

**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

JEOLOJİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**TCE KAYNAK ZONLARININ YÜZEY AKTİF MADDE (SDS) VE
KOMPLEKS ŞEKERLİ (MCD) YERİNDE YIKAMA
TEKNOLOJİSİ İLE İSLAHININ İNCELENMESİ**

SEVGİ TÜRKKAN

KOCAELİ 2018

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

JEOLOJİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**TCE KAYNAK ZONLARININ YÜZEY AKTİF MADDE (SDS) VE
KOMPLEKS ŞEKERLİ (MCD) YERİNDE YIKAMA
TEKNOLOJİSİ İLE İSLAHININ İNCELENMESİ**

SEVGİ TÜRKKAN

Doç.Dr. Nihat Hakan AKYOL
Danışman, Kocaeli Üniversitesi

Dr.Öğr.Üyesi Seda ASLAN KILAVUZ
Jüri Üyesi, Kocaeli Üniversitesi

Doç.Dr. Hüseyin KARAKUŞ
Jüri Üyesi, Dumlupınar Üniversitesi


.....

.....

.....

Tezin Savunulduğu Tarih: 03.07.2018

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu çalışma, Kocaeli Üniversitesi Jeoloji Mühendisliği Bölümü'nde Yüksek Lisans tezi olarak hazırlanmıştır. Çalışma, KOÜ Jeoloji Mühendisliği ve TÜBİTAK (Proje No: 115Y117)'nin olanaklarıyla gerçekleştirilmiştir.

Bu çalışmanın her safhasında çok büyük katkısı bulunan, değerli görüşlerini esirgemeyen tez danışmanım sayın Doç. Dr. Nihat Hakan AKYOL'a teşekkürü borç bilirim.

Yüksek lisans eğitimim boyunca, benden değerli görüşlerini esirgemeyen Arş.Gör. Özlem YÜKSEKOL, Arş.Gör. Hasan SİNİR ve Arş.Gör. Emir ALTINTAŞ'a yardımlarından ve katkılarından ötürü teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarında tüm desteğini benden esirgemeyen değerli meslektaşım Tuna KARATAŞ'a, tezimin yazım aşamasında desteklerini esirgemeyen Arş.Gör. Özgür KAPLAN, Arş.Gör. Ogan KARABAŞ ve Mutlu ÖZKAN'a ayrıca manevi olarak desteğini benden asla esirgemeyen lisans sürecinde olduğu gibi bu süreçte de yanımda olan değerli arkadaşlarım ve meslektaşlarım Emre SERBEST, Çağlar ÇITAKOĞLU ve Halil İbrahim TOK'a teşekkür ederim. Bu çalışmanın yapılmasına destek veren ve katkı sağlayan TÜBİTAK'a ayrıca teşekkür ederim.

Son olarak çalışmamın başından sonuna kadar her daim yanımda olan maddi ve manevi desteğini asla esirgemeyen canım annem, babam ve değerli aileme teşekkürü bir borç bilirim...

Haziran – 2018

Sevgi TÜRKKAN

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	iii
TABLolar DİZİNİ	v
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ÖZET.....	viii
ABSTRACT	ix
GİRİŞ	1
1. GENEL BİLGİLER	2
1.1. Suyla Karışmayan Sıvı Faz (NAPL) Türleri	2
1.2. Yerinde Kimyasal Yıkama Teknolojisi (ISCF).....	6
1.3. Çalışmanın Amacı	12
2. MATERYAL VE METOD	13
2.1. Materyal	13
2.1.1. Fiziksel ortamların ve yıkama çözeltilisinin özellikleri	13
2.2. Metod	17
2.2.1. İki boyutlu tank deneyleri	17
2.2.2. Kütle akış azalımı-kütle giderimi ilişkisi	26
2.2.3. Kimyasal analizler	27
2.2.5.2. UV-VIS spektrofotometresi ile TCE ve PFBA analizi	27
2.2.5.5. Alevli atomik absorpsiyon yöntemiyle sodyum ve potasyum analizleri	29
2.2.5.6. Spektrofotometrik kit ile SO ₄ analizleri.....	29
3. SONUÇLAR	30
3.1. Tank Deneyleri.....	30
3.1.1. Fiziksel ortam içerisinde reaktif olmayan PFBA trasör taşınımı	30
3.1.2. Birinci fiziksel heterojenlik (silis kum).....	31
3.1.2.1. SDS, MCD ve su ile yıkama	31
3.1.3. İkinci fiziksel heterojenlik.....	42
3.1.3.1. SDS, su ve MCD ile yıkama	42
3.4. Kütle Akış Azalımı-Kütle Giderimi İlişkisi.....	46
4. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	50
KAYNAKLAR	52
EKLER	58
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER	63
ÖZGEÇMİŞ	64

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. LNAPL ve DNAPL kirletici gruplarının yer altındaki hareketi	2
Şekil 1.2. DNAPL kirletici grubunun yeraltındaki dağılımı	4
Şekil 1.3. Pompala ve Arıt Teknolojisi Şeması.....	5
Şekil 1.4. Pompala ve Arıt Teknolojisi uygulanan kuyudaki kirleticinin zaman- konsantrasyon grafiği	6
Şekil 1.5. Yerinde kimyasal yıkama teknolojisinin şematik gösterimi	7
Şekil 1.6. Yüzey aktif madde molekülü ve çalışma prensibi	8
Şekil 1.7. Kompleks şekerin kimyasal yapısı.....	9
Şekil 2.1. Antalya iline bağlı Topçular mevkiinden alınan karbonatlı topraklardan bir görünüm.....	14
Şekil 2.2. Karbonatlı toprağın XRD paterni.....	17
Şekil 2.3. İki boyutlu tank deney düzeneği	18
Şekil 2.4. Birinci fiziksel heterojenlik	21
Şekil 2.5. İkinci fiziksel heterojenlik	23
Şekil 2.6. Kütle akışı (J) kavramının şematik gösterimi	26
Şekil 2.7. Kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisinin kavramsal gösterimi	27
Şekil 2.8. Spektrofotometrik yöntemle hazırlanan TCE kalibrasyon grafiği örneği.....	28
Şekil 2.9. Spektrofotometrik yöntemle hazırlanan PFBA kalibrasyon grafiği örneği.....	28
Şekil 2.10. Spektrofotometrik yöntemi ile hazırlanmış sülfat kalibrasyon grafiği.....	29
Şekil 3.1. İki farklı fiziksel ortam heterojenlik koşulunda yürütülen PFBA trasör deneyi breakthrough grafiklerinin karşılaştırılması	31
Şekil 3.2. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 1)	32
Şekil 3.3. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 2)	33
Şekil 3.4. Kimyasal Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi.....	36
Şekil 3.5. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 1)	37
Şekil 3.6. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 2)	39
Şekil 3.7. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 3)	40
Şekil 3.8. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 4)	41
Şekil 3.9. MCD'li Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi (1 PV= 6,7 saat).....	42
Şekil 3.10. SDS'li Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi (1 PV= 6,7 saat).....	44
Şekil 3.11. MCD'li Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi (1 PV= 6,7 saat).....	46
Şekil 3.12. Yüzey aktif madde (SDS) ve su ile yürütülmüş tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (Birinci Fiziksel Ortam)	48
Şekil 3.13. Kompleks Şeker (MCD)'li tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (Birinci Fiziksel Ortam)	48

Şekil 3.14. Yüzey aktif madde (SDS) ve su ile yürütülmüş tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (İkinci Fiziksel Ortam)	49
Şekil 3.15. Kompleks Şeker (MCD)'li tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (İkinci Fiziksel Ortam)	49



TABLULAR DİZİNİ

Tablo 2.1. Toprak numunelerinin fiziksel ve kimyasal özellikleri	14
Tablo 2.2. Antalya traverten platosu üzerinden alınan örtü toprağın majör ve iz element konsantrasyonları.....	15
Tablo 2.3. Karbonatlı toprağın mineral faz dağılımı ve majör oksit kimyası	16
Tablo 2.4. Birinci fiziksel ortam heterojenlik deney koşulları.....	20
Tablo 2.5. Birinci fiziksel ortam heterojenlik deney koşulları (MCD ve su)	22
Tablo 2.6. İkinci fiziksel ortam heterojenliğin yansıtıldığı deney koşulları (SDS ve su)	24
Tablo 2.7. İkinci fiziksel ortam heterojenliğin yansıtıldığı deney koşulları (MCD)	25

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

~	: Yaklaşık
Al	: Alüminyum
Al ₂ O ₃	: Alüminyum oksit
As	: Arsenik
C	: Konsatrasyon
Ca	: Kalsiyum
CMC	: Kritik misel konsantrasyonu
Co	: Kobalt
Co	: Başlangıç konsantrasyonu
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
DCE	: Dichloroethene
DNAPL	: Dense non-aqueous phase liquids
Fe	: Demir
HPCD	: Hydroxypropyl-beta-cyclodextrin
ISCF	: Yerinde kimyasal yıkama teknolojisi
J	: Kütle akışı
K ₁	: Hidrolik iletkenli değerleri
K	: Potasyum
K ₂ O	: Potasyum oksit
LNAPL	: Light non-aqueous phase liquids
M	: Kaynak zonu kütlesi
MCD	: Metil beta halkalı şeker
Mesh	: Bir elekten geçebilen en büyük parça ölçüsü
MFR	: Kütle Akış Azalımı
MFR-MR	: Kütledeki akış-azalımına karşılık gelen kütle giderimi ilişkisi
mg/L	: Miligram/litre
Mg	: Magnezyum
MgO	: Magnezyum oksit
Mn	: Manganez
MR	: Kütle giderimi
n	: Kütle akış azalımı/kütle giderim ilişkisi
Na	: Sodyum
Ni	: Nikel
O.C	: Organik karbon
P	: Fosfor
Pb	: Kurşun
PCE	: Perchloroethylene
PFBA	: Trasör deney
pH	: Hidrojen gücü
Ppm	: Milyonda bir
PV	: Fiziksel ortam içerisinde akan suyun yenilenme süresi
S	: Kükürt (Sülfür)

SDS	: Sodyum dodeksil sülfat
SiO ₂	: Silisyum dioksit
SO ₃	: Kükürt trioksit
Sr	: Stronsiyum
TCE	: Trikloretilen
Ti	: Titanyum
XRD	: X-Işını difraktometresi
XRF	: X-Işını floresans spektrometresi
Zn	: Çinko
µg/L	: Mikrogram/litre
µm	: Mikrometre

Kısaltmalar

EPA	: Environmental Protection Agency (Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı)
KOÜ	: Kocaeli Üniversitesi
NAVFAC	: Naval Facilities Engineering Command (Deniz Tesisleri Mühendislik Komutanlığı)
TÜBİTAK	: Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu

TCE KAYNAK ZONLARININ YÜZEY AKTİF MADDE (SDS) VE KOMPLEKS ŞEKERLİ (MCD) YERİNDE YIKAMA TEKNOLOJİSİ İLE ISLAHININ İNCELENMESİ

ÖZET

Trikloroetilen (TCE) yeraltı suyu akifer sistemlerinde en çok gözlenen klorlu organik bileşiklerden biri olup kanserojen etkisinden ötürü insan sağlığı için ciddi tehlike oluşturmaktadır. Bu bileşikler yeraltına genellikle DNAPL olarak girerek genel olarak matriks ve akiferlerin tabanını oluşturan kil ya da ana kaya içerisinde (çanak) yüksek doygunlukta depolanarak uzun süreli çözünmüş faz kirletici kaynağı üretmektedir. Yerinde kimyasal yıkama (ISCF) teknolojisi organik kirleticilerin yeraltından uzaklaştırılması için kullanılan önemli ıslah tekniklerindedir. Çalışmanın amacı; akifer sistemlerin tabanında depolanmış yüksek doygunluktaki DNAPL kütlelerinin yüzey aktif madde (Sodyum dodesil sülfat) ve kompleks şeker (Metil beta halkalı şeker) ile yıkılarak ıslah performansının değerlendirilmesidir. Çalışmanın diğer bir ana hedefi de DNAPL kaynak zonların homojen olmayan dağılımı ve çözündürme ajan koşullarının kütle giderimi/kütle akısı azalımı ilişkisi üzerine olan etkisinin incelenmesidir. Kimyasal yıkama ajanlarıyla (SDS ve MCD) heterojen sistemlerde depolanan TCE kaynak zonları büyük oranda ıslah edilmesine rağmen, fiziksel ortam heterojenliği geniş ölçekte aşamalı TCE konsantrasyon davranışı sergilemiştir. Sonuçlara göre, yıkamanın ilk anlarında organik kirletici hidrolik olarak elverişli zonlardan (matriks) gelirken, geç zamanlarda yüksek doygunluktaki hidrolik olarak elverişli olmayan zonlardan (çanak) gelmektedir. Ayrıca, DNAPL kaynak zonlarının dağılımı, doygunluğu, fiziksel ortam heterojenliği, yıkama ajanı türü ve konsantrasyonları belirgin bir şekilde ıslah performansına etki etmiştir. Sonuç olarak, bu çalışmadan elde edilecek sonuçlar, ulusal ve uluslararası alandaki önemli bilgi eksikliğine katkıda bulunacak ve arazi uygulamalarının geliştirilmesine yardımcı olacaktır.

Anahtar Kelimeler: DNAPL, MCD, SDS, Trikloroetilen, Yerinde Islah.

INVESTIGATION OF IN-SITU REMEDIATION PERFORMANCE OF TCE SOURCE ZONES USING SURFACTANT (SDS) AND CYCLODEXTRIN (MCD)

ABSTRACT

Contamination of groundwaters by chlorinated solvents such as trichloroethylene (TCE) is a widespread problem around the world and causes serious threat for human health due to being human carcinogen. Chlorinated solvents generally enter the subsurface as dense non aqueous phase liquids (DNAPL) and accumulation generally occurs in aquifers where the DNAPL mass is most likely pooled at the bottom of aquifers and become a long-term aqueous phase source zone for groundwater contamination. In situ immobilization or remediation of DNAPL source zones in such systems is crucial for protecting aquifer systems having significant groundwater potential. In situ chemical flushing (ISCF) is groundwater remediation technique used to remove organic pollutants from the subsurface environment. The objective of the project is to test the enhanced-reagent (SDS and MCD) flushing performances for the specific scenario of DNAPL sources trapped in heterogeneous aquifer media. A complementary objective of this study is to investigate the impact of non-uniform distribution of DNAPL source zones, enhanced reagents (surfactant, cyclodextrin and water) on mass-flux reduction/mass-removal behavior relationships. Although, high fractions of TCE source zones in heterogeneous porous media were removed by chemical flushing (SDS and MCD), heterogeneous system exhibited an extended multi-step TCE concentration behavior. The results emphasized that in the early stage, some portion of organic liquid is hydraulically accessible (matrix) whereas the later stage of mass removal was controlled by the more poorly-accessible mass (pool) associated with higher-saturation zones. Our results also showed that the distribution and the emplacement of organic liquid, flow-field heterogeneity, flushing solution and its concentration significantly influence on remediation effort. It was postulated that DNAPL source zones resided in heterogeneous porous media could be remediated successfully with SDS enhanced permanganate oxidation due to fast dissolution and oxidation. As a result, the performance of technology depends on the site characteristics which are critical to characterize effective DNAPL remediation strategies for contaminated sites.

Keywords: DNAPL, MCD, SDS, Trichloroethylene, In Situ Remediation.

GİRİŞ

Önemli klorlu solventler gruplarından olan Trikloroetilen (TCE) genellikle yeraltında saf faz (DNAPL) olarak bulunup büyük hacimde yeraltı suyu kirliliğine neden olmaktadır. DNAPL kaynak zonların ıslahında uzun yıllar boyunca uygulanan ‘‘Pompala ve Arıt’’ teknolojisinin yetersiz performansı alternatif yeni teknolojilerin üzerinde durulmasına neden olmuştur. Kimyasal yıkama teknolojisi DNAPL kaynak zonların yerinde ıslah edilmesinde kullanılan en önemli ve geliştirilmekte olan yöntemlerden biridir. Kimyasal yıkama teknolojisi ile yüzey aktif madde, kosolvent ve kompleks şeker gibi çözünmeyi hızlandırıcı ajanlar kullanılarak etkin bir ıslah sağlanmaktadır.

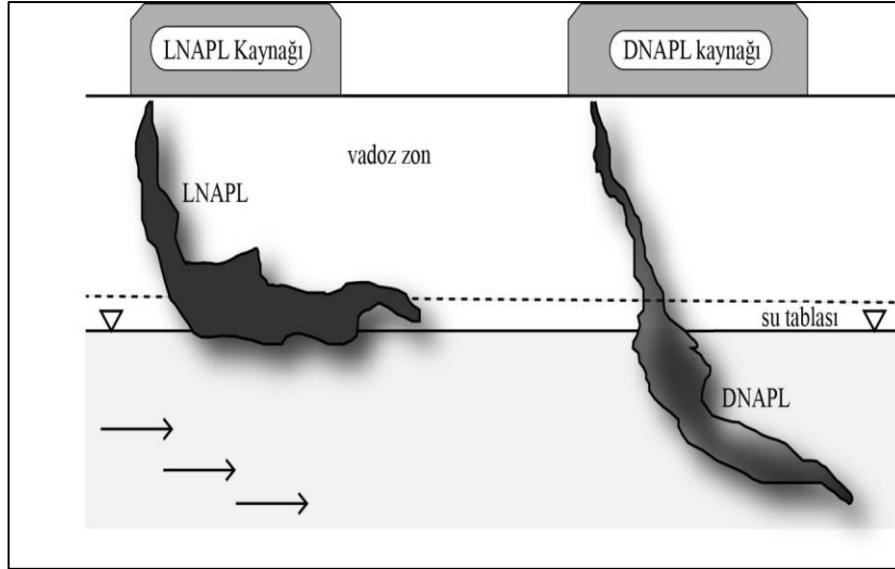
Çalışma kapsamında heterojen jeolojik sistemlerde depolanmış olan önemli klorlu solventlerden DNAPL TCE kaynak zonların yerinde kimyasal yıkama ile ıslah edilmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda yıkama ajanı olarak kompleks şeker ve yüzey aktif madde seçilerek karşılaştırmalı olarak ıslah etkinliği incelenmiştir. Yüzey aktif madde olarak sodyum dodesil sülfat (SDS) ve kompleks şeker olarak metil-halkalı şeker (MCD) kullanılmıştır. Ayrıca, ‘‘Pompala ve Arıt’’ Teknolojisini temsilen kontrol amaçlı olarak saf suyla bazı deneyler tekrar edilerek yüzey aktif madde (SDS) ve kompleks şeker (MCD) sonuçlarıyla göreceli olarak karşılaştırılmıştır.

Çalışmanın amaçları doğrultusunda bir seri 2 boyutlu tank deneyleri yürütülmüştür. Bu deneylerde matriks ve düşük geçirgenlikteki havuzcularda depolanan DNAPL TCE kaynak zonların ıslahı incelenmiştir. Elde edilen sonuçlarla, jeolojik sistemlerde depolanan DNAPL TCE kaynakzonların insan ve çevre sağlığı için büyük riskler oluşturması, yaşanılacak çevresel kirliliklerin büyük sorunlar yaratması sonucu bu gibi benzer çalışmaların üzerinde uzun vadede durulmasının önemini arttırmıştır.

1. GENEL BİLGİLER

1.1. Suyla Karışmayan Sıvı Faz (NAPL) Türleri

Suya karışmayan sıvı faz (NAPL) kirletici grupları önemli organik kökenli kirletici grubu olup yoğunluklarına göre LNAPL veya DNAPL olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır. Sudan daha az yoğun olanlar LNAPL (Light non-aqueous phase liquids), daha yoğun olanlar ise DNAPL (Dense non-aqueous phase liquids) olarak adlandırılmaktadır. LNAPL'lar sudan daha az yoğun oldukları için yeraltına doğru hareket etmezler ve genellikle yüzmeye eğiliminde olup yeraltı suyu akışına bağlı olarak yayılmaktadır (Şekil 1.1.). LNAPL türü kirletici gruplarına benzin ve tolüen örnek olarak verilebilmektedir. Yaşanan çevresel felaketlerde LNAPL ile kirlenen bölgelere örnek olarak 2010 Meksika Körfezi'nde meydana gelen petrol sızıntısı, 2017 yılında Kocaeli Dilovası İlçesi'nde bulunan bir limandan sızan yakıtın denizde kirliliğe yol açması gibi güncel örnekler verilebilmektedir (URL 1, URL 2).

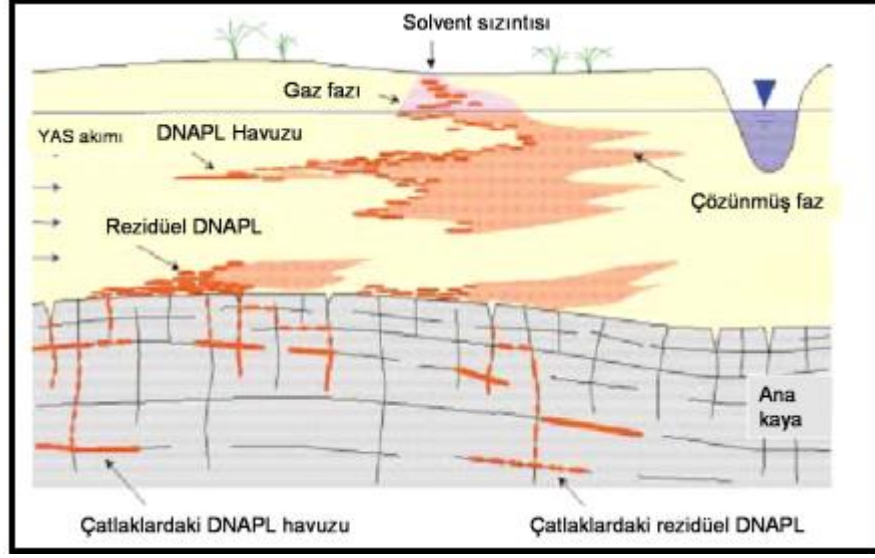


Şekil 1.1. LNAPL ve DNAPL kirletici gruplarının yeraltındaki hareketi (Ramadas, Ojha ve Govindaraju, 2015)

NAPL türü kirletici grupları ise suya göre daha yoğun olduğu için yerçekimi etkisi ile yeraltına doğru geçirimsiz bir tabaka ile karşılaşınca kadar düşey yönde hareket

ederler (Pankow ve Cherry, 1996). Klorlu solventler önemli DNAPL kirletici gruplarından olup metal sanayinde ve havacılıkta yağ çözücü, kuru temizlemede ve elektronik sanayi gibi birçok alanda kimyasal solvent olarak kullanılmaktadır. Trikloroetilen (TCE) yeraltı suyu akifer sistemlerinde en çok gözlenen klorlu organik bileşiklerden biridir. TCE'nin sudaki çözünürlüğü çok düşük olmasına rağmen (~1300 mg/L), içme suyundaki mücade edilen sınır değeri (5 µg/L) ile karşılaştırıldığında göreceli çözünürlüğü oldukça yüksektir. Klorlu solventler yeraltına çoğunlukla DNAPL (Dense non-aqueous phase liquids) olarak girerler. Dolayısıyla, yeraltında çok az miktarlarda bulunsalar dahi, çözünmüş faz TCE üretme potansiyeline sahip olup, büyük hacimlerde yeraltı su kütlelerini kirletme riski oldukça yüksektir. DNAPL'ların yeraltındaki hareketi DNAPL miktarına, özelliğine, fiziksel ortam özelliklerine ve akım koşullarına bağlıdır (Feenstra ve Cherry, 1988).

