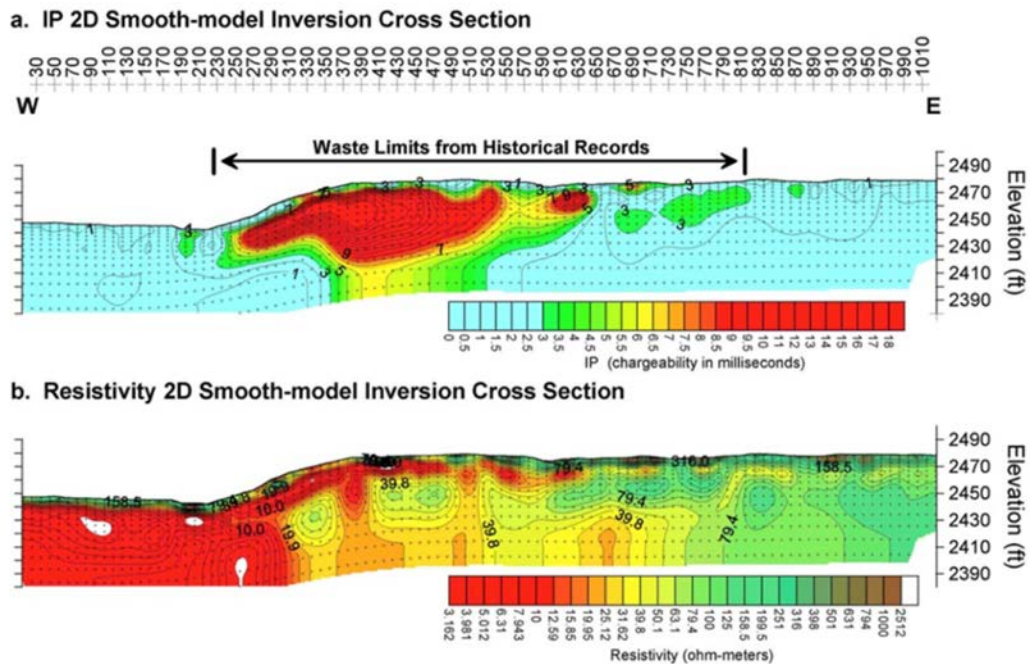


Fig. 9. Survey results for Line A at the Tumamoc Landfill. Vertical exaggeration of both plots is 1 to 1.5 and the unit of distance is in feet. (a) IP results with 1 millisecond contour interval, and (b) Resistivity results with logarithmic contour interval (Carlson et al., 2015).

역산을 모두 수행하였는데 전기비저항은 산성 침출수에 주로 반응한 반면, 정규화 충전율은 황화 광물이 집중적으로 분포한 광물 폐기물 지역에 더 민감하게 반응하는 것을 확인하였다. IP 탐사는 측선이 2개 밖에 없기 때문에 해상도가 다소 떨어졌는데 정규화 충전율(식 (2)) 분포를 구하여 더 명확한 황화 광물 폐기물 분포를 구할 수 있었다. 다만, 광산 폐기물에서 황화 광물의 농도가 매우 낮으면(<1 wt%) IP 탐사로 찾기 어렵다는 한계점이 있었다.

6. 결 론

유도분극 탐사는 미생물로 인한 생화학적 변화에 민감하게 반응하기 때문에 환경오염 분야에서 매우 효과적으로 활용되고 있으나 그 매커니즘이 복잡하기 때문에 이에 대한 이해가 있어야 정확한 오염현장자료 분석을 할 수 있다. 오염원이 유출되었을 때 시간에 따라 오염원 혹은 오염원이 접촉한 매질의 특성을 변화시키는 가장 주요한 요인은 바로 미생물에 의한 생화학적 반응이다. 특히, 유기오염물질이 유출된 경우 미생물이 이를 양분으로 삼아 부산물을 만들고 개체수를 확장시키면서 다공질 매질인 지층에서 공극의 모양 변화와 공극 내 유체의 물리적, 화학적 변화를 일으켜 전기적 특성에 대한 변화를 야기한다. 또한, 미생물 활동은 광물 표면의 형상이나 광물 표면에 형성되는 전기적 이중층(EDL)에 변화를 야기하여 IP 반응에 영향을 미친다.