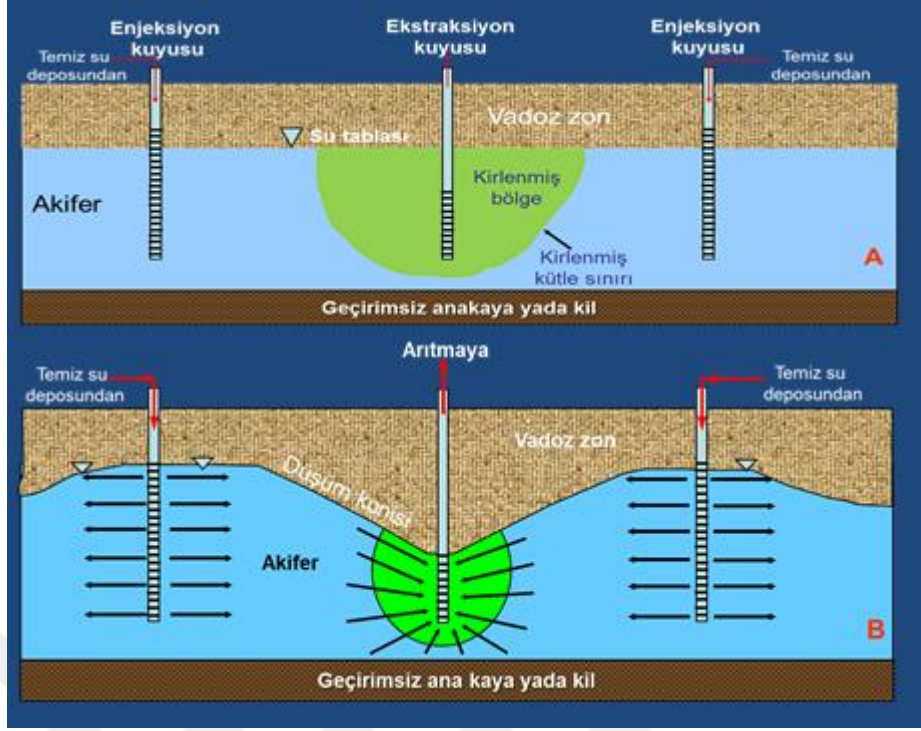
Yeterli miktarda DNAPL mevcudiyetinde, su tablasından aşağıya doğru geçirgenliği düşük bir katmanla karşılaşınca kadar göç eder (Mercer ve Cohen, 1990). Doymun zonda DNAPL kütlelerinin bir kısmı suda çözünmeye başlarken bir kısmı ise matriks içerisinde (küçük gözeneklerde) hapsolarak hareketsiz kalabilir. Geri kalan kısmı ise yeraltı suyu akifer sistemlerin tabanını oluşturan geçirimsiz kil ya da ana kaya içerisindeki çatlaklarda veya üzerinde depolanmaktadır. Bu kütleler özellikle bu noktalarda yüksek doymunlukta DNAPL kütleleri (pool) oluşmasına olanak sağlayarak, uzun vadede yeraltı su kaynakları için potansiyel risk oluşturmaktadır (Şekil 1.2.). Özellikle, akifer tabanındaki bu zonlarda depolanan yüksek doymunlukta DNAPL kütlelerinin (pool) yayılımını kontrol altına alacak ya da temizleyecek teknolojilerin uygulanması oldukça önemlidir.



Şekil 1.2. DNAPL kirletici grubunun yeraltındaki dağılımı (Pankow ve Cherry, 1996)

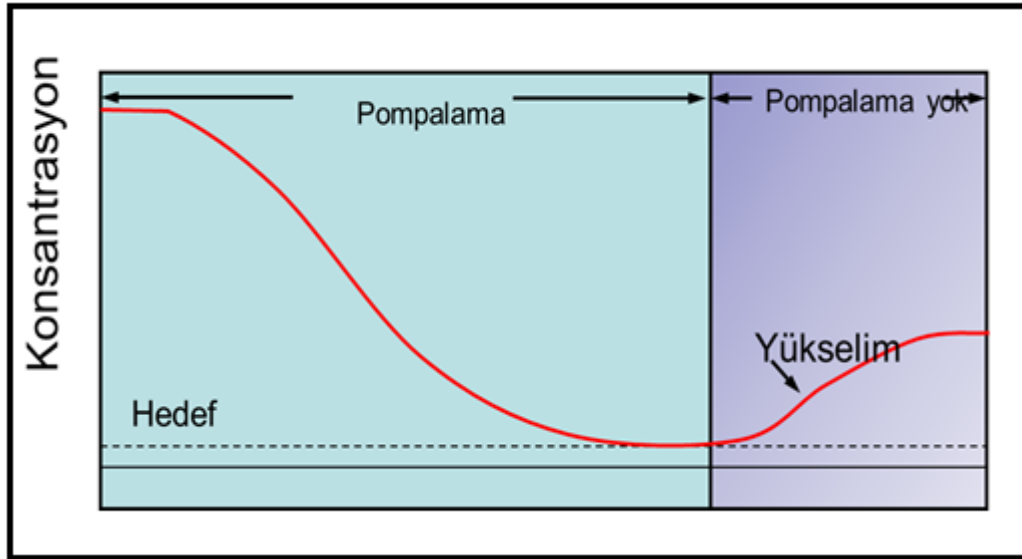
DNAPL'lar ile kirlenmiş akiferlerin temizlenmesinde yıllarca geleneksel pompala ve arıt (pump and treat) teknolojisi uygulanmıştır.

Pompala ve arıt teknolojisinin çalışma prensibi Şekil 1.3.'te şematik olarak belirtilmiştir. Bu yöntem ile kirlenmiş bölge belirlendikten sonra, kirlenmiş bölgenin içerisinde bir pompaj kuyusu açılmaktadır. Daha sonra belirli aralıklarla, temiz suyun pompalanacağı kirlenmiş bölgenin dışında iki ya da daha fazla sayıda enjeksiyon kuyuları açılmaktadır. Kirlenmiş su çekilip yüzeyde arıtıldıktan sonra enjeksiyon kuyuları vasıtasıyla yeraltına pompalanmaktadır (Şekil 1.3.). Su çekimi sonrası yapılan ıslah işlemi ve enjeksiyonu ile kirlenmiş suyun akifer içerisinde uzaklaştırılması sağlanmaktadır. Bu işleme periyodik olarak kirletici konsantrasyonu hedeflenen değere ulaşana kadar devam edilir. Hedeflenen kirletici konsantrasyonuna erişildikten sonra sistem durdurulur. Şekil 1.4.'te görüldüğü gibi alınan su örnekleri periyodik zaman aralığında analiz edilir.



Şekil 1.3. Pompala ve Arıt Teknolojisi Şeması (Akyol vd., 2014)

Şekil 1.4.'te görüldüğü gibi, bazı sahalarda, pompala ve arıt teknolojisi ile kirletici kütlesinin derişimi hızlı bir şekilde azalmasına karşın, arıtma işlemi sonlandırıldıktan belirli zaman sonra DNAPL çözünmesinden (dissolüsyon) ötürü yeraltı suyu çözülmüş faz konsantrasyonunda tekrardan bir artış görülebilmektedir (EPA, 1989, 1994, 2004; Dettmers vd., 2006; Brusseau vd., 2007; Dickson ve Stenson, 2011). Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre, organik kirletici kütlesinin saf fazdan çözülmüş faza geçiş kinetiğinin çok yavaş olması, kirliliğin pompala ve arıt gibi yöntemlerle temizleme süresini uzatmakta ve DNAPL kütlesini ortamdaki tamamen uzaklaştırmak için oldukça yüksek hacimlerde su ile yıkama gerektirmektedir (Kim ve Chrysikopoulos, 1999; Mckay vd., 2000).

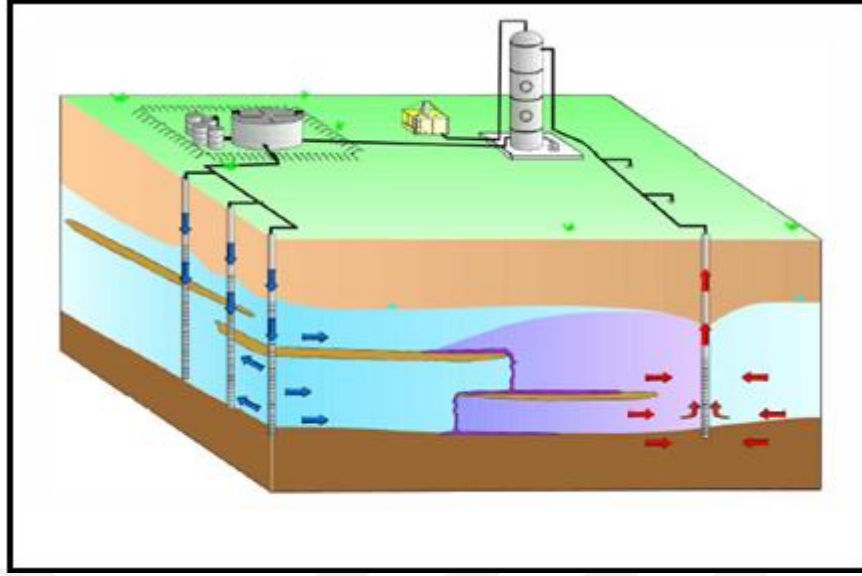


Şekil 1.4. Pompala ve Arıt Teknolojisi uygulanan kuyudaki kirleticinin zaman-konsantrasyon grafiği

Bu durum 'pompala ve arıt teknolojisinin' yeraltı sularında DNAPL kirliliğinin temizlenmesindeki performansının zayıf olduğunu işaret etmiş ve alternatif arıtma teknolojilerinin geliştirilmesi gerekliliğini doğurmuştur (NRC, 1994).

1.2. Yerinde Kimyasal Yıkama Teknolojisi (ISCF)

Yerinde kimyasal yıkama teknolojisi (ISCF), akiferlerin kaynak zonlarındaki DNAPL kütlelerini uzaklaştırmada kullanılan önemli ıslah teknolojilerinden biridir. Yıkama solüsyonunun kirlenmiş akifer zonuna enjeksiyonunu takiben eğim aşağı lokasyonlarda yeraltı suyunun çekimine dayanan bir teknolojidir (Şekil 1.5.). Bu teknolojiye yüzey aktif madde, alkol, kosolvent yada kompleks şekerler gibi kimyasalların suya ilavesi ile DNAPL'ların çözünürlüğü artırılarak ve yüzey gerilimi azaltılarak su ile yıkamaya göre daha etkin bir uzaklaştırma sağlanmaktadır (Boving ve Brusseau, 2000; Tick vd. 2003; Tick ve Rincon, 2009; Difilippo vd. 2010; Akyol vd. 2013; Javanbakht ve Goual, 2016; Wu vd. 2016).



Şekil 1.5. Yerde kimyasal yıkama teknolojisinin şematik gösterimi (NAVFAC, 2002).

Yüzey aktif maddeler hidrofobik (suyu sevmeyen) ve hidrofilik (suyu seven) kısımlarından oluşan bileşikler olup belirli konsantrasyonlarda (CMC) miseller oluşturarak, hedef kirleticinin çözünürlüğünün artmasına ve yüzey geriliminin azalmasına neden olurlar (Şekil 1.6.). Bu esnada DNAPL kütlesinin çözünmüş faza olan geçiş (dissolüsyon) ve toprak ortamından geri-bırakım (desorpsiyon) davranışının hızlanması ile gözenekli ortamda hapsolmuş olan DNAPL kütlesinin ortamdaki çözünerek uzaklaşmasına olanak sağlamaktadır (Boving ve Brusseau., 2000).

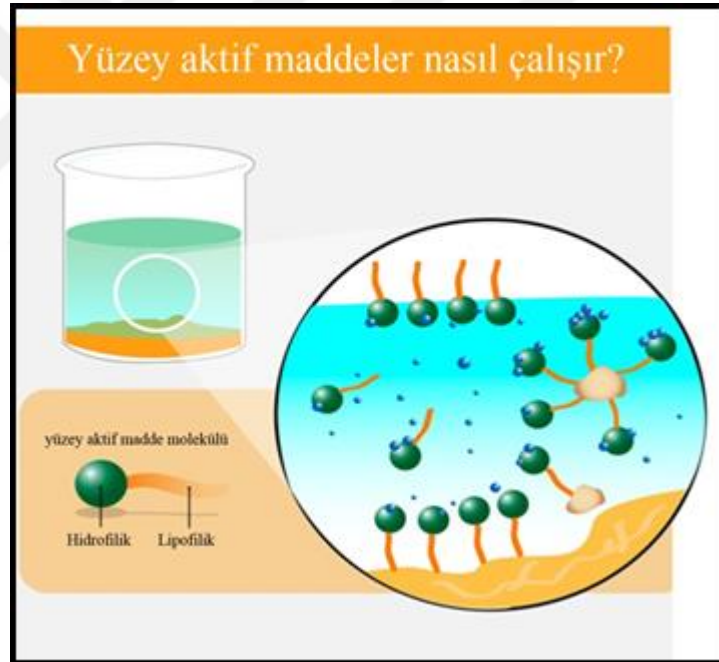
Yüzey aktif maddeler anyonik, katyonik, non-iyonik (iyonik olmayan) ve amfoterik olmak üzere dört başlıkta incelenir. Bağlanma şekillerine, suyu seven sevmeyen kısımları yapılarına ve bağlanma şekillerine göre alt sınıflamalar yapılabilir (Clint., 1992).

Anyon aktif veya anyonik madde; sulu çözeltide molekülün büyük ve efektif olan kısmının anyon olarak bulunmasına denir. Karboksilatlar sülfatlar, sülfonatlar, alkil aromatik sülfon asitler, karışık anyonik hidrofil gruplar bu grubun alt başlıkları olarak tanımlanır. Karboksilatlar ve sülfonatlar en yaygın olan yüzey aktif maddelerdendir (Baykut ve Biran, 1996). Anyonik yüzey aktif maddelere dodeksil sülfat, sodyum tuzu ve SDS örnek verilebilir (Harvell 2012).

Amin ve kuarterner amonyum bileşiklerinin tuzları katyonik yüzey aktif maddelerdir. Katyonik yüzey aktif maddeler maliyet açısından uygun olmadıkları için çok fazla tercih edilmemektedirler (Clint., 1992).

Çözünürlüğü sıcaklık ile azalan özelliğine sahip yüzey aktif maddeler, noniyonik yüzey aktif maddeler olarak adlandırılır. Suyu seven kısımlarının boyutu noniyonik yüzey aktif maddelerin çözünürlüğünü etkiler (Baykut ve Biran, 1996).

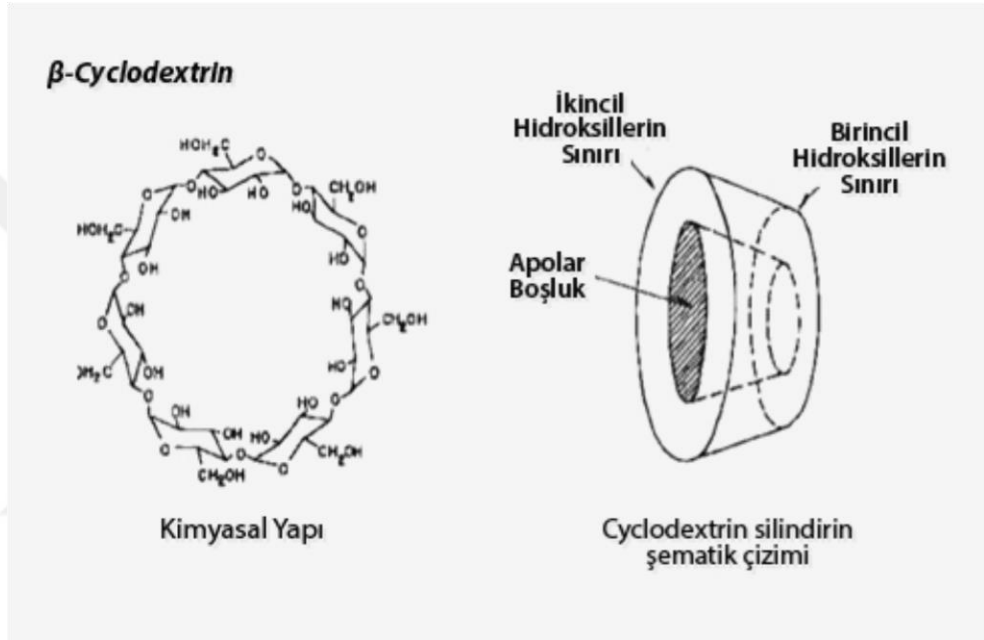
Amfoterik yüzey aktif maddeler anyonik ve katyonik gruplar içerir, yüksek pH'lara maruz kaldıklarında anyonik aksi durumlarda katyonik özellikler gösterirler. Su sertliği, iyonik kuvvet ve pH gibi etkenler yüzey aktif maddelerin kullanımını engeller, bu koşullarda amfoterik yüzey aktif maddeler kullanılabilirler (Baykut ve Biran, 1996).



Şekil 1.6. Yüzey aktif madde molekülü ve çalışma prensibi (URL 3)

Yüzey aktif maddelerin haricinde yıkama kimyasalı olarak kullanılan kompleks şekerler; yapı itibariyle halkaya benzeyip hidrofobik iç kısımdan ve hidrofilik dış kısımdan oluşmaktadır (Şekil 1.7.). Polar olmayan iç kısım PCE, TCE ve DCE gibi moleküllerle kompleks oluşturmaktadır (Harvell, 2012).

Kompleks şekerler ıslah ajanı olarak bazı avantajlara sahiptir. Çevreye zararsız olması nedeniyle, yeraltına enjeksiyonu sonucunda problem oluşturmaz. Ayrıca akifer malzemesine ve DNAPL fazındaki kütleye tutunmaz, çökelmez ve yeraltına uygulandıktan sonra kolaylıkla uzaklaştırılabilmektedir (Harvell, 2012). Kompleks şeker molekülleri akifer ortamının hidrolik iletkenliğinde değişime neden olmazken, pH ve iyonik güçteki değişikliklerden etkilenmemektedir (Wang ve diğ, 1993; McCray ve diğ. 1998).



Şekil 1.7. Kompleks şekerin kimyasal yapısı.

Literatürde özellikle yüzey aktif madde ve kompleks şekerlerin kullanıldığı bazı çalışmalar mevcuttur. Ancak, yüzey aktif madde ve kompleks şekerlerin heterojen ve doğal jeolojik sistemlerde depolanmış olan DNAPL kaynak zonların ıslah performanslarına yönelik uygulamaları sınırlıdır. Konu ile ilgili şu ana kadar yapılmış olan çalışmalar aşağıda sıralanmıştır.

Boving ve Brusseau., (2000); 1 boyutlu kolon deneyleriyle 7 adet yıkama kimyasalını (2 yüzey aktif madde, 2 kompleks şeker, alkol, hümik madde ve saf su) uygulayarak homojen kum içerisinde depolanmış olan DNAPL TCE (Sn:% 10-20) kütlelerinin ıslah performansını incelemiştir.

Sonuç olarak tüm ajanların performansı saf suya göre oldukça iyi oranda gözlemlenirken özellikle kütle uzaklaştırma bazında SDS yüzey aktif maddenin başarısı daha ön plana çıkmıştır.

Tick ve Rincon., (2009); Boving ve Brusseau (2000) ya göre daha düşük DNAPL doygunluk oranı (% 8-10) içeren 1 boyutlu kolon deneyleri ile homojen silis kumu içeren gözenekli ortam içerisinde depolanan DNAPL TCE kütlelerinin farklı yıkama ajanlarıyla (HPCD, MCD, Etil alkol, SDS ve saf su) ıslahının kütle akış azalımı/kütle giderimi ilişkisine olan etkisini test etmiştir. Çalışma neticesinde tüm çözünmeyi sağlayan ajanlar (HPCD, MCD, Etil alkol, SDS) saf suya göre hızlı bir şekilde DNAPL TCE kütlelerinin ıslah edilmesini sağlarken özellikle daha az çözündürme etkisi gösteren kompleks şekerler (HPCD ve MCD) daha ideal bir kütle akış/kütle giderim özelliği sergilemiştir.

DNAPL çözünmesi (dissolüsyon) ve DNAPL kütlelerinin depolandığı fiziksel ortamın durumu yüzey aktif maddeli “Yerinde kimyasal yıkama teknolojisi (ISCF)” metodunu yansıtan 2 boyutlu tank deneylerinin yürütüldüğü çalışmalarda da belirgin bir şekilde gözlenmiştir.

Diflippo vd., (2010) tasarladığı farklı boydaki kuvars kumlarından oluşturulan heterojen fiziksel ortamda, geçirimsiz birim üzerinde yer alan DNAPL fazındaki yüksek doygunluktaki TCE kütlelerinin, saf su ve Tween 80 ile test edildiğinde; fiziksel ortam özelliğinden ve çözünmenin kinetikle sınırlı olmasından dolayı ıslah performansı etkilenmektedir.

Akyol vd., (2013); yansıttığı 2 farklı fiziksel heterojenlikte SDS yüzey aktif maddesinin, DNAPL fazındaki TCE'nin dağılımının ve yıkama hızının ıslah performansına olan etkisini incelemiştir. Özellikle, fiziksel ortamın tabanını oluşturan geçirimsiz birim içerisinde yüksek doygunlukta depolanan TCE kütlelerinin (pool) ıslahı matrikse oranla daha yavaş ve uzun sürmekte olduğu belirlenmiştir. Bu gibi hidrolik olarak elverişli olmayan zonların mevcudiyetinden kaynaklanan ideal olmayan davranış, ortamda sadece saf suyun kullanıldığı, farklı tipteki doğal fiziksel ortam malzemelerinde de gözlenmiştir (Russo vd., 2009; Mahal vd., 2010).

Özetle, yukarıdaki çalışmalarda da bahsedildiği gibi yeraltı suyu akifer sistemlerinde depolanan kirletici kütlelerinin ıslahı üzerine yapılan çalışmalar çoğunlukla tek bir DNAPL türünden (TCE) oluşmaktadır. Farklı DNAPL türlerinin oluşturduğu DNAPL karışım kütlelerinin farklı yıkama ajanları ve saf su ile ıslahı ve bunun kütle akış azalımı/kütle giderimi ilişkisi ile ilgili yapılan çalışmalar oldukça sınırlıdır (D’Affonseca et al. 2008; Carroll and Brusseau 2009; Burke 2012; Tick ve diğ., 2015).