NAPL은 미생물로 인한 반응변화가 복잡한 대표적인 유기오염물질이다. NAPL 자체는 비전도성에 IP 효과가 거의 없지만 미생물과의 생화학적 반응을 통해 매질의 전기적 특성을 변화시킨다. 또한, NAPL의 젖음성, 포화도 등에 따라라도 반응이 변화하기 때문에 IP 반응을 예측하는 것이 다른 오염원에 비해 다소 어렵다. 침출수는 일반적으로 중금속과 같은 부유입자나 이온을 포함하고 있기 때문에 유출될 경우 전기전도도가 높아지고 IP 효과가 높게 나타난다. 광물폐기장에서 발생하는 산성광산배수 오염원은 산화 초기에 광물이 용해되면서 표면적이 줄어들어 IP 반응이 감소하게 된다. 하지만 산화 작용이 계속 진행되면 광물의 표면에 산화막이 형성되고 그 위에 수산화물이 침전되어 비표면적이 늘어나면서 전기적 이중층이 크게 형성되면서 IP 반응이 증가하게 된다. 또한, 미생물과의 생화학적 반응에 의해 생체 광물 형성 작용이 발생하여 전기적 특성 변화가 일어나기도 한다.

각 오염원마다 가지고 있는 전기적 특성이 다르며 매질 상태나 환경에 따라 전기전도성과 IP 반응이 변화하기 때

문에 실내실험을 통한 반응 분석을 참고해야 할 것이다. 실제 현장자료를 분석할 때 가장 많이 사용되는 DC 전기비저항 탐사와 IP 탐사 자료를 함께 이용할 경우 추가적인 전기적 특성 자료 해석을 통해 더 정확한 오염원 분포 특성을 파악할 수 있다. 특히 지하 매질에 점토질이 혼재하여 복잡한 경우 DC 전기비저항 자료 단독으로는 오염원과 분리하여 해석하기 어려울 수 있기 때문에 IP 자료와 복합해석하여 효과적인 오염 지역 분석을 할 수 있을 것이다. 또한, IP 탐사는 미생물의 생화학 반응에 민감하게 반응하기 때문에 유기오염물질의 시간에 따른 변화나 생화학적 오염 정화 모니터링 현장에도 매우 효과적으로 활용할 수 있을 것으로 기대된다.

감사의 글

본 결과물은 환경부의 재원으로 한국환경산업기술원의 지중환경오염위해관리기술개발사업의 지원을 받아 연구되었습니다(2018002440005).

References

- Abdel Aal, G.Z., Slater, L.D., and Atekwana, E.A., 2006, Induced-polarization measurements on unconsolidated sediments from a site of active hydrocarbon biodegradation, *Geophysics*, **71**(2), H13-H24.
- Abdel Aal, G.Z., Atekwana, E., Radzikowski, S., and Rossbach, S., 2009, Effect of bacterial adsorption on low frequency electrical properties of clean quartz sands and iron-oxide coated sands, *Geophys. Res. Lett.*, **36**(4).
- Abdel Aal, G.Z., Atekwana, E.A., Slater, L.D., and Atekwana, E.A., 2004, Effects of microbial processes on electrolytic and interfacial electrical properties of unconsolidated sediments, *Geophys. Res. Lett.*, **31**(12).
- Abdullahi, N.K., Osazuwa, I.B., and Sule, P.O., 2011, Application of integrated geophysical techniques in the investigation of groundwater contamination: a case study of municipal solid waste leachate, *Ocean. J. Appl. Sci.*, **4**(1), 7-25.
- Abu-Zeid, N., Bianchini, G., Santarato, G., and Vaccaro, C., 2004, Geochemical characterisation and geophysical mapping of Landfill leachates: the Marozzo canal case study (NE Italy), *Environ. Geol.*, **45**(4), 439-447.
- Anderson, W.G., 1986, Wettability literature survey-part 1: rock/oil/brine interactions and the effects of core handling on wettability, *Journal of petroleum technology*, **38**(10), 1-125.
- Atekwana, E. and Atekwana, E., 2010, Geophysical signatures