Tick ve diğ., (2015) dizayn ettikleri 2 boyutlu tank deneyleriyle homojen silis kumu içerisinde depolanmış olan DNAPL karışımının (TCE, PCE ve DCE) farklı türdeki yıkama ajanlarıyla (Yüzey aktif madde (SDS), kompleks şeker (HPCD) ve saf su) ıslah performansını ilk defa incelemiştir. Sonuç olarak kütle bazında SDS yüzey aktif maddesi, HPCD kompleks şekerine göre daha başarılı ıslah performansı göstermesine rağmen, her iki yıkama ajanı da ideale yakın kütle akış azalımı/kütle giderimi ilişkisi davranışı sergilemiştir.

Şu ana kadar yürütülen bu çalışmalardan elde edilen genel bilgiler, saf fazdaki (DNAPL) kütlelerin yüzde olarak ne kadar yok edildiği ya da uzaklaştırıldığı yönündedir. Özellikle saha çalışmalarında da görüldüğü gibi; DNAPL kütlelerinin fiziksel ortam içerisindeki doygunluğu, taşınımı, çözülmüş faza olan kütle transferi (dissolüsyon) ve tutunumunun yanı sıra yeraltı ortamının heterojenliği gibi özelliklerinden ötürü, bu tür bileşikler tamamen uzaklaştırmak çok zordur. Sonuç olarak; kirletici kütledeki akış-azalımına karşılık gelen kütle giderimi ilişkisi (MFR-MR), uygulanan ıslah teknolojisinin başarısını değerlendiren en önemli parametrelerden biridir. Kütle akış azalımı (MFR) ve kütle giderimi (MR) arasındaki ilişkinin karakterizasyonu, anlamı ve yorumlanması son yıllarda oldukça önemlidir. Özellikle, yıkama ajanlarının (yüzey aktif madde ve kompleks şeker) farklı heterojenlikteki doğal akifer ortamlarında depolanan DNAPL kütlelerinin (pool) ıslahı sırasında kütle akış azalımı/kütle giderimi (MFR-MR) ilişkisine olan etkisi ile ilgili bilgiler oldukça kısıtlıdır.

1.3. Çalışmanın Amacı

Tez kapsamında tasarlanan 2 boyutlu tank deneyleriyle, Yüzey aktif madde (SDS) ve kompleks şeker (MCD) çözündürme yöntemi ile heterojen jeolojik sistemlerin farklı noktalarında depolanmış DNAPL TCE kaynak zonların ıslah performansının değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Uygulanan yüzey aktif madde ve kompleks şekerli yıkama teknolojisinin etkinliğinin değerlendirildiği kütle giderimi/kütle akısı azalımı ilişkisi ayrıca incelenmiştir. Bu kapsamda; DNAPL kaynak zonlarının fiziksel ortam içerisindeki dağılımı, depolandığı fiziksel ortamın çeşitliliği, yıkama ajanlarının (SDS, MCD ve saf su) etkisi gibi faktörler detaylı bir şekilde laboratuvar ölçeğinde araştırılmıştır.

Çalışma kapsamında 2 farklı fiziksel ortam heterojenliği tasarlanmıştır. İlk deney setinde farklı boyuttaki kuvars kumları ile fiziksel heterojenlik yaratılırken, 2. deney setinde ise doğal gözenekli ortam kullanılarak ileri derecede fiziksel ortam heterojenliği tasarlanmıştır. Her deney setinde oluşturulan farklı fiziksel ortam heterojenliklerinin laboratuvar ve arazi uygulamalarına model olması amaçlanmıştır. Bu bağlamda, yeraltı sularında yaygın olarak gözlenen organik kirleticilerden DNAPL fazındaki trikloroetilen (TCE) model kirletici olarak seçilmiştir. Yüzey aktif madde olarak, daha önceki laboratuvar ve arazi ölçekli çalışmalarda bağımsız olarak kullanıldığı, hem ekonomik hem de başarılı ıslah performanslarından ötürü sodyum dodeksil sülfat (SDS), kompleks şeker olarak ise metil beta halkalı şeker (MCD) seçilmiştir.

2. MATERYAL VE METOD

2.1. Materyal

2.1.1. Fiziksel ortamların ve yıkama çözeltisinin özellikleri

Tank deneyleri ile farklı fiziksel ortam heterojenlikleri yansıtmak amacıyla düşük organik karbon içeriğine sahip (% O.C~0,05) silis kumları ve doğal karbonatlı toprak kullanılmıştır. Silis kumları Kocaeli Gebze'de faaliyet gösteren Santoz Sanayi Tozları San. Tic. Lim. Şti'den temin edilmiştir. Elde edilen kuvars kumları oluşturulmak istenen farklı fiziksel ortam heterojenliği oluşturması amacıyla elekten geçirilerek arzu edilen boyutlara getirilmiştir. Tank deneyleri kapsamında 2 farklı boyutta (359 µm (40/50 mesh) ve 172µm (70/100 mesh)) silis kumları kullanılmıştır. Bunlar içerisinde, 70/100 mesh geçirimsiz tabandan oluşan çanağı temsil ederken, 40/50 mesh kum ise geçirimli ortamı (matriks) temsil etmektedir. Silis kumların organik karbon içerikleri % 0,1 olarak belirlenmiştir.

Çalışmada kullanılan doğal toprak örnekleri karstik akifer özelliği gösteren Antalya traverten platosu üzerinden Antalya İli Topçular ilçesi civarından alınmıştır (Şekil 2.1). Alınan toprak örneği daha önce farklı çalışmalarda da fiziksel ortam olarak kullanılmıştır (Akyol, 2006; Yolcubal ve Akyol, 2007; Yolcubal ve Akyol, 2008; Akyol ve diğ., 2011; Akyol, 2012; Akyol ve Yolcubal, 2013; Akyol ve Turkkan, 2018). Doğal karbonatlı toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri Tablo 2.1, 2.2. ve 2.3.'te ve Şekil 2.2'de görülmektedir. Doğal toprak örneği yüksek oranda karbonat içeriğine (%96) ve orta derecede organik karbon (%1) içeriğine sahiptir. Traverten üzerini örten karbonatlı topraklar 2 mm'lik elekten geçirilerek ileri düzey fiziksel heterojenliği yansıtan tank deneylerinde fiziksel ortam olarak kullanılmıştır. Ayrıca, doğal karbonatlı toprak örneği uygun elekler yardımıyla >200 mesh boyutu haline getirilerek geçirimsiz tabanı (çanak) ve matriks içerisindeki geçirimsiz merccek yapısı oluşturulmuştur.



Şekil 2.1. Antalya iline bağlı Topçular mevkiinden alınan karbonatlı topraklardan bir görünüm (Akyol, 2012'den alınmıştır).

Tablo 2.1. Toprak numunelerinin fiziksel ve kimyasal özellikleri (Akyol, 2012)

Özellikler	Karbonatlı Toprak
Kum (%)	67,4
Silt (%)	29,5
Kil (%)	3,1
Etkin tane çapı, d_{10} (μm)	118,2
Spesifik yüzey alanı (m^2/g)	1,06
Tekstür	Kumlu Tın
Organik C içeriği (%)	0,97
PH	8,4

Karbonatlı toprağın ortalama tane çapı 118 µm, olup kötü boylanmalı ve kumlu tın tekstürüne sahiptir. Toprak alkalen karakterlidir (pH=8,4) ve orta düzeyde organik madde içermektedir (%1).

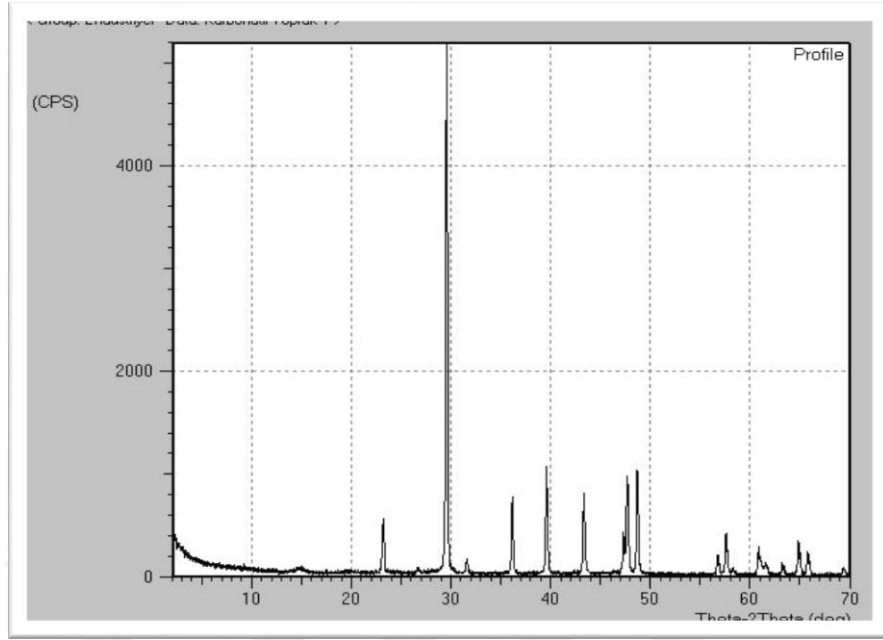
Tablo 2.2. Antalya traverten platosu üzerinden alınan örtü toprağın majör ve iz element konsantrasyonları (Akyol, 2012).

Karbonatlı Toprak	
Majör Elementler (%)	
Ca	33,6
Fe	0,24
Mg	0,32
Na	0,011
K	0,03
Al	0,23
P	0,019
Ti	0,003
İz Elementler (ppm)	
Cr	6,1
Cu	1,7
Pb	1,9
Zn	8
Ni	5,9
Co	0,7
Mn	50
Sr	275
As	5,8

Yapılan XRF ve XRD analizi sonucunda toprağın ana mineral bileşimi kalsit (% 96) olup az miktarda silika bulunmaktadır (Tablo 2.2. ve 2.3.).

Tablo 2.3. Karbonatlı toprağın mineral faz dağılımı ve majör oksit kimyası (Akyol, 2012)

Oksitler	Konsantrasyon (%)
MgO	0,58
Al ₂ O ₃	0,88
SiO ₂	2,12
SO ₃	0,18
K ₂ O	0,07
CaCO ₃	95,78
TiO ₂	0,04
MnO ₂	-
Fe ₂ O ₃	0,33
NiO	0,01



Şekil 2.2. Karbonatlı toprağın XRD paterni (Akyol, 2012)

Tank deneylerinde kullanılan tüm çözeltiler ultra saf su içerisinde hazırlanmıştır. Trikloroetilen doymun çözeltisi (~1300 mg/L) hazırlamak için, gerekenden fazla miktarda saf TCE kütlesi 48 saat süreyle saf su içerisinde karıştırılmıştır. Deneylerde trikloroetilen renksiz olduğu için Sudan IV ile karıştırılarak, deney sırasında trikloroetilen dağılımı ve giderimi ıslah esnasındaki dağılımı incelenmiştir. Sudan IV trikloroetilenle renk vermesi amacıyla kullanılmış, deneyler esnasında tank içerisinde hareketinin kolay belirlenmesini sağlamıştır. Model kirletici olarak trikloroetilen (TCE), ıslah ajanı olarak ise sodyum dodesil sülfat (SDS) ve Metil beta kompleks şeker (MCD) kullanılmıştır. Deneylerde kullanılan tüm ekipmanlar ve cam malzemeler her deney öncesi % 10'luk nitrik asit solüsyonunda bir gün bekletildikten sonra etil alkol ile yıkanıp saf su ile durulanmıştır.

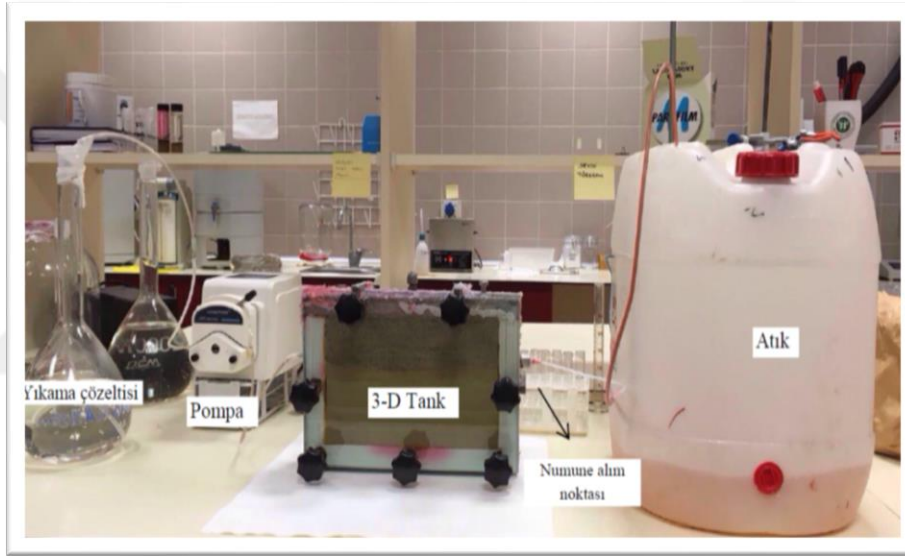
2.2. Metod

2.2.1. İki boyutlu tank deneyleri

Akifer sistemlerin tabanını oluşturan geçirimsiz birim ya da ana kaya üzerinde depolanan yüksek doygunluktaki DNAPL birikintilerinin laboratuvar ölçeğinde yüzey aktif madde (SDS) ve kompleks şeker (MCD) ile ıslah performansının değerlendirilmesi 2 boyutlu tank deneyleri ile amaçlanmıştır.

Deneyleerde kullanılan 2-D tank paslanmaz çelikten, ön yüzü ise DNAPL dağılımının ve oksidasyon reaksiyonlarının gözlemlenebilmesi için cam malzemesinden yapılmıştır (Boy:20 cm, En:30 cm, Kalınlık:5 cm).

Tankın üst kısmında sol, sağ ve orta noktasına farklı noktalardan DNAPL enjeksiyonuna olanak sağlayacak girişler yapılmıştır (Şekil 2.3). Tankın sol ve sağ yanına solüsyon giriş ve çıkışı sağlayacak enjeksiyon delikleri açılmıştır. Tankın iç kısmına enjekte edilen çözeltinin daha iyi yayılmasını sağlayacak paslanmaz çelik bir filtre (12 µm) yerleştirilmiştir. Tankın girişi paslanmaz çelik boruyla peristaltik pompaya bağlanırken, çıkışında ise bir örnek alma yapısı oluşturulmuştur.



Şekil 2.3. İki boyutlu tank deney düzeneği

Tank deneyleeri kapsamında fiziksel ortam heterojenliğini yansıtmak amacıyla farklı tane boyundaki silis kumları (40-50 mesh ve 70-100 mesh) ve doğal karbonatlı toprak gözenekli ortam malzemeleri olarak kullanılmıştır. Tüm deneyleer, tank suya doygun hale getirildikten ve duraylı akım koşulları sağlandıktan sonra yapılmıştır.

Suya doyurma işlemini takiben, fiziksel ortam içerisinde oluşan hidrodinamik akım koşullarını belirlemek amacıyla PFBA testi yapılmıştır. Bu test için 300 mg/L PFBA çözeltisi tanka enjekte edilmeye başlanmıştır. Tank çıkışındaki PFBA konsantrasyonu başlangıç konsantrasyonuna eşit olduktan sonra tank tekrar saf su ile yıkanarak PFBA sistemden uzaklaştırılmıştır.

Deneyden elde edilen PFBA değişim grafikleri (PV-C/Co) standart zamansal moment analizi yardımıyla incelenerek PFBA kütle dengesi ve gecikme katsayısı belirlenmiştir. 1 PV fiziksel ortam içerisinde akan suyun yenilenme süresidir. C/Co ise tank çıkışından alınan örneğin konsantrasyonunun (C) başlangıç konsantrasyonuna (Co) olan oranıdır.

Çalışma kapsamında; iki farklı fiziksel ortam heterojenlik tasarlanmıştır. İlk set deneyler için farklı boyuttaki kuvars kumları kullanılırken 2. set deneyler için doğal karbonatlı toprak fiziksel ortam malzemesi kullanılmıştır. Doğal fiziksel ortam olarak kireç içeriği oldukça yüksek (%96), orta derecede organik karbon içeren (%1) kumlu tın boyutundaki karbonatlı toprak kullanılmıştır. Deneylerde kullanılan malzemelerin hidrolik iletkenlik değerleri (K) Tabanı Delikli Kutu yöntemiyle 40-50 mesh, 70-100 mesh ve karbonatlı toprak için sırasıyla, 72 cm/saat, 7,2 cm/saat ve 27 cm/saat olarak belirlenmiştir. Tank deneyi çalışmalarındaki ıslah yıkama hızları literatürdeki diğer çalışmalara benzer bir gözenek suyu hız aralığında seçilmiştir (1-10 cm/saat) (Difilippo vd. 2010; Marble vd. 2010; Akyol vd. 2013). Tüm deneylerde DNAPL TCE enjeksiyonları) orta ya da sol delikten yapılmıştır.

Birinci fiziksel heterojenlikte; tankın alt kısmında geçirimsiz tabanı oluşturan ince taneli (70-100 mesh) çanağın üzerine matriksi temsil etmesi amacıyla daha iri taneli (40-50 mesh) kum eklenmiştir (Şekil 2.4). Silis kumlarından oluşturulan fiziksel heterojenlik ile TCE kaynak zonlarının yüzey aktif madde (SDS) ve kompleks şeker (MCD) ile yerinde ıslahı amacıyla toplam 7 adet SDS ve 4 adet MCD deneyleri yürütülmüştür (Tablo 2.4 ve 2.5).

Yüzey aktif maddenin (SDS) kullanıldığı ilk deneyde, tankın orta noktasından ince malzemeden (70/100 mesh) oluşan çanağın üzerine toplam 2,5 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenilmiştir. Bu süre sonunda, %10 SDS devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir.

İkinci deneyde ise, 1,25 ml DNAPL TCE tankın orta noktasından (70/100 mesh) çanağın üzerine enjekte edilip % 2,5 SDS ile yıkanmıştır.

Üçüncü deneyde, tankın orta noktasından ince malzemeden (70/100 mesh) oluşan çanağa toplam 0,5 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenilmiştir. Bu süre sonunda %5 SDS devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir.

Dördüncü deneyde ise, 0,5 ml DNAPL TCE tankın orta noktasından (70/100 mesh) çanağın üzerine enjekte edilip üçüncü deneyden farklı olarak 2 kat hızda %5 SDS ile yıkanarak yıkama hızının ıslah performansına olan etkisi incelenmiştir.

Beşinci deneyde ise, 0,5 ml DNAPL TCE tankın orta ve sol enjeksiyon deliklerinden yarı yarıya (70/100 mesh) çanağın üzerine enjekte edilip %5 SDS ile yıkanmıştır.

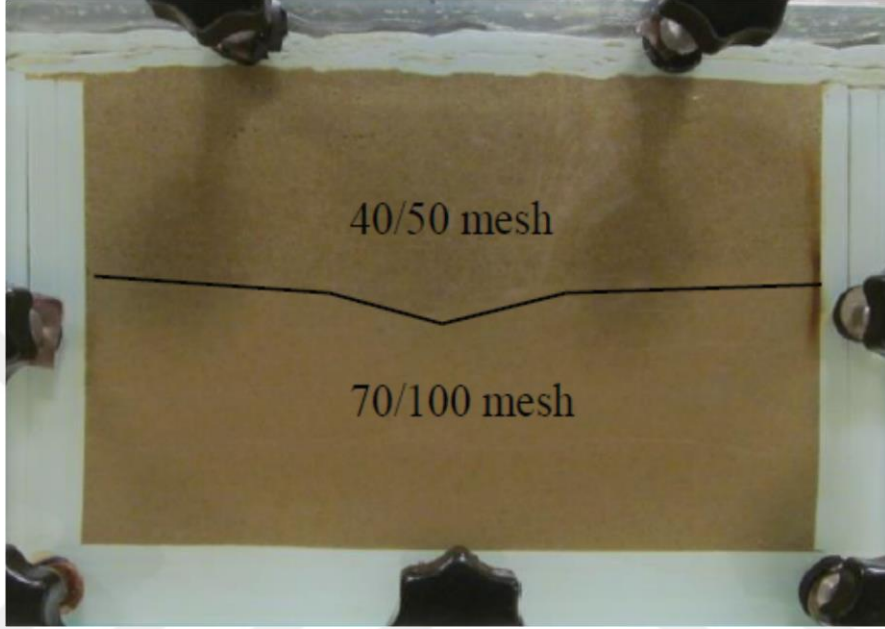
Altıncı deneyde ise, 0,25 ml DNAPL TCE tankın sol enjeksiyon deliklerinden (70/100 mesh) çanağın üzerine enjekte edilip %5 SDS, yedinci deneyde ise %2,5 SDS ile yıkanmıştır.

Yukarıda bahsedilen deneylerde tüm TCE tank içerisinden uzaklaştırıldıktan sonra SDS enjeksiyonu sonlandırılmıştır. Yaklaşık 3 günlük bekleme sonucunda tank saf su ile yıkanarak hem yüzey aktif maliyeti önlenmiş hem de hapsolan muhtemel TCE kaynak zonlarının uzaklaştırılması sağlanmıştır. Ayrıca, yüzey aktif maddenin sistemden atılması ile SDS (Sodyum dodeksil sülfat) kaynaklı sülfat ve sodyum gibi istenmeyen etkilerin görülmesi engellenmiştir.

Tablo 2.4. Birinci fiziksel ortam heterojenlik deney koşulları

3-D Tank deneyleri	Debi	Gerçek hız	Ajan türü	DNAPL doygunluğu	TCE ekleme noktası	TCE giderimi
	ml/dk	cm/saat	%	%	-	%
Deney 1	1,1	3,6	% 10 SDS	0,2	Tek nokta çanak	99,1
Deney 2	1,1	3,6	% 2.5 SDS	0,2	Tek nokta çanak	99,8
Deney 3	1,1	3,6	% 5 SDS	0,08	Tek nokta çanak	99,8
Deney 4	2,2	7,2	% 5 SDS	0,08	Tek nokta çanak	99,3
Deney 5	2,2	7,2	% 5 SDS	0,04+0,04	Tek nokta sol çanak+Tek nokta orta çanak	100,8
Deney 6	2,2	7,2	% 5 SDS	0,04	Tek nokta sol çanak	99,6
Deney 7	2,2	7,2	% 2.5 SDS	0,04	Tek nokta sol çanak	102,1

Birinci ve ikinci deney setlerinde yüzey aktif madde (SDS) ile yıkama ve yüzey aktif madde sonrası saf su ile yıkama sırasında TCE, pH, E.C, Na, SO4 zamana (PV) bağlı olarak ölçülerek ıslah performansına olan etkisi incelenmiştir. 1 PV fiziksel ortam içerisinde akan suyun yenilenme süresidir.