- of microbial activity at hydrocarbon contaminated sites: a review, *Surv. Geophys.*, **31**(2), 247-283.
- Atekwana, E.A., Sauck, W.A., and Werkema Jr, D.D., 2000, Investigations of geoelectrical signatures at a hydrocarbon contaminated site, *J. Appl. Geophys.*, **44**(2-3), 167-180.
- Atekwana, Estella A., D. Dale Werkema, and Eliot A. Atekwana, 2006, Biogeophysics: The effects of microbial processes on geophysical properties of the shallow subsurface, *Applied hydrogeophysics*, Springer, Dordrecht, 161-193.
- Blondel, A., Schmutz, M., Franceschi, M., Tichané, F., and Carles, M., 2014, Temporal evolution of the geoelectrical response on a hydrocarbon contaminated site, *J. Appl. Geophys.*, **103**, 161-171.
- Börner, F., Gruhne, M., and Schön, J., 1993, Contamination indications derived from electrical properties in the low frequency range, *Geophys. Prospect.*, **41**(1), 83-98.
- Cardarelli, E. and Di Filippo, G., 2009, Electrical resistivity and induced polarization tomography in identifying the plume of chlorinated hydrocarbons in sedimentary formation: a case study in Rho (Milan-Italy). *Waste Manag. Res.*, **27**(6), 595-602.
- Carlson, K.M., Goodman, L.K., and May-Tobin, C.C., 2015, Modeling relationships between water table depth and peat soil carbon loss in Southeast Asian plantations, *Environ. Res. Lett.*, **10**(7), 074006.
- Carlson, N.R. and Urquhart, S.A., 2004, February. Comparisons Of Ip And Resistivity Data At Several Old, Buried Landfills. *Proceedings of the In 17th EEGS Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems* (pp. cp-186). European Association of Geoscientists & Engineers, p. cp-186.
- Cassiani, G., Kemna, A., Villa, A., and Zimmermann, E., 2009, Spectral induced polarization for the characterization of free-phase hydrocarbon contamination of sediments with low clay content, *Near Surf. Geophys.*, **7**(5-6), 547-562.
- Cassidy, J., 2002, The role of microtine rodents in contaminant/solute transport at the landscape level (Doctoral dissertation, MS Thesis, Oregon State University, Corvallis).
- Cozzarelli, I.M., Baedeker, M.J., Eganhouse, R.P., and Goerlitz, D.F., 1994, The geochemical evolution of low-molecular-weight organic acids derived from the degradation of petroleum contaminants in groundwater, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **58**(2), 863-877.
- Davis, C.A., Atekwana, E., Atekwana, E., Slater, L.D., Rossbach, S., and Mormile, M.R., 2006, Microbial growth and bio-film formation in geologic media is detected with complex conductivity measurements, *Geophys. Res. Lett.*, **33**(18).
- Doherty, R., Kulassa, B., Ferguson, A.S., Larkin, M.J., Kulakov, L.A., and Kalin, R.M., 2010, A microbial fuel cell in contaminated ground delineated by electrical self-potential and normalized induced polarization data, *J. Geophys. Res.: Biogeosciences*, **115**(G3).
- Draskovits, P., 1994, Application of induced polarization methods in integrated studies of ground water exploration and characterization of subsurface contamination, In *The John S. Sumner Mem. Int. Workshop Induced Polarization (IP) in Mining and The Environment. Dep. Min, Geol. Eng., Univ. Arizona, Tucson, AZ*.
- Frangos, W., and Andrezal, T., 1994, IPmeasurements at contaminant and toxic waste sites in Slovakia. In *The John S. Sumner Mem. Int. Workshop Induced Polarization (IP) in Mining and The Environment. Dep. Min, Geol. Eng., Univ. Arizona, Tucson, AZ*.
- Gazoty, A., Fiandaca, G., Pedersen, J., Auken, E., and Christensen, A.V., 2012, Mapping of landfills using time-domain spectral induced polarization data: the Eskelund case study, *Near Surf. Geophys.*, **10**(6), 575-586.
- Jegede, A.J., Aimufua, G.I.O., and Akosu, N.I., 2012, Electronic Voting: A Panacea for electoral irregularities in developing countries, *International Journal of Science and Knowledge*, **1**(1), 17-37.
- Johansson, B., Jones, S., Dahlin, T. and Flyhammar, P., 2007, September. Comparisons of 2D-and 3D-inverted resistivity data as well as of resistivity-and IP-surveys on a landfill. *Proceedings of the In Near Surface 2007-13th EAGE European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics*.
- Kim, B., Nam, M.J., Jang, H., Jang, H., Son, J. S., and Kim, H.J., 2017, The Principles and Practice of Induced Polarization Method, *Geophys. and Geophys. Explor.*, **20**(2), 100-113.
- Kühlers, D., Bethge, E., Hillebrand, G., Hollert, H., Fleig, M., Lehmann, B., Maier, M., Mohrlök, U., and Wölz, J., 2009, Contaminant transport to public water supply wells via flood water retention areas, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, **9**(4), 1047-1058.
- Lesmes, D.P. and Frye, K.M., 2001, Influence of pore fluid chemistry on the complex conductivity and induced polarization responses of Berea sandstone, *J. Geophys. Res. Solid Earth*, **106**(B3), 4079-4090.
- Maier, R.M., Pepper, I.L., and Gerba, C.P., 2009, Environmental microbiology (Vol. 397). Academic press.
- Martin, T. and Paul, C.J., 2018, IP lab measurements on E. coli-sand-mixtures. *Proceedings of the In 5th International Workshop on Induced Polarization*.
- Maurya, P.K., 2017, Imaging lithology, water conductivity, and hydraulic permeability at contaminated sites with induced polarization. Aarhus university, Denmark.
- Maurya, P.K., Balbarini, N., Möller, I., Rønde, V., Christiansen, A.V., Bjerg, P.L., Auken, E., and Fiandaca, G., 2018, Subsurface