Şekil 2.4. Birinci fiziksel heterojenlik

Kompleks şekerin (MCD) kullanıldığı ilk deneyde, tankın orta noktasından iri malzemedan oluşan matrikse (40/50 mesh) toplam 2,5 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenilmiştir.

Bu süre sonunda, %5 MCD ile devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir. İkinci deneyde ise, 2,5 ml DNAPL TCE tankın orta noktasından (70/100 mesh) çanağın üzerine enjekte edilmiştir.

Üçüncü deneyde ise ikinci deneydeki fiziksel ortam koşulları sabit tutularak sadece farklı olarak % 10 MCD enjeksiyonu yapılmıştır.

Dördüncü deneyde ise; tankın orta noktasından 1,5 ml, sol noktadan ise 1 ml DNAPL TCE ince malzemedan oluşan (70/100 mesh) çanağın üzerine enjekte edildikten sonra % 10 MCD enjeksiyonu yapılmıştır.

Beşinci deneyde ise üçüncü deney setindeki enjeksiyon koşulları sağlandıktan sonra MCD yerine kontrol amaçlı su enjeksiyonu yapılmıştır.

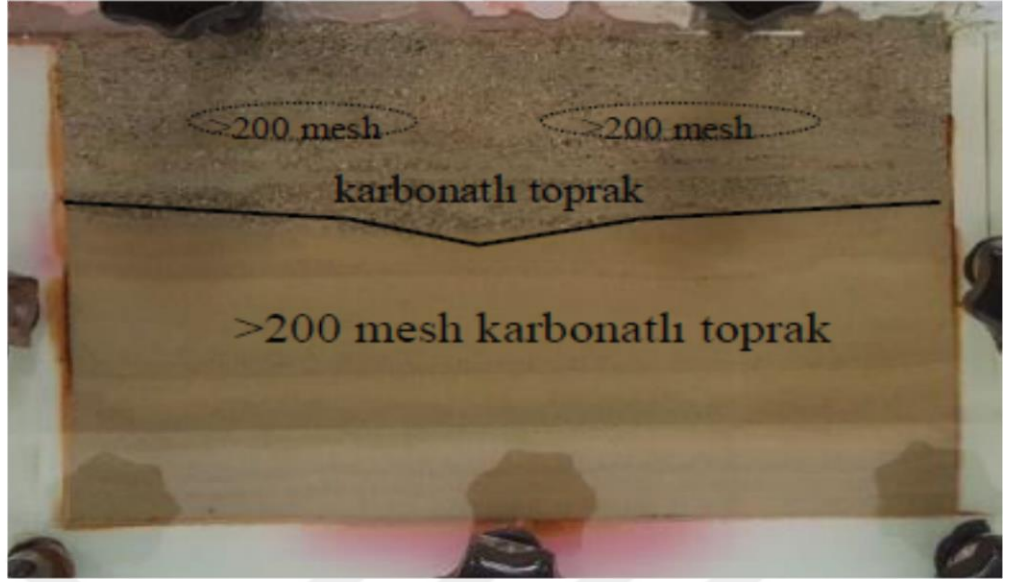
Bu deney seti ile DNAPL TCE kaynak zonlarının SDS ve MCD ile ıslah performanslarının ‘‘Pompala ve Arıt’’ teknolojisine göre etkinliği irdelenmiştir.

Tablo 2.5. Birinci fiziksel ortam heterojenlik deney koşulları (MCD)

3-D Tank deneyleri	Debi	Gerçek hız	MCD	DNAPL doygunluğu	TCE Ekleme Noktasi	TCE giderimi
	ml/dk	cm/saat	%	%	-	%
Deney 1	1,1	5,0	5	0,01	Tek nokta Matriks	99,5
Deney 2	1,1	5,0	5	0,01	Tek nokta çanak	102,1
Deney 3	1,1	5,0	10	0,01	Tek nokta çanak	101,4
Deney 4	1,1	5,0	10	0,01	İki nokta çanak	99,8
Deney 5	1,1	5,0	Kontrol	0,01	Tek nokta çanak	54,7

Çalışma kapsamında ileri derecede fiziksel ortam heterojenliği yaratmak amacıyla doğal toprak örnekleri kullanılmıştır. Bu kapsamda düşük geçirgenlikteki (200 mesh) elekten geçirilmiş ince taneli karbonatlı toprak tankın alt kısmına eklendikten sonra doğal karbonatlı toprak üzerine ilave edilmiştir (Şekil 2.5.). İleri derecede heterojenliği temsil etmesi açısından 2 adet >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan mercekle yapı oluşturulmuştur.

Tezin amacı doğrultusunda 2’si yüzey aktif madde (SDS), 4’ü kompleks şeker (MCD) ve biri su olmak üzere toplam 7 adet deney yürütülmüştür (Tablo 2.6 ve 2.7).



Şekil 2.5. İkinci fiziksel heterojenlik

Yüzey aktif maddenin (SDS) kullanıldığı ilk deneyde, tankın sol enjeksiyon deliğinden >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan merceğin ve orta delikten >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan çanağın üzerine yarı yarıya olmak üzere toplam 0,25 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenilmiştir. Bu süre sonunda, % 2,5 SDS devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir.

İkinci deneyde ise, 0,25 ml DNAPL TCE tankın orta noktasından çanağa enjekte edilip % 2,5 SDS ile yıkanmıştır. Yüzey aktif madde (SDS) ile yıkama ve yüzey aktif madde sonrası saf su ile yıkama sırasında TCE, pH, E.C, Na, SO₄ ölçülerek ıslah performansına olan etkisi ayrıca incelenmiştir.

Üçüncü deneyde ise 0,25 ml DNAPL TCE ikinci deneyde olduğu gibi orta enjeksiyon deliğinden >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan havuza enjekte edildikten sonra 48 saat beklenilmiştir. Daha sonra tank su ile yıkanarak TCE'nin çözünme potansiyeli incelenmiştir.

Bu deneylerin haricinde 4 adet kompleks şeker (MCD) ile deney yürütülerek kompleks şeker ile yüzey aktif madde ve su ile yıkama performanslarının karşılaştırılması hedeflenmiştir.

Tablo 2.6. İkinci fiziksel ortam heterojenliğin yansıtıldığı deney koşulları (SDS ve Su)

2-D Tank deneyleri	Debi	Gerçek hız	Ajan türü	DNAPL doygunluğu	TCE ekleme noktası	TCE giderim
	ml/dk	cm/saat	%	%	-	%
Deney 1	2	6,5	% 2,5 SDS	0,04	Sol mercek ve orta çanak	99,1
Deney 2	2	6,5	% 2,5 SDS	0,04	Tek nokta orta çanak	97,8
Deney 3	2	6,5	Kontrol	0,04	Tek nokta orta çanak	61,4

Kompleks şekerin (MCD) kullanıldığı ilk deneyde, tankın sol enjeksiyon deliğinden >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan merceğin ve orta delikten >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan çanağın üzerine yarı yarıya olmak üzere toplam 0,25 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenilmiştir. Bu süre sonunda, %5 MCD devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir.

İkinci deneyde ise, 0,25 ml DNAPL TCE tankın orta noktasından çanağa enjekte edilip % 5 MCD ile yıkanmıştır.

Üçüncü deneyde ise 0,25 ml DNAPL TCE birinci deneyde olduğu gibi >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan merceğin ve çanağın üzerine, dördüncü deneyde ise aynı hacimdeki DNAPL TCE ikinci deneyde olduğu gibi orta enjeksiyon deliğinden >200 mesh karbonatlı topraktan oluşan havuza enjekte edildikten sonra 48 saat beklenilmiştir.

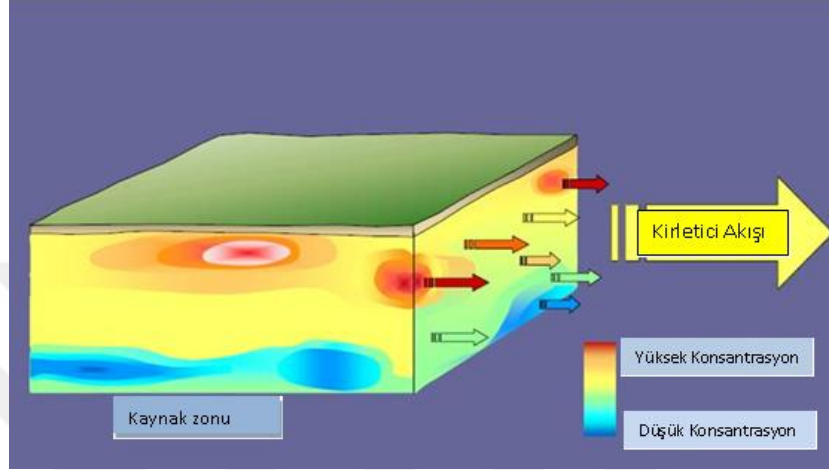
Üçüncü ve dördüncü deneyler kapsamında DNAPL TCE enjeksiyonları sonrası, sistem % 10 MCD ile devamlı olarak yıkanmıştır. Bu deneyler ile kompleks şeker uygulamasının heterojen jeolojik sistemlerde depolanan farklı DNAPL dağılımların ıslahına olan etkisi araştırılmıştır. Ayrıca, yüzey aktif madde kompleks şeker ve su ile yıkama performanslarını içeren farklı yöntemlerin karşılaştırılması için oldukça önemlidir.

Tablo 2.7. İkinci fiziksel ortam heterojenliğin yansıtıldığı deney koşulları (MCD)

Tank deneyleri	Debi	Gerçek hız	Ajan Türü	DNAPL Doygunluğu	TCE Ekleme Noktası	TCE Giderim
	ml/dk	cm/saat	%	%	-	%
Deney 1	2	6,5	% 5 MCD	0,002	Tek nokta sol mercek	98,7
Deney 2	2	6,5	% 5 MCD	0,008	Tek nokta çanak	99,1
Deney 3	2	6,5	% 10 MCD	0,008	Tek nokta sol mercek	99,5
Deney 4	2	6,5	% 10 MCD	0,009	Tek nokta çanak	101,2

2.2.2. Kütle akışı azalımı-kütle giderimi ilişkisi

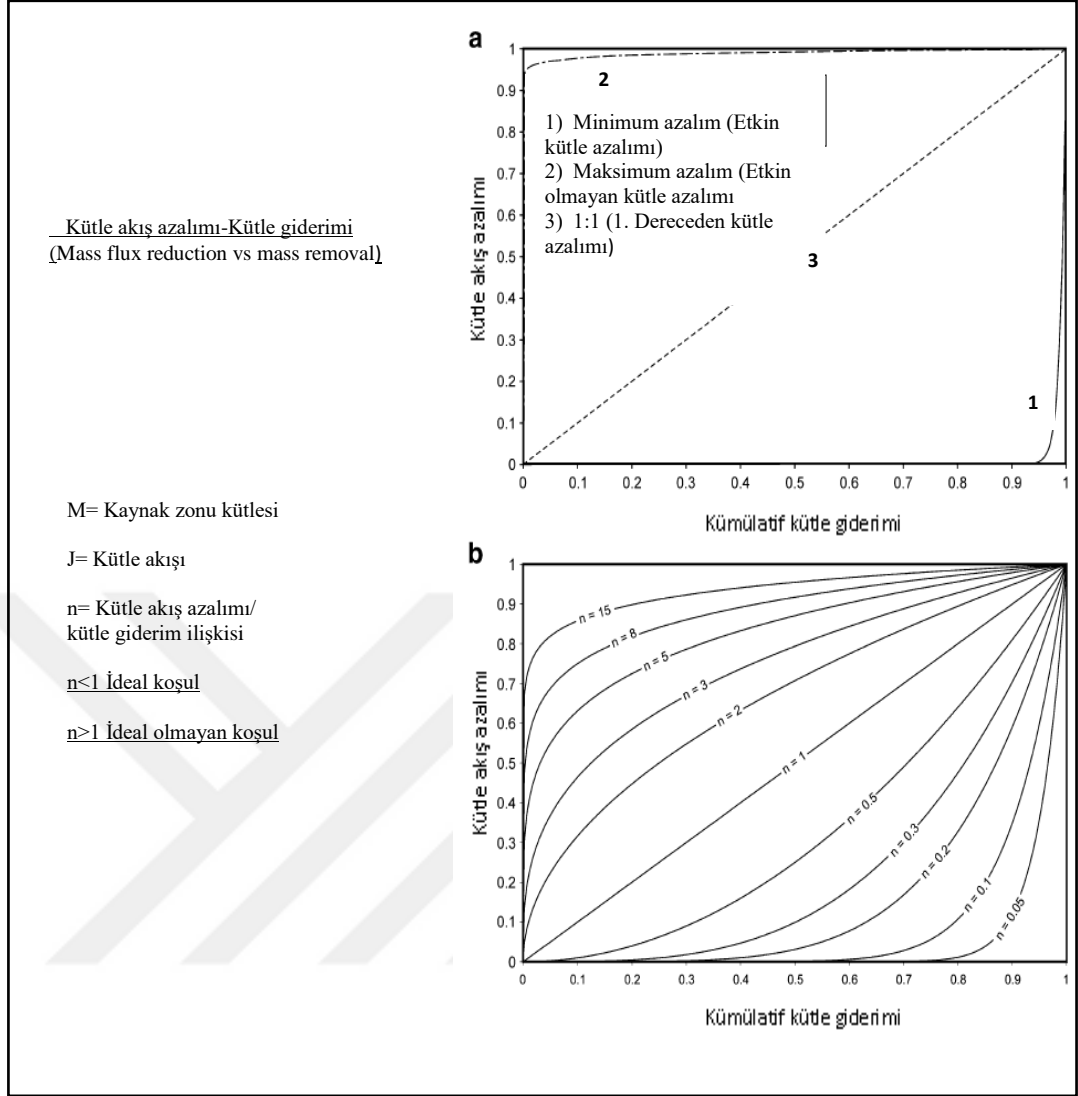
Kütle akışı, çözülmüş fazdaki kirletici kütesinin belirli düzlemden geçişini ifade eder. Kütle akışı kirletici kütlesi ve ortam debisi ile ilişkilidir. Kirleticinin kütle akışı temel kavramının kütle giderim parametresi ile olan ilişkisi uzun zaman önce tanımlanmıştır (Fried vd., 1979). (Şekil 2.6).



Şekil 2.6. Kütle akışı (J) kavramının şematik gösterimi (Akyol vd., 2011'den alınmıştır)

Şekil 2.7'de görüldüğü gibi, bu ilişki genel anlamda 3 farklı anlam taşımaktadır. İlkinde, sağ alttaki eğri yıkama davranışlarının ideal olduğunu DNAPL çözünümlünün ve diğer kütle transferlerin hızlı olduğunu ve tüm kirletici kütesinin akış halindeki yeraltı suyuna geçebildiğini göstermektedir. Bu durumda kaynak zonundan kirletici kütesinin uzaklaştırılması oldukça hızlı olup en arzu edilen durumdur. Kirletici derişimi tamamıyla azalmadan kütle akışında azalma gerçekleşmemektedir.

İkinci koşulda ise sol üstteki eğri sistemde kinetikle sınırlı ideal olmayan kütle transferlerinin (yavaş çözünme) mevcudiyetini göstermektedir. Bu durumda kütle az oranda uzaklaşmasına rağmen kütle akışı belirgin bir şekilde azalmaktadır. Üçüncü koşulda ise kütle akışı azalımı ve kütle giderimi ilişkisinin bire bir yani kütle transferinin 1. dereceden olduğunu göstermektedir. Fiziksel heterojenlik, DNAPL doygunluğu, dağılımı ve kütle transfer davranışının ve yıkama ajanlarının kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisine olan etkisi bazı laboratuvar ve arazi ölçekli çalışmalarda incelenmiştir. (Tick ve Rincon, 2009; Difilippo vd., 2010; Marble vd., 2010; Akyol vd., 2013).

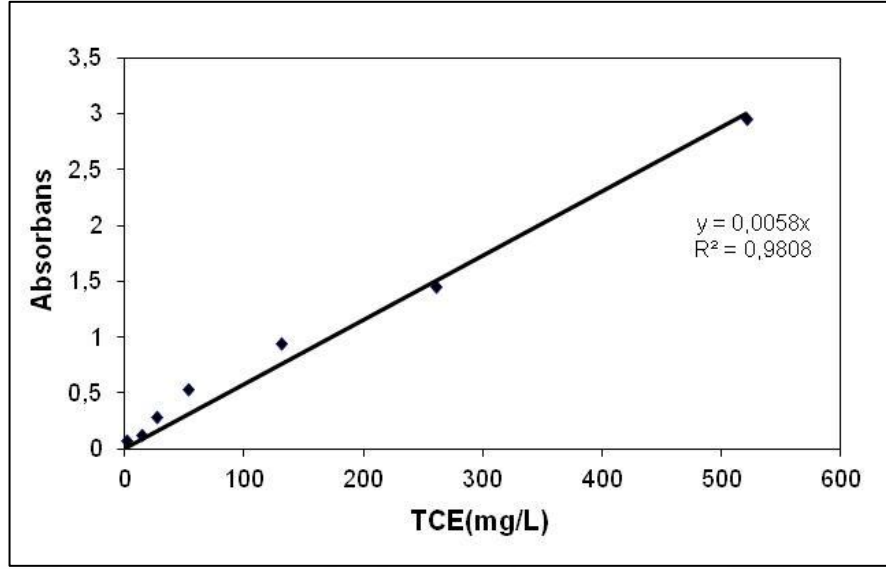


Şekil 2.7. Kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisinin kavramsal gösterimi (Tick ve Rincon, 2009'dan alınmıştır.)

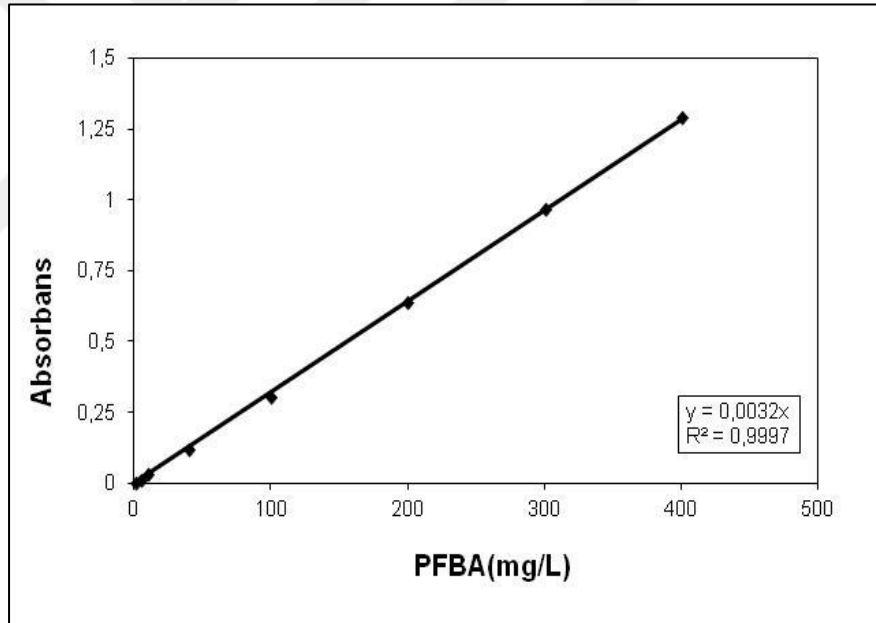
2.2.3. Kimyasal analizler

2.2.5.2. UV-VIS spektrofotometresi ile TCE ve PFBA analizi

Deneyler sırasında alınan örneklerdeki TCE analizleri UV-VIS Spektrofotometre ile 230 nm dalga boylarında ölçülmüştür. TCE analizleri için oluşturulan kalibrasyon grafiği 0,1-600 mg/L TCE konsantrasyon aralığında doğrusal davranış göstermektedir (Şekil 2.8). Bu yöntem ile ölçülebilen minimum TCE konsantrasyonu 0,1 mg/L'dir. PFBA ise 0-500 mg/L aralığında doğrusal davranış göstermektedir (Şekil 2.9). Bu yöntem ile ölçülebilen minimum TCE konsantrasyonu 0,1 mg/L'dir.



Şekil 2.8. Spektrofotometrik yöntemle hazırlanan TCE kalibrasyon grafiği örneği.



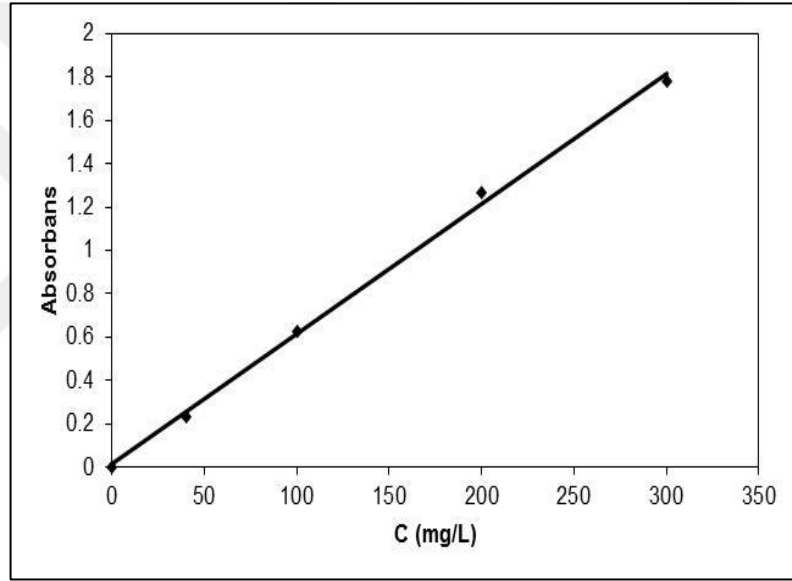
Şekil 2.9. Spektrofotometrik yöntemle hazırlanan PFBA kalibrasyon grafiği örneği.

2.2.5.5. Alevli atomik absorbsiyon yöntemiyle sodyum ve potasyum analizleri

Sodyum analizleri Alevli atomik absorbsiyon cihazıyla Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü Bölümünde yapılmıştır. Bu analiz için SM 3111B yöntemi uygulanmıştır. Sodyum için deteksiyon limiti sırasıyla 0,02 mg/L'dir.

2.2.5.6. Spektrofotometrik kit ile SO₄ analizleri

Sülfat analizleri için spektrofotometrik kit kullanılmıştır (Spectroquant sülfat). Bu yöntemde sülfat ölçüm aralığı 25-300 mg/L arasındadır. Şekil 2.10'da sülfat kalibrasyon grafiği görülmektedir.