imaging of water electrical conductivity, hydraulic permeability and lithology at contaminated sites by induced polarization, *Geophys. J. In.*, **213**(2), 770-785.

Mewafy, F.M., Werkema Jr, D.D., Atekwana, E.A., Slater, L.D., Aal, G.A., Revil, A., and Ntarlagiannis, D., 2013, Evidence that bio-metallic mineral precipitation enhances the complex conductivity response at a hydrocarbon contaminated site, *J. Appl. Geophys.*, **98**, 113-123.

Ntarlagiannis, D. and Ferguson, A., 2008, SIP response of artificial biofilms, *Geophysics*, **74**(1), A1-A5.

Ntarlagiannis, D., Williams, K.H., Slater, L., and Hubbard, S., 2005, Low-frequency electrical response to microbial induced sulfide precipitation, *J. Geophys. Res. Biogeosciences*, **110**(G2).

Ntarlagiannis, D., Yee, N., and Slater, L., 2005, On the low-frequency electrical polarization of bacterial cells in sands, *Geophys. Res. Lett.*, **32**(24).

Olhoeft, G.R., 1985, Low-frequency electrical properties, *Geophysics*, **50**(12), 2492-2503.

Placencia-Gómez, E., Parviainen, A., Slater, L., and Leveinen, J., 2015, Spectral induced polarization (SIP) response of mine tailings, *J. Contam. Hydrol.*, **173**, 8-24.