Şekil 2.10. Spektrofotometrik yöntemi ile hazırlanmış sülfat kalibrasyon grafiği

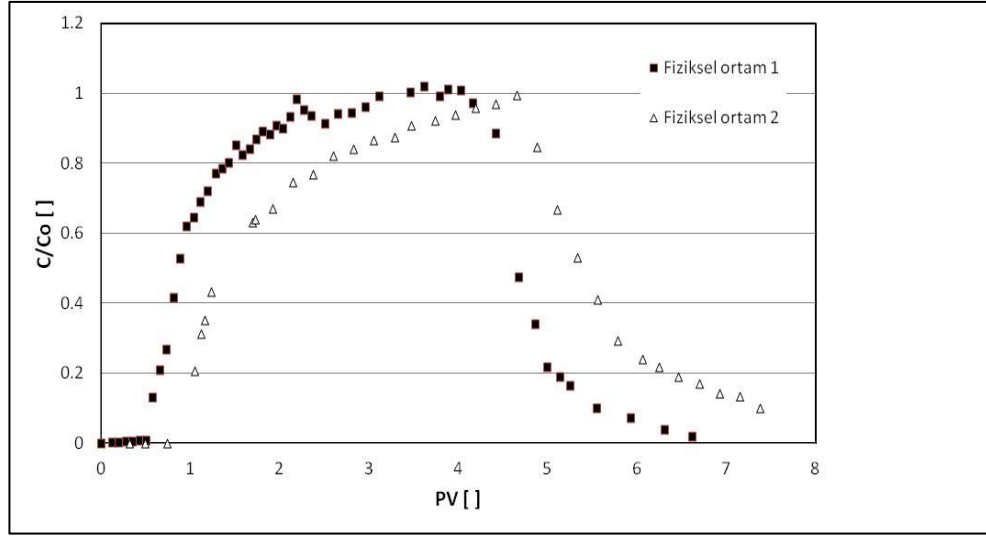
3. SONUÇLAR

3.1. Tank Deneyleri

3.1.1. Fiziksel ortam içerisinde reaktif olmayan PFBA trasör taşınımı

Tez kapsamında oluşturulan 2 farklı fiziksel ortam içerisindeki hidrodinamik akım koşullarının belirlenmesi amacıyla suya doygun ortam koşullarında reaktif olmayan trasör deneyleri gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.1). İlk fiziksel ortam mevcudiyetinde PFBA trasör deneylerinden elde edilen gecikme katsayısının 1'den biraz fazla olması ($R=1,2$) ve PFBA grafiklerinin yükselim ve elüsyon kısımlarının nispeten asimetric olması, trasörün ideal olmayan bir taşınım davranışı gösterdiğini işaret etmektedir. Bu husus, gözenekli ortamda var olan bazı zonlara giren suyun o noktalarda belirli süre kalmasından kaynaklanmaktadır. Bu zonlar özellikle, 70/100 mesh geçirimsiz tabanın üzerinde bulunan çanak ve matriksten kaynaklanmaktadır.

Doğal karbonatlı toprakların kullanıldığı 2. fiziksel ortam heterojenliğinin PFBA trasör deneylerinden elde edilen gecikme katsayısı 1,4 olarak belirlenmiştir (Şekil 3.1). Bu değer silis kumlarının kullanıldığı ilk fiziksel ortamdan daha yüksektir. ($R=1,4$ 'e karşı 1,2). Bu sonuç suyun karbonatlı toprak içerisinde daha uzun süre kalmasından ve daha geç hareket etmesinden kaynaklanıp ileri derecedeki fiziksel ortam özelliğini yansıtmaktadır. Trasör deney sonuçlarının zamansal (temporal) moment analizleri sonucunda sisteme pompalanan kütlenin tamamının korunduğu belirlenmiştir (%101-103).



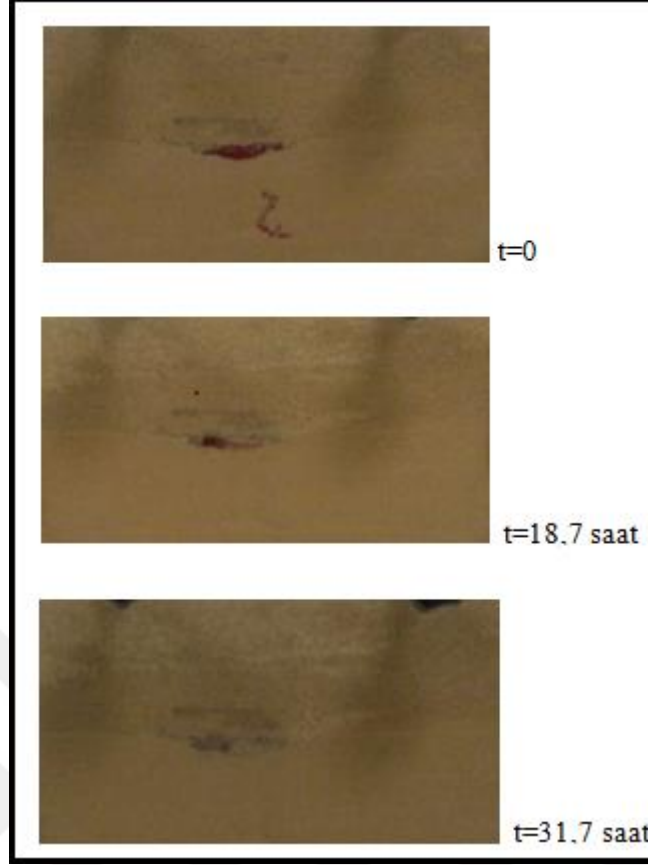
Şekil 3.1. İki farklı fiziksel ortam heterojenlik koşulunda yürütülen PFBA trasör deneyi breakthrough grafiklerinin karşılaştırılması.

3.1.2. Birinci fiziksel heterojenlik (silis kum)

3.1.2.1. SDS, MCD ve su ile yıkama

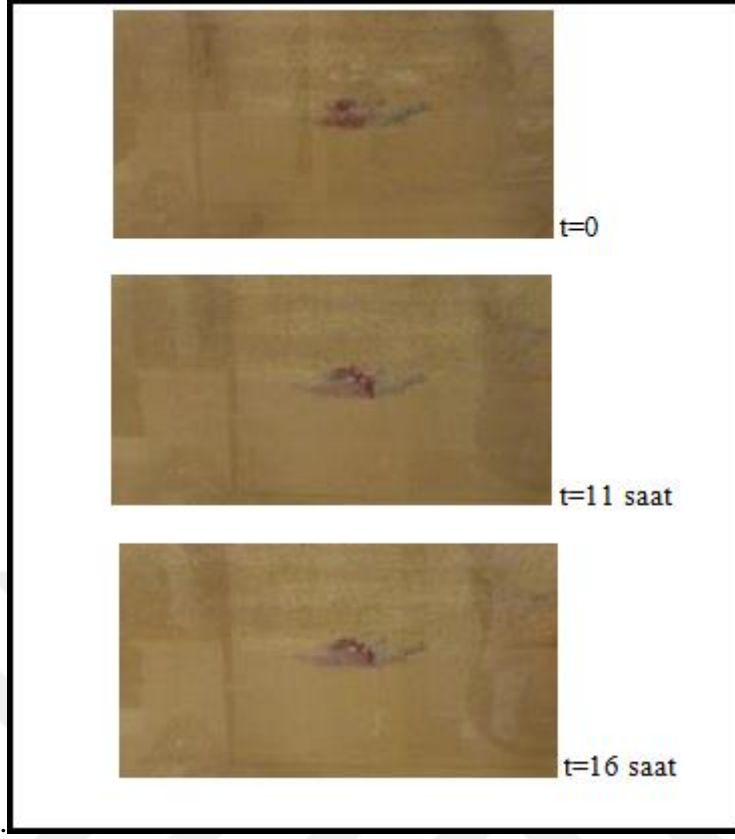
Yaratılan 1. fiziksel heterojen sistemde hapsolmuş olan DNAPL TCE'nin SDS ile ıslah performansının incelenmesi kapsamında 12 adet tank deneyi yürütülmüştür. Bu deneyler farklı yıkama ajan türü (SDS, MCD ve su) ve konsantrasyonu ile farklı DNAPL TCE doygunluğunda ve dağılımlarında yürütülmüştür (Tablo 2.4 ve 2.5).

Birinci deneyde; fiziksel ortam içerisindeki 70/100 mesh düşük geçirgenlikteki çanağın üzerine toplam 1,25 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenilmiştir. Bu süre sonunda, % 10 SDS çözeltisi devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir. Deney sırasında TCE'nin zamana bağlı değişimi ve gözenekli ortam içerisindeki dağılımı Şekil 3.2 ve 3.4'te görülmektedir. SDS enjeksiyonunun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 5,6 saat sonunda en yüksek değer olan 7356 mg/L'ye ulaşmıştır. Maksimum bu değer TCE'nin çözünürlük değerinin yaklaşık 6 katı olup, SDS yüzey aktif maddesinin TCE'nin çözünürlüğünü arttırmasından kaynaklanmaktadır. Bu değer daha sonra azalmaya başlamıştır. 27. saat sonuna dek TCE konsantrasyonu 1100 mg/L civarına yavaş bir hızda indikten sonra sonra 40. saat sonunda TCE konsantrasyonu 0,1 mg/L'nin altına inmiştir.



Şekil 3.2. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 1).

İkinci deneyde 1,25 ml DNAPL TCE kütlesi 70/100 mesh çanak üzerine enjekte edilip 48 saat beklendikten sonra bir önceki deneyin aksine % 2,5 SDS ile yıkanmıştır. Bu deneyin amacı, SDS konsantrasyonunun hidrolik olarak elverişli olmayan zonlarda depolanan DNAPL TCE'nin ıslah performansına olan etkisini incelemektir. SDS enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 5 saat sonunda en yüksek değer olan 888 mg/L'ye ulaşmıştır (Şekil 3.4). Bu değer daha sonra azalmaya başlayarak 9 saat sonunda 300 mg/L civarında belirli süre boyunca duraylılığa ulaştıktan sonra, 41. saate kadar yavaş bir hızda azalarak 200 mg/L seviyelerine ulaşmıştır. 41. saat itibariyle TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalarak 55. saat itibariyle 0.1 mg/L nin altına inmiştir. Bu deneyde, depolanan DNAPL kütlesinin gideriminin yaklaşık 20 saat daha uzun sürmesi SDS çözeltisinin yaklaşık olarak 2 kat azalmasından kaynaklanmaktadır. Bu zonlarda depolanan TCE kütlelerinin enjeksiyon sırasındaki dağılımı Şekil 3.3'de görülmektedir.



Şekil 3.3. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 2)

Üçüncü deneyde; fiziksel ortam içerisindeki 70/100 mesh çanağın üzerine toplam 0.5 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenilmiştir. Bu süre sonunda, yaklaşık 3,6 cm/saat hızında % 5 SDS çözeltisi devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir. Deney sırasında TCE'nin zamana bağlı değişimi görülmektedir (Şekil 3.4). SDS enjeksiyonunun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 5,6 saat sonunda en yüksek değer olan 2005 mg/L'ye ulaşmıştır. Maksimum bu değer TCE'nin çözünürlük değerinin yaklaşık 1,5 katı olup, SDS yüzey aktif maddesinin TCE'nin çözünürlüğünü arttırmasından kaynaklanmaktadır. Bu değer daha sonra azalmaya başlamıştır. 10. saat sonuna dek TCE konsantrasyonu 550 mg/L civarına yavaş bir hızda indikten ve belirli süre duraylı kaldıktan sonra (yaklaşık 7 saat) 25. saat sonunda TCE konsantrasyonu 0,1 mg/L'nin altına inmiştir.

Dördüncü deneyde; üçüncü deney koşulları sabit olmak üzere % 5 SDS çözeltisi 2 kat hızlı 7,2 cm/saat hızında tanka devamlı enjekte edilmiştir. Burada yıkama hızının ıslah performansına olan etkisi araştırılmıştır.

Deney sırasında TCE'nin zamana bağılı değişimi Şekil 3.4'te görülmektedir. SDS enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 3,8 saat sonunda en yüksek değer olarak TCE'nin çözünürlük değerinin yaklaşık 2 katı olan 2700 mg/L'ye ulaşmıştır. Bu değer daha sonra azalmaya başlamıştır. 5,7 saat sonunda TCE konsantrasyonu 550 mg/L civarında duraylılığa ulaştıktan sonra yaklaşık 3-4 saat bu değerlerde gözlenmeye devam etmiştir. Bu süre sonunda TCE konsantrasyonu dramatik bir şekilde azalmakta olup 12 saat sonunda tamamen tanktan uzaklaştırılmıştır. Üçüncü ve dördüncü deneyler karşılaştırıldığında yıkama hızının (3,6 cm/saat ve 7,2 cm/saat) ıslah performansına olan etkisi oldukça azdır. Bu durum bazı çalışmalarda da gözlenmiştir (Akyol vd., 2013).

Beşinci deneyde ise, 0.5 ml DNAPL TCE tankın orta ve sol enjeksiyon deliklerinden yarı yarıya (70/100 mesh) çanağın üzerine enjekte edilip %5 SDS ile yıkanmıştır. Bu deney setlerinin amacı, DNAPL TCE'nin farklı noktalardaki dağılımının ıslah performansına olan etkisini incelemektir. Bu deneyde, TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 3 saat sonunda en yüksek değer olan 1906 mg/L'ye ulaşmıştır (Sekil 3.5).

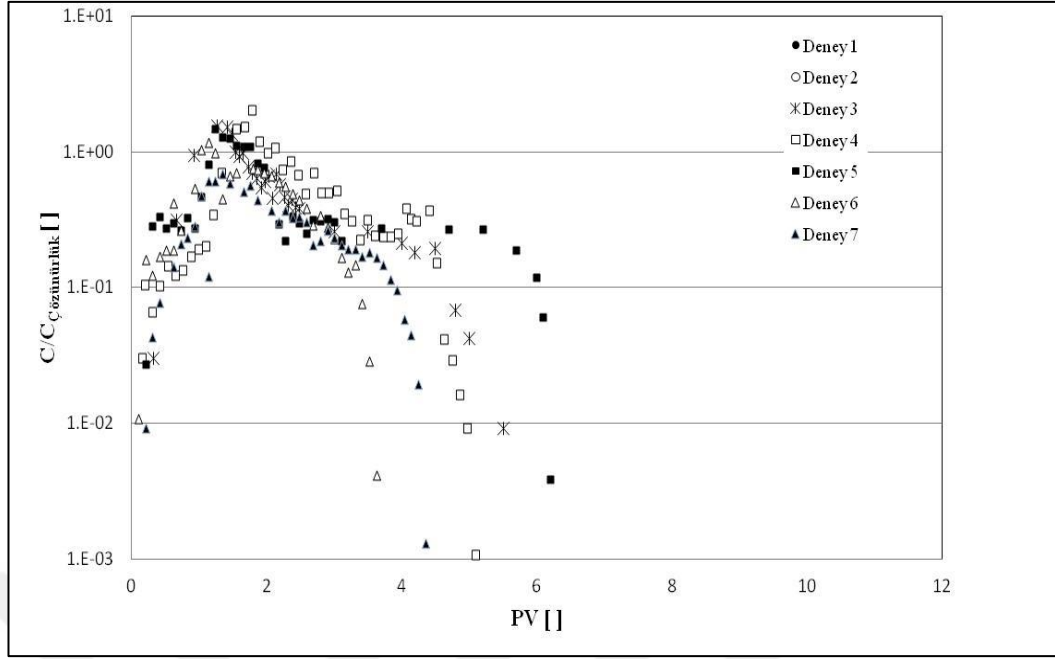
Bu değer daha sonra azalmaya başlamıştır. 5,5. ve 12. saatleri arasında daha ince taneli 70/100 mesh çanak içerisindeki DNAPL TCE'nin daha yavaş hızda çözünmesi sonucu duraylı TCE konsantrasyonu (400 mg/L) gözlenmiştir. Yaklaşık 16 saat sonunda sistemdeki tüm TCE kütlesi tanktan uzaklaştırılmıştır.

Altıncı deneyde ise, 0,25 ml DNAPL TCE tankın sol enjeksiyon deliklerinden çanağın (70/100 mesh) üzerine enjekte edilip %5 SDS ile yıkanarak DNAPL TCE kütlesinin ve depolandığı noktanın ıslah performansına olan etkisi araştırılmıştır. Bu deneyde, yaklaşık 3 saatte TCE konsantrasyonu en yüksek değer olan 1508 mg/L'ye ulaşmıştır (Sekil 3.5). 3,5 ve 8. saatleri arasında 70/100 mesh çanak içerisindeki DNAPL TCE'nin daha yavaş hızda çözünmesi sonucu TCE konsantrasyonu çok yavaş bir azalım sergilemiştir. Yaklaşık 9 saat sonunda tüm TCE kütlesi tanktan uzaklaştırılmıştır. Dolayısıyla, DNAPL TCE kütlesi daha az depolandığında ve enjeksiyon kuyusunun yeri doğru planlandığında; TCE kütlesinin tamamıyla tank içerisinden uzaklaştırılması daha kısa sürmektedir.

Yedinci deneyde ise altıncı deneydeki koşullar sabit tutularak % 5 yerine % 2.5 SDS kullanılarak yüzey aktif madde konsantrasyonunun ıslah performansına olan etkisi incelenmiştir. Bu deneyde yaklaşık 3 saatte TCE konsantrasyonu en yüksek değer olan 893 mg/L'ye ulaşmıştır (Sekil 3.4.). 5 ve 9. saatleri arasında (70/100 mesh) çanağın içerisindeki DNAPL TCE'nin daha yavaş hızda çözünmesi sonucu TCE konsantrasyonu çok yavaş bir azalım sergilemiştir. Yaklaşık 12 saat sonunda tüm TCE kütlesi tanktan uzaklaştırılmıştır. Bu sonuçla, SDS çözeltisi % 2,5 olarak seçilmesine rağmen TCE'nin sistemden uzaklaştırılması 2 kat sürmemiştir. Bu durum, yıkama solüsyonlarının doğru konsantrasyon seçiminin önemine işaret etmektedir. Bu durum hem yıkama solüsyonlarının çevreye verebileceği muhtemel zararların hem de ıslah maliyetlerinin minimize edilmesine olanak sağlayacaktır. SDS ile yürütülen ilk iki deney setinde zamana bağlı pH, E.C, SO₄ ve Na değişimleri gözlenmiştir (Ek1-Ek2). pH değişimi düşük düzeyde gözlenirken, E.C SDS ile yıkama sonucunda SDS konsantrasyonuna bağlı olarak 14 mS-cm değerlerine yükselip belirli bir süre o değerlerde kaldıktan sonra yavaş bir hızda 0,07 mS-cm seviyelerine düşmüştür. Sülfat derişimleri deney süresince 25 mg/L'nin altındadır. Sodyum derişimleri ise oldukça yüksek değerlere erişmiştir (2000 mg/L).

SDS enjeksiyonu devam ettiği sürece bu değerler korunurken TCE'nin giderimi tamamlanıp tank su ile yıkandığında 1 mg/L'nin altına inmiştir. Bu durum özellikle sahaların ıslahı sırasında sodyum tehlikesi yaratmasına ve DNAPL TCE giderilse bile bu suların içme ya da sulama amaçlı kullanılamamasına neden olur. Bu sebeple TCE ıslahında kullanılacak SDS'in derişimi oldukça önemli olup, gereksiz dozlama yapılmamalı ve TCE giderimi sonucunda ortamdan mutlaka uzaklaştırılması gerekmektedir. Seçilecek SDS dozuna, özellikle katyon yer değiştirme özelliğine sahip kil ve organik içeriği yüksek doğal topraklarda daha dikkat edilmelidir.

Çalışma kapsamında yapılan yüzey aktif madde ile yıkama deneylerinde görüldüğü gibi, geçirimsiz tabanın üst kısımlarını oluşturan hidrolik olarak elverişli olmayan zonlarda depolanan DNAPL TCE kaynak zonları, gerçekleşen yavaş çözünme ile ıslah performansını olumsuz derecede etkilemektedir. Bu tür zonların mevcudiyeti ıslah süresinin ve maliyetinin artmasına neden olmaktadır.

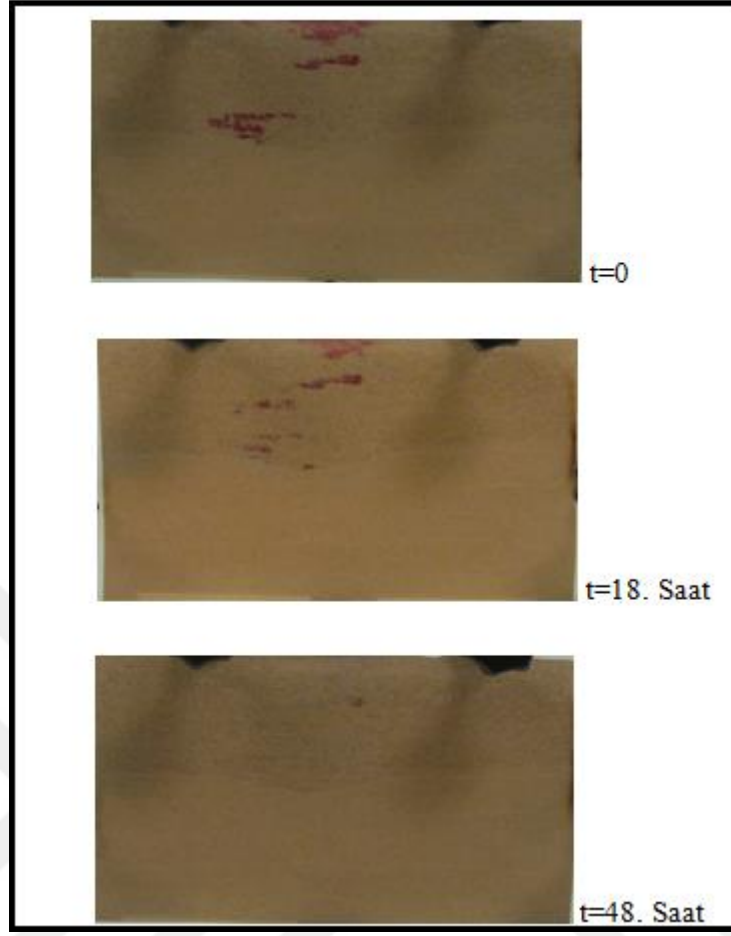


Şekil 3.4. Kimyasal Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi.

Yüzey aktif madde (SDS) ile yapılan deneylerin haricinde DNAPL TCE'nin Kompleks şeker (MCD) ile ıslah performansının incelenmesi kapsamında 4 adet tank deneyi yürütülmüştür.

Bu deneyler iki farklı kompleks şeker konsantrasyonu (% 5 ve % 10) ile üç farklı DNAPL TCE dağılımında yürütülmüştür (Tablo 2.7 ve Şekil 3.7).

Yüzey aktif madde (SDS) ve kompleks şeker (MCD) ile yapılan ıslah deneylerinin haricinde bu deneylere kontrol olması ve kimyasal yıkama performansının etkinliğinin test edilmesi amacıyla 1 adet deney su ile tekrar edilmiştir.