Power, C., Tsourlos, P., Ramasamy, M., Nivorlis, A., and Mkan-dawire, M., 2018, Combined DC resistivity and induced polarization (DC-IP) for mapping the internal composition of a mine waste rock pile in Nova Scotia, Canada, *J. Appl. Geophys.*, **150**, 40-51.

Revil, A., Schmutz, M., and Batzle, M.L., 2011, Influence of oil wettability upon spectral induced polarization of oil-bearing sands, *Geophysics*, **76**(5), A31-A36.

Revil, A., Wu, Y., Karaoulis, M., Hubbard, S.S., Watson, D.B., and Eppehimer, J.D., 2013, Geochemical and geophysical responses during the infiltration of fresh water into the contaminated saprolite of the Oak Ridge Integrated Field Research Challenge site, Tennessee, *Water Resour. Res.*, **49**(8), 4952-4970.

Reynolds, J.M., 1997, An Introduction to Applied and Environmental Geophysics, John Wiley, Chichester, U. K.

Schmutz, M., Blondel, A., and Revil, A., 2012, Saturation dependence of the quadrature conductivity of oil-bearing sands, *Geophys. Res. Lett.*, **39**(3).

Schmutz, M., Revil, A., Vaudelet, P., Batzle, M., Viñao, P.F., and Werkema, D.D., 2010, Influence of oil saturation upon spectral induced polarization of oil-bearing sands, *Geophys. J. In.*,

183(1), 211-224.

Schwartz, N., Shalem, T., and Furman, A., 2014, The effect of organic acid on the spectral-induced polarization response of soil, *Geophys. J. In.*, **197**(1), 269-276.

Slater, L.D. and Lesmes, D., 2002, IP interpretation in environmental investigations, *Geophysics*, **67**(1), 77-88.

Vanhala, H., Soininen, H., and Kukkonen, I., 1992, Detecting organicchemical contaminants by spectral-induced polarization method in glacial till environment, *Geophysics*, **57**(8), 1014-1017.

Vanhala, H., 1997, Mapping oil-contaminated sand and till with the spectral induced polarization (SIP) method, *Geophys. Prospect*, **45**(2), 303-326.

Yu, H., Kim, B., Song, S.Y., Cho, S.O., Caesary, D., and Nam, M.J., 2019, Change in Physical Properties depending on Contaminants and Introduction to Case Studies of Geophysical Surveys Applied to Contaminant Detection, *Geophys. and Geophys. Explor.*, **22**(3), 132-148.

부록 A 전기적 이중층 (electrical double layer; EDL)

전기적 이중층은 전기적으로 대전된 입자 표면과 전해질 사이 경계면에 생긴다. 결정 격자의 특성으로 인해 대부분의 매질 알갱이들은 그 표면에 전기 전하가 고정되어 있으며 규산염 광물의 경우 표면에 알짜 음전하(net negative charge)를 띄게 된다. 이 때 전해질 중의 양이온이 음으로 대전된 광물 표면에 흡착되어 고정층(stern layer)이 생기고 바깥쪽으로는 이온이 고정층으로부터 확산된 형태를 띄는 확산층(diffuse layer)이 형성된다. 이러한 전기적 이중층으로 인해 매질 알갱이 표면과 전해질 경계면 사이의 전기적 평형 상태를 이루게 된다. 반면, 점토 결정은 주로 S_4^{4+} 와 Al^{3+} 로 이루어져 있기 때문에 점토 결정 격자 주변에 음이온이 결집되어 결과적으로 점토 입자 표면은 음전하로 대전된다. 이렇게 음으로 대전된 점토 입자 표면이 양이온을 끌어들이며 전기적 이중층을 형성하게 된다. 전기적 이중층은 IP 매커니즘을 설명하는 주요한 모델 중 하나이며, 다공성 매질 알갱이의 크기와 형태, 공극 크기 등에 의해 영향을 받으며 이는 IP 반응에도 영향을 미치게 된다.