Şekil 3.5. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 1).

Kompleks şeker ile yapılan birinci deneyde; fiziksel ortam içerisindeki matrikse toplam 2,5 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 24 saat süreyle beklenilmiştir (Şekil 3.5.). Bu süre sonunda, % 5 MCD çözeltisi devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir. Deney sırasında TCE'nin zamana bağlı değişimi Şekil 3.9.'da görülmektedir.

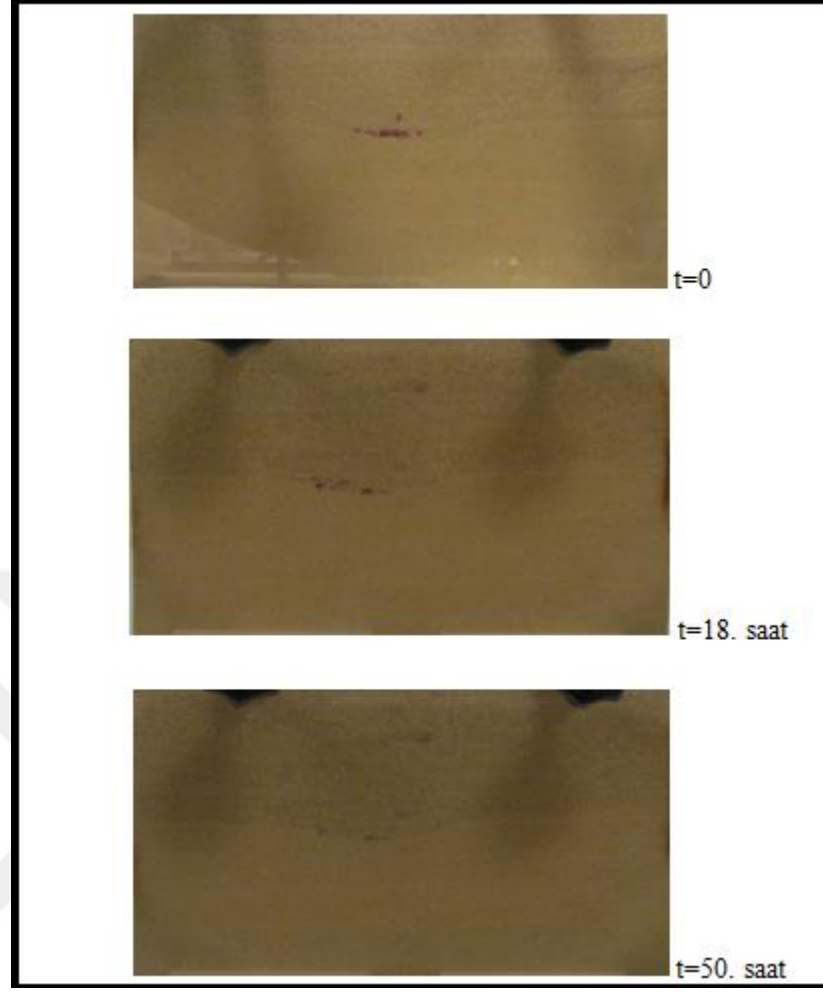
MCD enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 6 saat sonunda en yüksek değer olan 3317 mg/L'ye ulaştıktan sonra 1800 mg/L seviyelerine inmiştir. Maksimum bu değer TCE'nin çözünürlük değerinin yaklaşık 2,5 katı olup, MCD kompleks şekerinin TCE'nin çözünürlüğünü artırmasından kaynaklanmaktadır.

Bu değer daha sonra azalmaya başlamıştır. 30. saat sonuna dek TCE konsantrasyonu 1500 mg/L civarına yavaş bir hızda indikten sonra sonra 55. saat sonunda TCE konsantrasyonu 1 mg/L'nin altına inmiştir (şekil 3.9).

İkinci deneyde 2,5 ml DNAPL TCE kütlesi geğirgen matriks yerine 70/100 mesh geçirimsiz kumun üzerine enjekte edilip 24 saat beklendikten sonra % 5 MCD ile yıkanmıştır. Bu deneyin amacı, DNAPL TCE'nin hidrolik olarak elverişli olmayan zonlardaki (havuz) dağılımının ıslah performansına olan etkisini incelemektir.

MCD enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 10 saat sonunda en yüksek değer olan 1400 mg/L'ye ulaşmıştır (şekil 3.9.). Bu değer daha sonra azalmaya başlayarak 16 saat sonunda 1100 mg/L civarında duraylılığa ulaşmıştır. 40. Saat sonunda TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalarak 58. saatin sonunda ortamdan tamamen uzaklaşmıştır.

İkinci deneyde, depolanan DNAPL kütlesinin gideriminin yaklaşık 5 saat daha uzun sürmesi, geçirimsiz tabanın üzerindeki kaynak zonlarında depolanan DNAPL TCE'nin MCD ile çözüme reaksiyonunun nispeten yavaş olmasından kaynaklanmaktadır. Bu zonlarda depolanan TCE kütlelerinin MCD enjeksiyonu sırasındaki dağılımı şekil 3.6.'da görölmektedir.

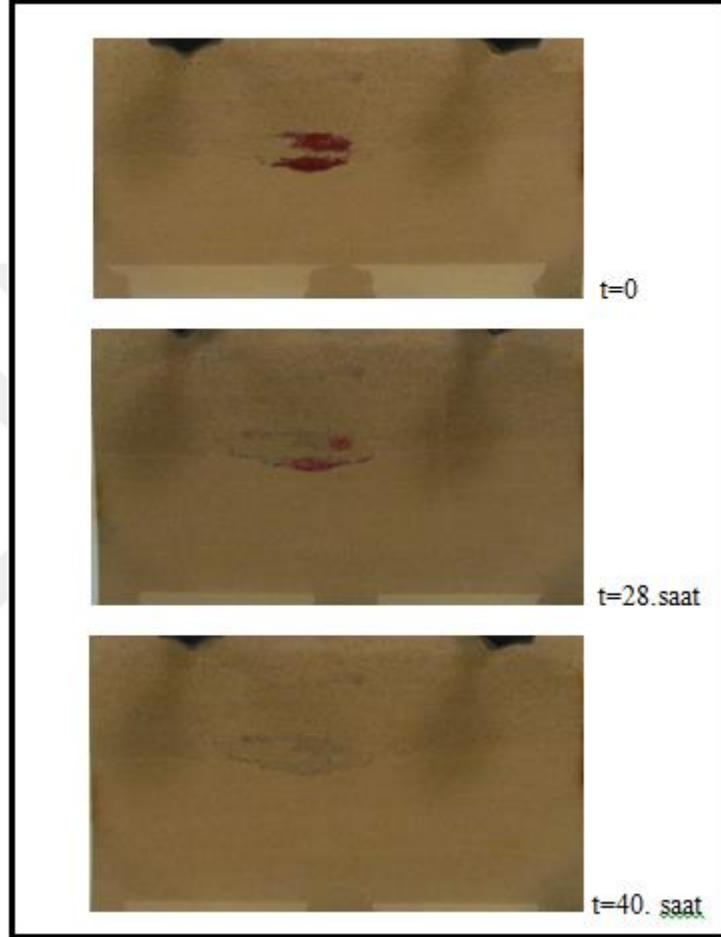


Şekil 3.6. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 2).

Üçüncü deneyde 2,5 ml DNAPL TCE kütlesi 70/100 mesh geçirimsiz kumun (havuz) üzerine enjekte edilip 24 saat beklendikten sonra bir önceki deneyin aksine % 10'luk MCD ile yıkanmıştır. Bu deneyin amacı, DNAPL TCE'nin hidrolik olarak elverişli olmayan zonlardaki dağılımının ıslah performansına olan etkisine ilave olarak MCD konsantrasyonunun etkisini incelemektir.

MCD enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 9 saat sonunda en yüksek değer olan 3600 mg/L'ye ulaşmıştır (Şekil 3.9.). Bu değer daha sonra azalmaya başlayarak 16 saat sonunda 1600 mg/L civarında duraylılığa ulaşmıştır. 32. Saat sonunda TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalarak 40. saatin sonunda ortamdaki tamamen uzaklaşmıştır.

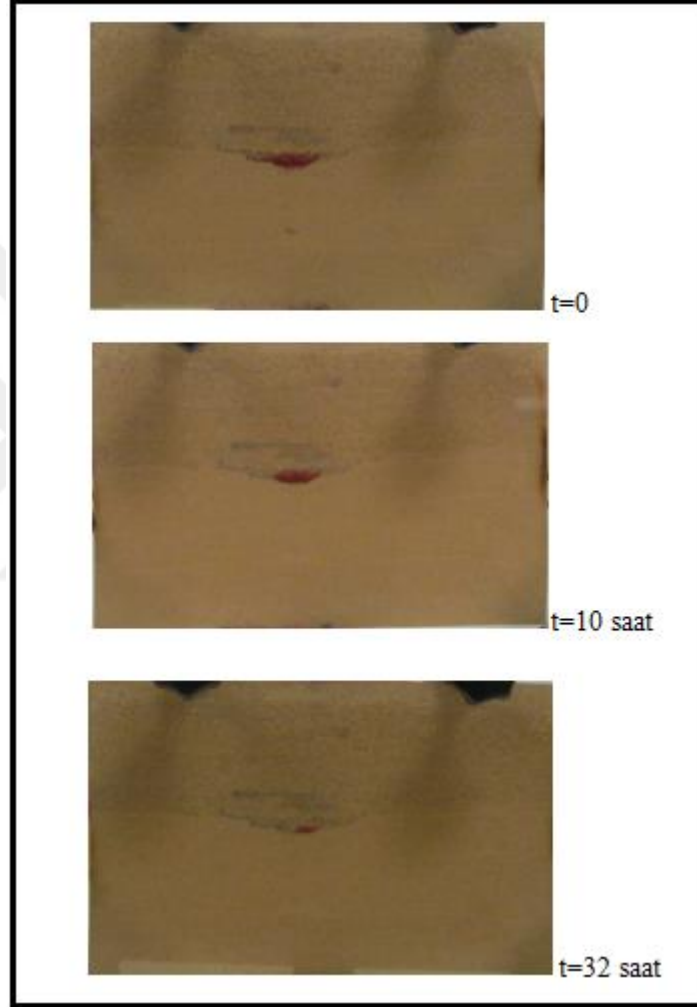
Bu deneyde, depolanan DNAPL kütlesinin gideriminin yaklaşık 20 saat daha kısa sürmesi MCD çözeltisinin yaklaşık olarak 2 kat artmasından kaynaklanmaktadır. MCD konsantrasyonunun olumlu etkisi ayrıca çözünürlük değerinin yaklaşık 3 katına çıkması ile de ayrıca gözlemlenmiştir. Bu zonlarda depolanan TCE kütlelerinin enjeksiyon sırasındaki dağılımı Şekil 3.7.'de görülmektedir.



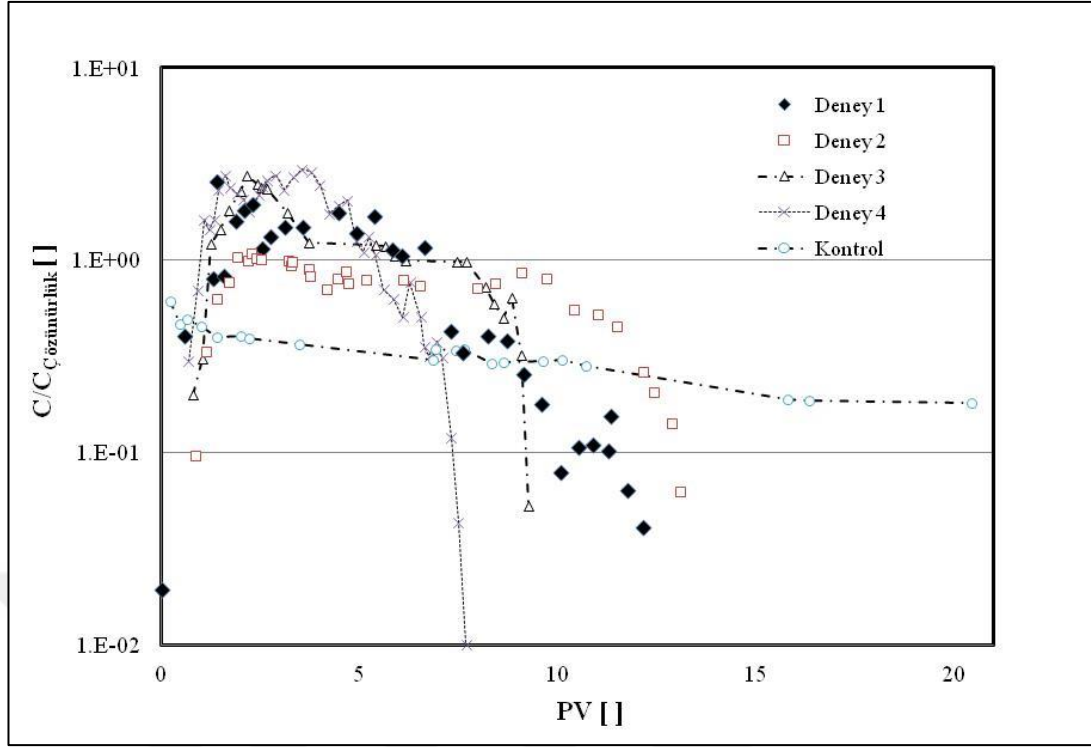
Şekil 3.7. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 3).

Dördüncü deneyde 2,5 ml DNAPL TCE kütlesi 70/100 mesh geçirimsiz kumun üzerine 2 farklı havuza enjekte edilip 24 saat beklendikten sonra % 10'luk MCD ile yıkanmıştır. Bu deneyin amacı, DNAPL TCE'nin hidrolük olarak elverişli olmayan zonlardaki (havuz) heterojen dağılımının ıslah performansına olan etkisini incelemektir. MCD enjeksiyonunun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 15 saat sonunda en yüksek değer olan 3600 mg/L'ye ulaşmıştır (Şekil 3.9.).

Bu değer 31. Saat sonuna kadar yavaş bir hızda azalarak 38. saatin sonunda ortamdan tamamen uzaklaşmıştır. Bu deneyde, bir önceki deneye göre depolanan DNAPL kütlesinin gideriminin yaklaşık 2 saat daha kısa sürmesi tank girişine yakın olan havuz ile MCD'nin daha önce buluşmasından kaynaklandığı düşünölmektedir. Bu zonlarda depolanan TCE kütlelerinin enjeksiyon sırasındaki dağılımı Şekil 3.8'da görölmektedir.



Şekil 3.8. DNAPL TCE'nin zamana göre dağılımı (Deney 4).



Şekil 3.9. MCD'li Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi. (1 PV= 6,7 saat)

3.1.3. İkinci fiziksel heterojenlik

3.1.3.1. SDS, su ve MCD ile yıkama

Doğal toprak ile yaratılan 2. fiziksel heterojen sistemde hapsolmuş olan DNAPL TCE'nin kimyasal yıkama ile ıslah performansının incelenmesi kapsamında 7 adet tank deneyi yürütülmüştür. Bu deneyler farklı yıkama ajan türü (SDS, MCD ve su) ve konsantrasyonu ile farklı DNAPL TCE doyumluğunda ve dağılımlarında yürütülmüştür (Tablo 2.6 ve 2.7). Bu deneylerden ikisi iki farklı DNAPL TCE dağılımında ve % 2,5 SDS ile yürütülmüştür. % 5 SDS kullanıldığı doğal karbonatlı toprak içerisinde mevcut bulunan killerin yüzey aktif madde ile mobilize olmasından ötürü SDS % 2,5 olarak tüm deneylerde kullanılmıştır. Üçüncü deney ise SDS yerine kontrol amaçlı su ile yapılırken diğer 4 deney kompleks şeker ile yürütülmüştür.

Birinci deneyde, 0,25 ml DNAPL TCE tankın orta ve sol enjeksiyon deliklerinden yarı yarıya ince taneli karbonatlı toprak (>200 mesh) merceği ve >200 mesh çanağa enjekte edilip %2,5 SDS ile yıkanmıştır. Bu deney setlerinin amacı, DNAPL TCE'nin farklı noktalardaki dağılımının ıslah performansına olan etkisini incelemektir.

Bu deneyde, TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 3 saat sonunda en yüksek değer olan 1580 mg/L'ye ulaşmıştır (Sekil 3.11). Bu değer daha sonra azalmaya başlamıştır. 4 saat süreyle daha ince taneli 70/100 mesh kum matriksinin içerisindeki DNAPL TCE'nin daha yavaş hızda çözünmesi sonucu duraylı TCE konsantrasyonu (600 mg/L) gözlenmiştir. Yaklaşık 11 saat sonunda sistemdeki tüm TCE kütlesi tanktan uzaklaştırılmıştır.

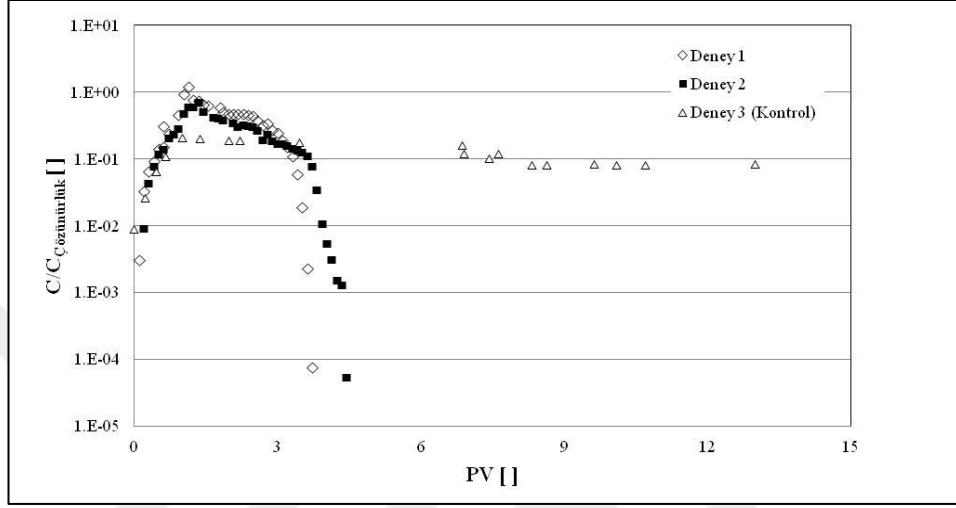
İkinci deneyde ise, 0,25 ml DNAPL TCE tankın orta enjeksiyon deliklerinden karbonatlı topraktan oluşan havuza (>200 mesh) üzerine enjekte edilip %2,5 SDS ile yıkanarak DNAPL TCE kütlesinin ve depolandığı noktanın ıslah performansına olan etkisi araştırılmıştır.

Bu deneyde, yaklaşık 3 saatte TCE konsantrasyonu en yüksek değer olan 1000 mg/L'ye ulaşmıştır (Sekil 3.11). 4 saat süreyle 70/100 mesh kum matriksinin içerisindeki DNAPL TCE'nin daha yavaş hızda çözünmesi sonucu TCE konsantrasyonu çok yavaş bir azalım sergilemiştir. Yaklaşık 12 saat sonunda tüm TCE kütlesi tanktan uzaklaştırılmıştır. Dolayısıyla, DNAPL TCE kütlesi tek noktaya daha fazla enjekte edildiğinde TCE kütlesinin tamamıyla tank içerisinden uzaklaştırılması daha uzun sürmektedir. Her iki deney setindeki zamana bağlı pH, E.C, Na ve SO₄ Ek-3 ve Ek-4'de de belirtilmiştir. Diğer deneylerde de gözlemlendiği gibi Na oldukça yüksek değerlere ulaşmaktadır (500 mg/L). Saf su ile yıkandığında Na 1 mg/L'nin altına düşmektedir.

SDS ile yıkama deneylerinin etkinliğini kontrol etmek amacıyla bir adet deney su ile tekrar edilmiştir. Bu deneyde ise, 0,25 ml DNAPL TCE tankın orta enjeksiyon deliklerinden karbonatlı topraktan oluşan havuza (>200 mesh) üzerine enjekte edilip su ile yıkanarak kimyasal yıkama yönteminin pompala arıt (Pump and Treat) yöntemine olan etkisi irdelenmiştir.

Su enjeksiyonu ile, TCE konsantrasyonu yaklaşık 740 mg/L'ye yükseldikten sonra oldukça yavaş bir hızda azalarak 80-90 mg/L seviyelerinde uzun bir süre duraylı bir değişim sergilemiştir. Şekil 3.10'da görüldüğü gibi su ile yıkama deneyi SDS yıkama deneylerine nazaran oldukça uzun sürmektedir.

Bu durum yüzey aktif maddeli yıkama teknolojisinin etkinliğini belirgin bir şekilde ortaya koymaktadır. Bununla birlikte, geçirimsiz tabanın üst kısımlarını oluşturan hidrolik olarak elverişli olmayan zonlarda gerçekleşen yavaş çözünme ile ıslah performansını ayrıca olumsuz derecede etkilenmektedir. Bu tür zonların mevcudiyeti ıslah süresinin ve maliyetinin artmasına neden olmaktadır.



Şekil 3.10. SDS'li Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi. (1 PV= 6,7 saat)

Doğal karbonatlı topraktan oluşan heterojen jeolojik sistemlerde hapsolmuş olan DNAPL TCE'nin Kompleks şeker (MCD) ile ıslah performansının incelenmesi kapsamında 4 adet deney yürütülmüştür. Bu deneyler iki farklı kompleks şeker konsantrasyonu (% 5 ve % 10) ile iki farklı DNAPL TCE dağılımında yürütülmüştür (Tablo 2.7).

Birinci deneyde, 0,25 ml DNAPL TCE yarı yarıya olmak üzere tankın sol enjeksiyon deliğinden karbonatlı merceğe ve orta delikten ince taneli karbonatlı toprağın oluşturduğu havuzun (>200mesh) içerisine enjekte edilip yaklaşık 24 saat süreyle beklenilmiştir. Bu süre sonunda, % 5 MCD çözeltisi devamlı olarak tanka enjekte edilmiştir. Deney sırasında TCE'nin zamana bağlı değişimi Şekil 3.12'de görülmektedir. MCD enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 6 saat sonunda en yüksek değer olan 1850 mg/L'ye ulaştıktan sonra 100 mg/L seviyelerine inmiştir.

Maksimum bu değer TCE'nin çözünlülük değerinin yaklaşık 1,5 katı olup, MCD kompleks şekerinin TCE'nin çözünlülüğünü artırmasından kaynaklanmaktadır. Bu değer 9. saat sonunda 1 mg/L'nin altına inmiştir.

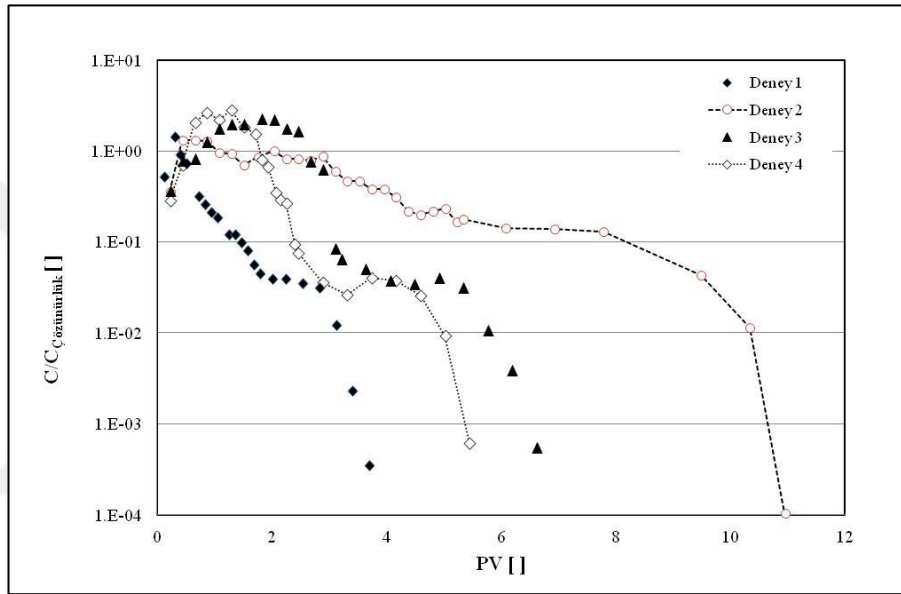
İkinci deneyde, tankın ortasındaki enjeksiyon noktasından ince taneli karbonatlı toprağın oluşturduğu havuza (>200mesh) toplam 1 ml DNAPL TCE enjekte edilip yaklaşık 48 saat süreyle beklenildikten sonra % 5 MCD ile yıkanmıştır. Bu deneyin amacı, DNAPL TCE'nin farklı noktalardaki dağılımının ıslah performansına olan etkisini incelemektir. MCD enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 10 saat sonunda en yüksek değer olan 1719 mg/L'ye ulaşmıştır (Şekil 3.12). Bu değer daha sonra azalmaya başlayarak 180 mg/L civarında duraylılığa ulaşarak bu değerlerde yaklaşık 7 saat kalmıştır. Bu değer 26. saat sonunda 1 mg/L'nin altına inmiştir. İkinci deneyde, depolanan DNAPL kütlesinin gideriminin yaklaşık 17 saat daha uzun sürmesi, DNAPL TCE enjeksiyon hacminin ilk deneye göre 4 kat daha fazla olmasından kaynaklanmaktadır.

Üçüncü deneyde, ikinci deneydeki enjeksiyon koşulları sağlandıktan sonra tank % 10'luk MCD ile tank yıkanmıştır. Bu deneyin amacı, DNAPL TCE'nin hidrolik olarak elverişli olmayan zonlardaki dağılımının ıslah performansına olan etkisine ilave olarak MCD konsantrasyonunun etkisini incelemektir. MCD enjeksiyonun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak yaklaşık 9 saat sonunda en yüksek değer olan 3000 mg/L'ye ulaşmıştır (Şekil 3.12). Bu değer daha sonra azalmaya başlayarak 100 mg/L civarında duraylılığa ulaşarak bu seviyelerde yaklaşık 6 saat kalmıştır. Bu değer 16. saat sonunda 1 mg/L'nin altına inmiştir. Bu deneyde, depolanan DNAPL kütlesinin gideriminin yaklaşık 10 saat daha kısa sürmesi MCD çözültisinin yaklaşık olarak 2 kat artmasından kaynaklanmaktadır. MCD konsantrasyonun olumlu etkisi ayrıca çözünlülük değerinin yaklaşık 3 katına çıkması ile de ayrıca gözlemlenmiştir.

Dördüncü deneyde ise, birinci deneydeki enjeksiyon koşulları sağlandıktan sonra bir önceki deneyin aksine % 10'luk MCD ile tank yıkanmıştır. Bu deneyin amacı, DNAPL TCE'nin hidrolik olarak elverişli olmayan zonlardaki (çanak) heterojen dağılımının ıslah performansına olan etkisini incelemektir.

MCD enjeksiyonunun başlaması ile TCE konsantrasyonu hızlı bir şekilde artarak en yüksek değer olan 3645 mg/L'ye ulaşmıştır (Şekil 3.11). Bu değer daha sonra yavaş bir hızda azalarak 60 mg/L seviyelerine ulaşarak yaklaşık 5,5 saat bu seviyelerde kalmıştır. Bu değer 13. saat sonunda 1 mg/L'nin altına inmiştir. Bu deneyde, bir önceki deneye göre depolanan

DNAPL kütlesinin gideriminin yaklaşık 3 saat daha kısa sürmesi tank girişine yakın olan havuz ile MCD'nin daha önce buluşmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 3.11. MCD'li Yıkama ile TCE'nin zamana bağlı değişimi. (1 PV= 6,7 saat)

3.4. Kütle Akış Azalımı-Kütle Giderimi İlişkisi

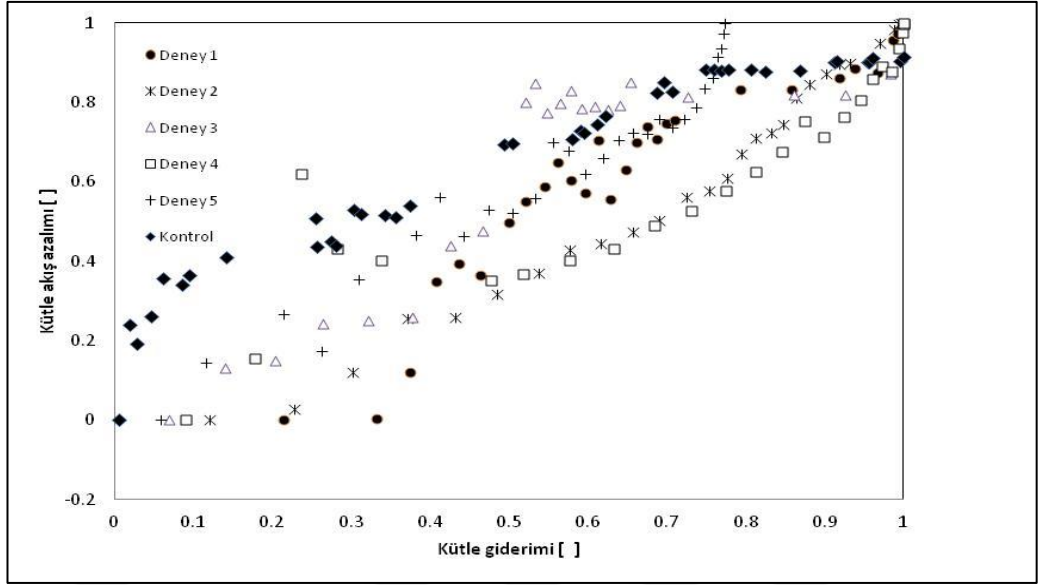
Çalışma kapsamında oluşturulan heterojen jeolojik sistemlerde depolanan TCE kaynak zonları SDS, MCD ve su ile ıslahı test edildiğinde; fiziksel ortam özelliğinden ve TCE çözünmesinin (dissolüsyon) kinetikle sınırlı olmasından dolayı ıslah performansının etkilendiği görülmektedir. Özellikle, matriks içerisinde bulunan kaynak zonları hızlı bir şekilde çözünüp yüksek oranda kütle uzaklaştığında (~% 30) kütle akış azalımı düşük iken, düşük geçirgenlikli fiziksel ortam (özellikle çanak) içerisinde depolandığında az oranda kütle giderimi bile olsa kütle akış azalımı oldukça fazladır (Şekil 3.12 ve 3.13). Genel anlamda bütün deneylerde gözlenen bu davranış; TCE kaynak zonların matrikste hızlı çözünmesi, yüksek doygunluktaki çanak içerisinde nispeten yavaş çözünmesinden kaynaklanmaktadır.

Su ile yıkama deneylerini temsilen Pompala ve arıt (Pump and Treat) yöntemine göre daha etkin ıslah performansı sergileyen SDS ve MCD ile yıkama deneyleri sonucunda, elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisinde bile gözlenen bu ideal olmayan benzer davranış özellikle kontrol (su ile yıkama) amaçlı yapılan deneylerde daha ileri derecededir.

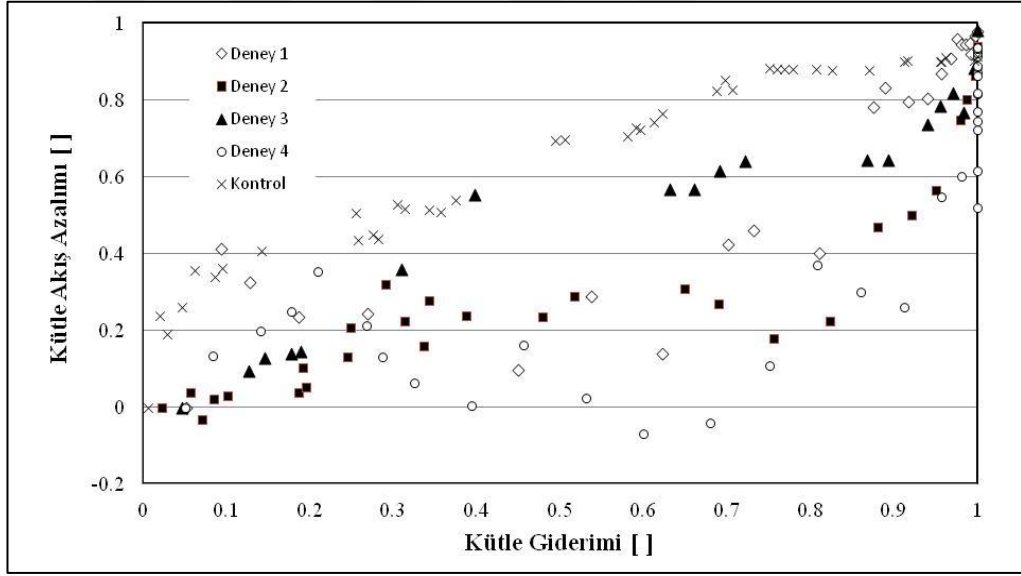
Ayrıca, fiziksel ortamın sahip olduğu heterojenlik derecesi arttıkça, ideal olmayan kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi daha belirgin olmaktadır.

Sonuç olarak DNAPL kaynak zonlarının ıslahında çözünmeyi kolaylaştırıcı ajanların (Yüzey aktif madde, Kosolvent, alkol, kompleks şeker vs.) varlığında DNAPL fazdan çözünmüş faza geçiş hızlı olduğundan daha ideal bir şekilde kirlenmiş kütle uzaklaşmaktadır. SDS ve MCD'nin kütle akışı azalımı/kütle giderim ilişkisi karşılaştırıldığında kompleks şeker (MCD) yüzey aktif maddeye (SDS) göre daha ideal bir davranış göstermiştir. Bu husus homojen fiziksel ortamın kullanıldığı bazı çalışmalarda da gözlenmiştir (Harvell, 2012; Tick et al., 2015). Kompleks şekerin (MCD) yüzey aktif maddeye (SDS) göre daha ideal bir şekilde çözünmesi ve çevreye zararı olmamasına rağmen çalışmada kullanılan yüzey aktif madde (SDS) göre oldukça pahalı olması gerçek sahalarda kullanımı konusu önemli bir araştırma konusudur.

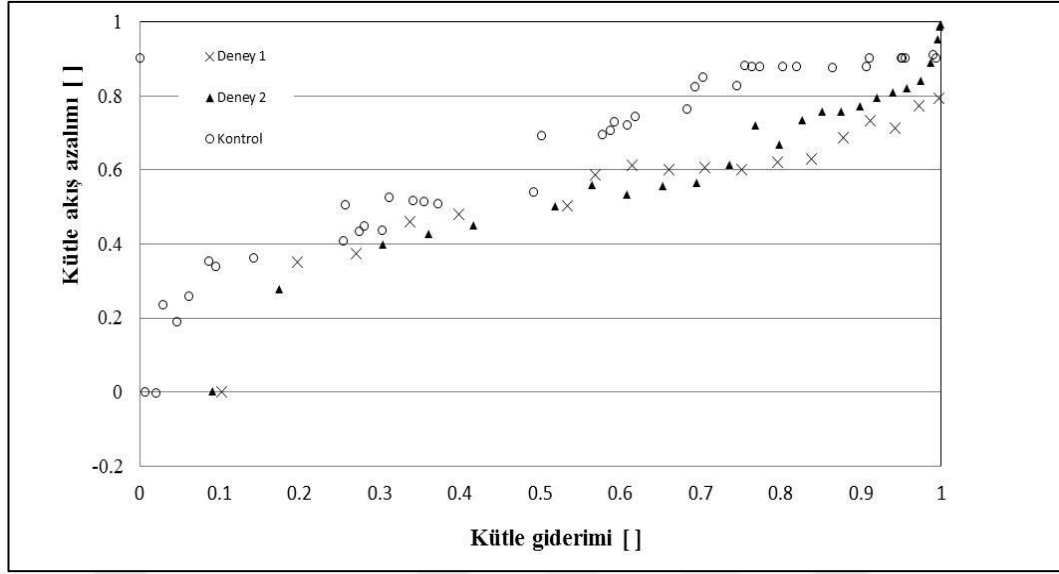
Buna rağmen, deneysel çalışmalarda SDS ve MCD gibi çözünmeyi kolaylaştıran ajanların belirli dozlarda kullanılmasına rağmen, DNAPL kaynak zonların ıslah performansı halen olumsuz derecede etkilenmektedir. Özellikle, fiziksel ortam heterojenliğinden ve TCE çözünmesinin (dissolüsyon) kinetikle sınırlı olmasından kaynaklanan bu durum diğer çalışmalarda da gözlenmiştir (Marble vd., 2010, Difilippo vd., 2011; Akyol vd., 2013). DNAPL kaynak zonlarının gözenekli ortamlardaki düzensiz dağılımı ve fiziksel heterojenliğin bu duruma etkisini göz önünde bulundurduğumuzda alternatif teknolojilerin kullanılmasının faydalı olacağı düşünülmektedir.



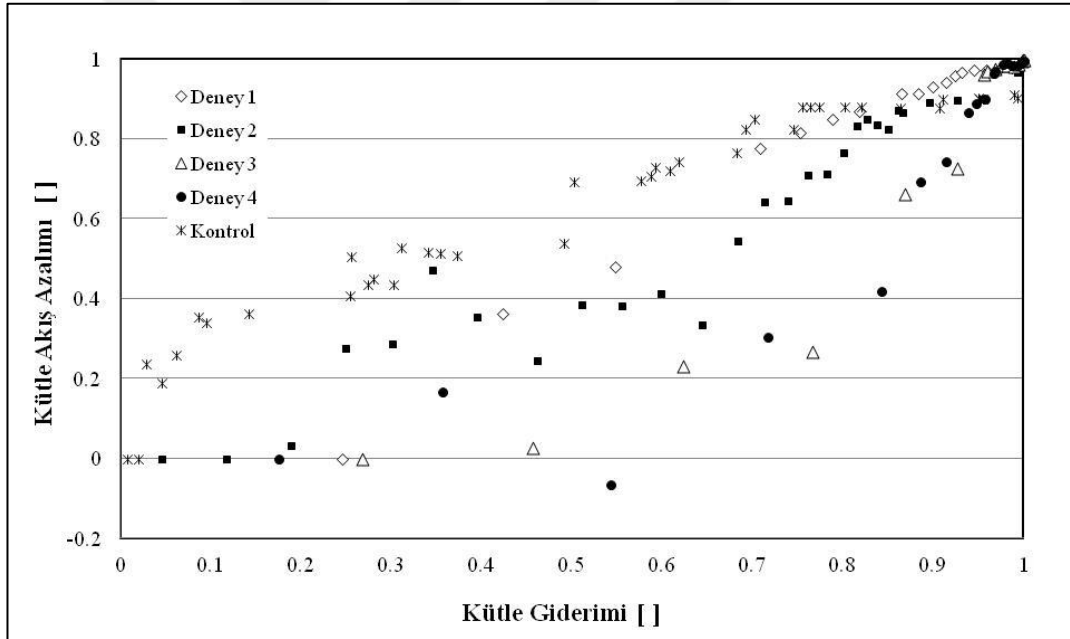
Şekil 3.12. Yüzey aktif madde (SDS) ve su ile yürütülmüş tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (Birinci Fiziksel Ortam)



Şekil 3.13. Kompleks Şeker (MCD)'li tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (Birinci Fiziksel Ortam)



Şekil 3.14. Yüzey aktif madde (SDS) ve su ile yürütülmüş tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (İkinci Fiziksel Ortam)



Şekil 3.15. Kompleks Şeker (MCD)'li tank deneylerinden elde edilen kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisi (İkinci Fiziksel Ortam)

4. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Klorlu bileşiklerden trikloroetilen, tehlikeli atık sahaların çoğunda gözlenebilmektedir. Bu tür bileşikler çoğunlukla akiferlerin tabanında (çanak), DNAPL birikintisi şeklinde depolanabilmektedir. Yeraltında bulunan suda çözünmeyen organik bileşiklerin uzun dönem kirletici kaynağı olduğu ve uygulanan saha ıslahının maliyetini ve ıslah süresini önemli derecede artırdığı bilinmektedir. Çalışma kapsamında yürütülen tank deneyleriyle, heterojen jeolojik sistemlerde depolanan DNAPL TCE kaynak zonlarının yıkama ajanlarıyla (Yüzey aktif madde (SDS) ve kompleks şeker (MCD)) ile çözündürme ve ıslah performansının değerlendirildiği kütle giderimi/kütle akısı azalımı ilişkisi üzerine olan etkisi incelenmiştir. Çalışma kapsamında silis kumları ve doğal toprakların kullanıldığı 2 adet fiziksel ortam heterojenlik oluşturulmuştur. Bazı deneyler yıkama solüsyonu yerine su ile tekrar edilerek kimyasal yıkama teknolojisinin performansı ‘‘Pompala ve Arıt’’ teknolojisi ile karşılaştırılmıştır. Elde edilen bulgulara göre; tüm deneylerde (kontrol deneyler hariç) TCE kütlesinin tamamına yakını uzaklaştırılmasına rağmen, bu kütlelerin farklı noktalardaki düzensiz dağılımının ve ıslah ajanlarının türünün ve uygulanan konsantrasyonların ıslah performansına olan etkisi gözlenmiştir.

Özellikle, fiziksel ortamın tabanını oluşturan geçirimsiz birim üzerinde (çanak) depolanan TCE kütlesinin ıslahı matrikse oranla daha yavaş ve uzun sürmekte olduğu gözlenirken yüzey aktif madde (SDS) ya da kompleks şeker (MCD) kullanımı ve uygulanan dozları da önemli derecede ıslah performansına etki etmektedir. TCE'nin zamana bağlı değişim grafiklerinde hızlı TCE artışını takiben azalım ve belirli süre boyunca duraylı TCE konsantrasyonu gözlenmiştir. Geçirimsiz tabanın üzerinde bulunan hidrolik olarak elverişli olmayan zonların (havuz) mevcudiyeti farklı konsantrasyonda SDS yüzey aktif madde ve kompleks şeker (MCD) kullanımına rağmen ıslah performansına, süresine ve maliyetine olumsuz derecede etki edecektir. Bu husus özellikle ıslah performansının değerlendirildiği kütle akışı azalımı/kütle giderimi ilişkisinin de de ideal olmayan davranış olarak gözlemlenmiştir.

Çalışmada gözlenen diğer bir husus; özellikle SDS kullanımına bağlı olarak yüksek sodyum konsantrasyonunun gözlenmesidir. Bu durum özellikle su kaynağının içme ya da sulama amaçlı kullanımına engel oluşturacaktır. Bu sorunun ortadan kalkması için SDS dozunun mümkün olduğunca düşük ve DNAPL TCE tamamen ortamdaki temizlenince SDS kalıntılarının su ile yeraltı ortamından uzaklaştırılması gerekmektedir. Sülfat derişimi deneyler esnasında 25 mg/L nin altında olduğundan herhangi bir problem oluşturması düşünülmemektedir.

Heterojen jeolojik sistemlerde depolanan DNAPL TCE kaynak zonlarının tamamına yakını yüzey aktif madde (SDS) yada kompleks şeker (MCD) ile başarılı bir şekilde ıslah edilmesine rağmen, ıslah performansı kirletici kaynak bölgelerinin yerlerinin iyi tespit edilmesine bağlıdır. Kaynak zonların yerlerinin bilinmesi durumunda, bu zonlara yapılacak enjeksiyonlar ile etkin ve başarılı bir oksidasyon işlemi sağlanabileceği çalışma kapsamında ortaya konulmuştur. DNAPL kaynak zonların yerlerinin net bilinmemesi durumunda, kirletici zonların yüzey aktif madde/kompleks şeker ile yıkanma/süpürülme işleminin başarısı, jeolojik ortam içerisindeki heterojenlikten büyük oranda etkilenecektir. Bu durum ıslah süresinin uzamasına ve gerektiğinden fazla ıslah ajanı (Yüzey aktif madde ve/veya kompleks şeker) kullanımına neden olmaktadır. Sonuç olarak, yüzey aktif madde (SDS) ve kompleks şeker (MCD) ile yerinde kimyasal yıkama teknolojisi ile heterojen jeolojik sistemlerdeki DNAPL kaynak zonları başarılı bir şekilde ıslah edilmesine rağmen, teknolojinin başarısı sahaya özgüdür. Arazi ölçeğinde uygulamaya geçmeden önce detaylı laboratuvar çalışmalarının yapılması sahaya uygulanacak teknolojinin başarısını, süresini ve maliyetini olumlu yönde etkileyeceği düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

Akyol N. H., Turkkani S., Effect of Cyclodextrin – Enhanced Dissolution On Mass Removal And Mass- Flux Reduction Relationships For Non-uniformly Organic Liquid Distribution In Heterogeneous Porous Media , *Water, Air and Soil Pollution*, DOI: 10.1007/s11270-017-3673-1.

Akyol N. H., Yolcubal I., Oxidation of Nonaqueous Phase Trichloroethylene With Permanganate In Epikarst, *Water, Air and Soil Pollution*, 2013, **224**, 1-19.

Akyol N. H., Russo Lee A., Brusseau M. L.. Impact Of Enhanced-Flushing Reagents And Organic Liquid Distribution On Mass Removal And Mass Flux Reduction, *AGU Fall Meeting*, San Francisco, USA, 5-9 December 2011.

Akyol N. H., Russo Lee A., Brusseau M. L. Impact Of Enhanced-Flushing Reagents And Organic Liquid Distribution On Mass Removal And Mass Discharge Reduction, *Water, Air and Soil Pollution*, . 2013, **224**, 17-31.

Boving T. B., Brusseau M. L.. Solubilization And Removal of Residual Trichloroethene From Porous Media: Comparison of Several Solubilization Agents, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2000, **42**, 51-67.

Brusseau M. L., Nelson N. T., Zhang Z., Blue J. E., Rohrer J., Allen T. Source-Zone Characterization of a Chlorinated-Solvent Contaminated Superfund Site in Tucson AZ , *Journal of Contaminant Hydrology*, 2007, **90**, 21–40.

Bryant D., Battey T., Coleman K., Mullen D., Wood R. Permanganate In-Situ Chemical Oxidation of TCE in a Fractured Bedrock Aquifer , *EPA-Groundwater Currents*, 2003, **43**, 1-2.

Conrad S. H., Glass R. J., Peplinski W. J., Bench-Scale Visualization of DNAPL Remediation Processes in Analog Heterogeneous Aquifers: Surfactant Floods and In Situ Oxidation Using Permanganate, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2002, **58**, 13-49.

Crimi M. L., Ko S.. Control of Manganese Dioxide Particles Resulting From in Situ Chemical Oxidation Using Permanganate, *Chemosphere*, 2009, **74**, 847-853.

Crimi M. L., Siegrist R. L.. Impact of Reaction Conditions on MnO₂ Genesis During Permanganate Oxidation , *Journal of Environmental Engineering*, 2004, **130**, 562-572.

Dettmers D. L., Macbeth T. W., Sorenson K. S., Nelson L. O., Harris P. E., Peterson L. N., Mecham P. E., Rothermel J. S., Remediation of a TCE Plume Using a Three-Component Strategy, *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, 2006, **10**, 116-125.

Dickson J. R., Stenson R., Insufficient Source Area Remediation Results in The Rebound of TCE Breakdown Products in Groundwater, *Remediation*, 2011, **21**, 87-103.

DiFilippo, E. L., Brusseau, M. L., Relationship Between Mass Flux Reduction and Source-Zone Mass Removal: Analysis of Field Data, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2008, **98**, 22–35.

Difilippo E. L., Carroll K. C., Brusseau M. L.. Impact of Organic-Liquid Distribution and Flow-Field Heterogeneity on Reductions in Mass Flux, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2010, **115**, 14–25.

DiGiulio, D. C., Ravi, V., Brusseau, M. L., Evaluation of Mass Flux to and From Ground Water Using a Vertical Flux Model (VFLUX): Application to The Soil Vacuum Extraction Closure Problem, *Ground Water Monitoring and Remediation*, 1999, **19**, 96–104.

Fried J. J., Muntzer P., Zilliox L., Ground-Water Pollution by Transfer of Oil Hydrocarbons, *Ground Water*, 1979, **17**, 586–594.

Gates-Anderson D. D., Siegrist R. L., Cline S. R.. Comparison of Potassium Permanganate and Hydrogen Peroxide as Chemical Oxidants for Organically Contaminated Soils, *Journal of Environmental Engineering*, 2001, **127**, 337-347.

Ghosh, J., Tick, G.R., A Pore Scale Investigation of Crude Oil Distribution and Removal from Homogeneous Porous Media During Surfactant-Induced Remediation, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2013, **155**, 20-30

Heiderscheidt J. L., Siegrist T. H., Illangasekare T. H., Intermediate-Scale 2D Experimental Investigation of in Situ Chemical Oxidation Using Potassium Permanganate for Remediation of Complex DNAPL Source Zones, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2008, **102**, 3-16.

Huang K. C., Hoag G. E., Chheda P., Woody B. A., Dobbs G. M., A Pilot Scale Study of Oxidation of Trichloroethylene by Sodium Permanganate, *Proceedings of the Second International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, CA, USA, 14-15 May 2000.

Huang K. C., Hoag G. E., Cheeda P., Woody B. A., Dobbs G. M., Chemical Oxidation of Trichloroethylene with Potassium Permanganate in a Porous Medium, *Advances in Environmental Research*, 2002, **7**, 217-229.

Hunkeler D., Aravena R., Parker B. L., Cherry J. A., Diao X., Monitoring Oxidation of Chlorinated Ethenes by Permanganate in Groundwater Using Stable Isotopes: Laboratory and Field Studies, *Environmental Science and Technology*, 2003, **37**, 798–804.

Kao C. M., Wu M. J., Enhanced TCDD Degradation by Fenton Reagent Preoxidation, *Journal of Hazardous Materials*, 2000, **74**, 197–211.

Kao C. M., Huang K. D., Wang J. Y., Chen T. Y., Chien T. Y., Application of Potassium Permanganate as an Oxidant for In-Situ Oxidation of Trichloroethylene-Contaminated Groundwater: A Laboratory and Kinetics Study, *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **153**, 919-927.

Ketcham R.A., Computational Methods for Quantitative Analysis of Three-Dimensional Features in Geological Specimens, *GeospHere*, 2015, **1**, 32-41.

Kim T. J., Chrysikopoulos C. V., Mass Transfer Correlations for Nonaqueous Phase Liquid Pool Dissolution in Saturated Porous Media, *Water Resources Research*, 1999, **35**, 449-459.

Li X. D., Schwartz F. W., DNAPL Remediation with In-Situ Chemical Oxidation Using Potassium Permanganate, I. Mineralogy of Mn Oxide and Its Dissolution in Organic Acids, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2004, **68**, 39-53.

Li X. D., Schwartz F. W., DNAPL Mass Transfer and Permeability Reduction During In-Situ Chemical Oxidation with Permanganate, *Geophysical Research Letters*, 2004, **31**, 21-32.

Li X. D., Schwartz F. W., DNAPL Remediation with In-Situ Chemical Oxidation Using Potassium Permanganate, II. Increasing Removal Efficiency by Dissolving Mn Oxide Precipitates, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2004, **68**, 269-287.

Li Z., Hanlie H., Combination of Surfactant Solubilization with Permanganate Oxidation for DNAPL Remediation, *Water Resources*, 2008, **42**, 605-614.

Mahal M. K., Murao A., Johnson G. R., Russo A., Brusseau M. L., Non-Ideal Behavior During Complete Dissolution of Organic Immiscible Liquid: 2. Ideal Porous Media, *Water, Air and Soil Pollution*, 2010, **213**, 191-197.

Marble J. C., Carroll K. C., Januosek H., Brusseau M. L., In-Situ Oxidation and Associated Mass-Flux-Reduction/Mass-Removal Behavior for Systems with Organic Liquid Located in Lower-Permeability Sediments, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2010, **117**, 82-93.

Mateas, D.J., Tick, G.R., and Carroll, K.C., In Situ Stabilization of NAPL Contaminant Source-Zones as a Remediation Technique to Reduce Mass Discharge and Flux to Groundwater, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2017, **204**, 40-56.

Mckay D. J., Stark J. A., Young B. L., Govoni J. W., Berini C. W., Cronan T. J., Hewitt T. J., A Field Demonstration of Trichloroethylene Oxidation Using Potassium Permanganate, *Proceedings of the Second International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, CA, USA, 10-16 May 2000.

Mercer J. W., Cohen R. M., A Review of Immiscible Fluids in the Subsurface: Properties, Models, Characterization and Remediation, *Journal of Contaminant Hydrology*, 1990, **6**, 107-163.

Narter M., Brusseau, M.L., Comparison of Interfacial Partitioning Tracer Test and High-resolution Microtomography Measurements of Fluid-fluid Interfacial Areas for an Ideal Porous Medium, *Water Resources Research*, 2010, DOI:10.1029/2009WR008375.

Poulson S. R., Naraoka H., Carbon Isotope Fractionation During Permanganate Oxidation of Chlorinated Ethylenes (DCE, TCE, PCE), *Environmental Science and Technology*, 2002, **36**, 3270-3274.

Rao P. S. C., Jawitz J.W., Enfield C. G., Falta R.W., Annable M. D., Wood A. L., Technology Integration for Contaminated Site Remediation: Clean-up Goals and Performance Criteria, *Groundwater Quality Natural and Enhanced Restoration of Groundwater Pollution*, 2002, **275**, 571-578.

Rinaldi A., Da Silva M. R., Degradation of BTX in Contaminated Soil by Using Hydrogen Peroxide (H₂O₂) and Potassium Permanganate (KMnO₄), *Water, Air and Soil Pollution*, 2011, **217**, 245-254.

Russo A., Mahal M. K., Brusseau M. L., Nonideal Behavior During Complete Dissolution of Organic Immiscible Liquid: 1. Natural Porous Media, *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **172**, 208-213.

Schnar M., Truax C., Farquhar G., Hood E., Gonulla T., Stickney B., Laboratory and Controlled Field Experiments Using Potassium Permanganate to Remediate Trichloroethylene and Tetrachloroethylene DNAPLs in Porous Media, *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, **29**, 205-224.

Scroth M. H., Ostrom M., Wietsma T. W., Istok J. D., In Situ Oxidation of Trichloroethylene by Permanganate-effects on Porous Medium Hydraulic Properties, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2001, **50**, 79-98.

Siegrist R. L., Lowe K. S., Murdoch L. C., Case T. L., Pickering D. A., In-situ Oxidation by Fracture Emplaced Reactive Solids, *Journal of Environmental Engineering*, 1999, **125**, 429-440.

Siegrist R. L., Urynowicz M. A., West O. R., Crimi M. L., Lowe K. S., Genesis and Effects of Particles Produced During In-Situ Chemical Oxidation Using Permanganate, *Journal of Environmental Engineering*, 2002, **128**, 1068-1079.

Silva P. T., Silva V. L., Neto B. B., Simonnot B., Potassium Permanganate Oxidation of Phenanthrene and Pyrene in contaminated soils, *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **168**, 1269-1273.

Stroo, H. F., Unger, M., Ward, C. H., Kavanaugh, M. C., Vogel, C., Leeson, A., Marqusee, J. A., & Smith, B. P., Remediating Chlorinated Solvent Source Zones, *Environmental Science and Technology*, 2003, **37**, 224–230.

Struse A. M., Siegrist R. L., Dawson H. E., Urynowicz M. A., Diffusive Transport of Permanganate During in-situ Oxidation, *Journal of Environmental Engineering*, 2002, **128**, 327-334.

Thomson N. R., Hood E. D., Farguhar G. J., Permanganate Treatment of an Emplaced DNAPL Source, *Ground Water Monitoring and Remediation*, 2007, **27**, 74-85.

Tick G. R., Lourenso F., Wood A. L., Brusseau M. L., Pilot-scale Demonstration of Cyclodextrin as a Solubility-enhancement Agent for the Remediation of a Tetrachloroethene-contaminated Aquifer, *Environmental Science and Technology*, 2003, **37**, 5829-5834.

Tick G. R., Rincon E., Effect of Enhanced Solubilization Agents on Dissolution and Mass Flux from Uniformly Distributed Immiscible Liquid Trichloroethylene (TCE) in Homogeneous Porous Media, *Water, Air and Soil Pollution*, 2009, **204**, 315-332.

Tick, G.R., Harvell, J.R., Murgulet, D., Intermediate-Scale Investigation of Enhanced-Solubilization Agents on the Dissolution and Removal of a Multicomponent Dense Nonaqueous Phase Liquid (DNAPL) Source, *Water Air and Soil Pollution*, DOI: 10.1007/s11270-015-2636-7.

Tsai T. T., Kao C. M., Yeh T. Y., Lianga S. H., Chiena H. Y., Application of Surfactant Enhanced Permanganate Oxidation and Biodegradation of Trichloroethylene in Groundwater, *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **161**, 111-119.

Tsitonaki A., Petri B., Crimi M., Mosbaek B., Siegrist R. L., Bjerg P. L., In-Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater Using Persulfate: A Review, *Environmental Science and Technology*, 2010, **40**, 55-91.

URL – 1: <http://www.iha.com.tr/haber-izmit-korfezinde-yakit-sizintisi-felaketi-617008/>, (Ziyaret tarihi: 8 Mayıs 2018)

URL – 2: https://www.bbc.com/turkce/haberler/2010/09/100908_bp_leak, (Ziyaret tarihi: 11 Mayıs 2018)

URL – 3: <http://www.pristinecleaningkv.com/understandingsurfactants/#.WxD9bUiFIU>, (Ziyaret tarihi: 11 Mayıs 2018)

Vella P. A., Veronda B., Oxidation of Trichloroethylene: A Comparison of Potassium Permanganate and Fenton's Reagent, Chemical Oxidation, *Technology for the Nineties in Proceedings of the third International Symposium*, PA, USA, 9-13 May, 1992.

Werner P. G., Helmke M. F., Chemical Oxidation of Tetrachloroethylene in a Fractured Saprolite/bedrock Aquifer, *Remediation*, 2003, **14**, 95-107.

West M. R., Grant G. P., Gerhard J. I., Kueper B. H., The Influence of Precipitate Formation on the Chemical Oxidation of TCE DNAPL with Potassium Permanganate, *Advances in Water Resources*, 2008, **31**, 324-338.

Wildenschild, D., Hopmans, J.W., Rivers, M.L., Kent, A.J.R., Quantitative Analysis of Flow Processes in a Sand Using Synchrotron-Based X-ray Microtomography, *Vadose Zone Journal*, 2005, **4**(1), 112-126.

Yan Y. E., Schwartz F. W., Oxidative Degradation and Kinetics of Chlorinated Ethylenes by Potassium Permanganate, *Journal of Contaminant Hydrology*, 1999, **37**, 345-365.

Yan Y. E., Schwartz F. W., Kinetics and Mechanisms for TCE Oxidation by Permanganate: A Kinetic Study, *Environmental Science and Technology*, 2000, **34**, 2535-2541.

Zhai X., Hua L., Rao P., Cosolvent Enhanced Chemical Oxidation of Perchloroethylene by Potassium Permanganate, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2006, **82**, 61-74.



EKLER

Ek-A**TCE, Na, SO₄, E.C ve pH veri çizelgesi (1. Fiziksel Heterojenlik- Deney 1)**

PV	TCE (mg/L)	E.C (ms-cm)	Na (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	pH
0,81	863	0,02	1,2	<25	6,8
0,98	1518	1,23	123	<25	7,9
1,11	4164	3,43	987	<25	7,7
1,13	4091	5,75	1343	<25	7,6
1,17	4573	8,23	1950	<25	7,9
1,23	5333	-	-	-	-
1,28	7356	-	-	-	-
1,34	7087	11,2	1850	<25	7,6
1,40	5746	-	-	-	-
1,45	7070	-	-	-	-
1,51	7124	-	-	-	-
1,68	7119	13,6	2002	<25	7,4
1,74	5720	-	-	-	-
1,86	5557	-	-	-	-
1,96	5332	-	-	-	-
2,14	4158	-	-	-	-
2,36	3872	11,7	1967	<25	7,5
2,58	3656	-	-	-	-
2,83	2424	-	-	-	-
3,04	2629	-	-	-	-
3,32	2456	-	-	-	-
3,56	1918	-	-	-	-
3,79	2697	10,5	1793	<25	7,8
4,01	1918	-	-	-	-
4,22	1608	-	-	-	-
4,43	2010	9,8	1856	<25	7,6
4,67	1489	-	-	-	-
4,89	1686	-	-	-	-
5,12	1445	-	-	-	-
5,34	1451	-	-	-	-
5,59	1440	-	-	-	-
5,81	1205	-	-	-	-
6,03	1132	-	-	-	-
6,12	1042	-	-	-	-
6,38	834	-	-	-	-
6,46	831	-	-	-	-
6,57	888	7,67	1756	<25	7,4
6,75	620	3,27	743	<25	7,6
7,00	441	2,12	164	<25	7,2
7,24	94	1,1	42	<25	7,3
7,48	45	0,6	13	<25	7,1
7,50	12	0,03	1	<25	6,8
7,72	0,94	0,03	0,6	<25	6,9

Ek-BTCE, Na, SO₄, E.C ve pH veri çizelgesi (1. Fiziksel Heterojenlik- Deney 2)

PV	TCE (mg/L)	E.C (ms- cm)	Na (mg/L)	SO₄ (mg/L)	PH
0,59	556	0,02	1,2	<25	6,8
1,19	888	1,23	48	<25	7,9
1,40	888	0,94	234	<25	7,7
1,63	662	1,86	401	<25	7,6
1,85	654	2,78	447	<25	7,9
2,06	364	-	-	-	-
2,30	361	-	-	-	-
2,53	368	4,1	423	<25	7,6
2,75	358	-	-	-	-
2,98	387	-	-	-	-
3,21	416	-	-	-	-
3,44	285	3,9	443	<25	7,4
3,66	160	-	-	-	-
3,89	200	-	-	-	-
5,65	175	-	-	-	-
5,88	223	-	-	-	-
6,22	234	3,4	472	<25	7,5
6,79	231	-	-	-	-
7,25	222	-	-	-	-
7,57	231	0,37	42	<25	7,3
9,35	192	0,6	13	<25	7,1
11,17	84	0,03	1	<25	6,8
11,40	14	0,03	0,6	<25	6,9
12,01	0,78	0,04	0,3	<25	7,1

Ek-C

Deney sırasındaki E.C, Na, SO₄, TCE ve pH veri çizelgesi (2. Fiziksel Heterojenlik-Deney 1)

PV	TCE (mg/L)	E.C (cm-ms)	Na (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	pH
0,01	0	0,1	1	<25	7,3
0,11	4	1,27	56	<25	7,7
0,21	44	-	-	<25	7,9
0,32	87	-	-	<25	-
0,42	124	-	-	<25	-
0,52	185	4,82	425	<25	7,8
0,63	198	-	-	<25	-
0,73	310	-	-	<25	-
0,63	412	-	-	<25	-
0,94	598	-	-	<25	-
1,04	1241	-	-	<25	-
1,14	1580	-	-	<25	-
1,25	1024	-	-	<25	-
1,35	987	4,73	399	<25	7,9
1,46	854	-	-	<25	-
1,56	821	-	-	<25	-
1,80	784	-	-	<25	-
1,87	654	4,32	478	<25	7,8
1,97	614	-	-	<25	-
2,08	632	-	-	<25	-
2,18	621	-	-	<25	-
2,28	632	-	-	<25	-
2,39	601	-	-	<25	-
2,49	587	-	-	<25	-
2,59	494	-	-	<25	-
2,70	421	-	-	<25	-
2,80	456	4,1	489	<25	7,8
2,90	360	-	-	<25	-
3,01	325	-	-	<25	-
3,11	254	-	-	<25	-
3,21	201	4,12	387	<25	8
3,32	145	4,87	287	<25	7,9
3,42	78	2,72	37	<25	7,8
3,52	25	0,45	3	<25	7,3
3,63	3	0,23	0,6	<25	6,9
3,73	0,1	0,11	0,3	<25	7,1

Ek -4

Deney sırasındaki E.C, Na, SO₄, TCE ve pH veri çizelgesi (2. Fiziksel Heterojenlik-Deney2)

PV	TCE (mg/L)	E.C (ms-cm)	Na (mg/L)	SO4 (mg/L)	pH
0,01	0	0,002	1,3	<25	7,5
0,11	12	0,09	5,5	<25	7,4
0,21	56	0,45	13	<25	7,6
0,32	101	1,12	62	<25	7,2
0,42	156	3,28	85	<25	7,3
0,52	183	3,14	112	<25	7,4
0,63	270	3	185	<25	7,1
0,73	301	3,1	207	<25	7,2
0,63	369	3,25	245	<25	7,4
0,94	620	3,23	521	<25	7,5
1,04	788	3,21	481	<25	7,7
1,14	788	-	-	<25	-
1,25	905	-	-	<25	-
1,35	654	-	-	<25	-
1,46	547	-	-	<25	-
1,56	521	3,28	442	<25	7,8
1,80	498	-	-	<25	-
1,87	452	-	-	<25	-
1,97	401	2,65	504	<25	7,4
2,08	423	-	-	<25	-
2,18	402	-	-	<25	-
2,28	394	-	-	<25	-
2,39	351	2,21	486	<25	7,9
2,49	254	-	-	<25	-
2,59	301	-	-	<25	-
2,70	241	-	-	<25	-
2,80	221	-	-	<25	-
2,90	221	-	-	<25	-
3,01	207	1,14	412	<25	7,6
3,11	187	-	-	<25	-
3,21	174	-	-	<25	-
3,32	165	-	-	<25	-
3,42	145	-	-	<25	-
3,52	102	-	-	<25	-
3,63	45	0,95	394	<25	-
3,73	14	-	-	<25	-
3,77	7	-	-	<25	-
3,8	4	-	-	<25	-
3,9	2	0,0065	56	<25	-
4	1,7	0,002	3,2	<25	7,5

KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

Akyol N, H., **Turkkan S.**, Effect of Cyclodextrin – Enhanced Dissolution on Mass Removal and Mass- Flux Reduction Relationships for Non-uniformly Organic Liquid Distribution in Heterogeneous Porous Media, *Water, Air and Soil Pollution*, DOI: 10.1007/s11270-017-3673-1.

Akyol N, H., **Turkkan S.**, Cyclodextrin-Enhanced In-situ Flushing of TCE Source Zones Resided in Heterogeneous Porous Media, *International Journal Of Advances in Science Engineering and Technology*, 2017, **5**, 22-25.

Turkkan S., Akyol N,H., Özbay İ., Özbay B., Karataş T., In-Situ Remediation of Chlorinated Solvents in Heterogeneous Porous Media by Cyclodextrine, *ICENS*, Sarajevo, Bosnia and Herzegovina, 24-28 May 2016,

Akyol N, H., **Turkkan S.**, Cyclodextrin-Enhanced In-situ Flushing of TCE Source Zones Resided in Heterogeneous Porous Media, *International Conference on Science, Engineering & Technology*, Berlin, Germany, 3-4 March 2017,

Turkkan S., Akyol N,H., In-Situ Remediation Of Trichloroethylene Source Zones by Sodium Dodexyl Sulfate Flushin, *Çukurova Üniversitesi 40. Yıl Jeoloji Kurultayı*, Adana,Türkiye, 3-6 May 2017.

Akyol N, H., **Turkkan S.**, Kılavuz S., Özbay İ., Özbay B., Effect of Enhanced-Solubilization Agents on Mass Removal and Mass Discharge Reduction for TCE Source Zones in Heterogeneous Porous Media, *ICENS*, Budapest, Hungary, 6-8 May 2017.

Turkkan S., Akyol N,H., TCE Kaynak Zonlarının Tween 80, Sodyum Dodeksil Sülfat (SDS) ve Saf Su İle Yerinde Islahı, *II, International Academic Research Congress*, Antalya, Türkiye, 18-21 October 2017.

ÖZGEÇMİŞ

1992 yılında Sakarya’da doğdu, İlk, orta ve lise öğrenimini Sakarya’da tamamladı, 2010 yılında girdiği Kocaeli Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Jeoloji Mühendisliği Bölümü’nden 2015 yılında Jeoloji Mühendisi olarak mezun oldu, 2015-2018 yılları arasında, Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Jeoloji Mühendisliği Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimini tamamladı, 2015-2017 yılları arasında Kocaeli Üniversitesi’nde Tübitak Proje Asistanı olarak çalıştı, Yüksek lisansı süresinde bir ulusal bir SCI makale yayınladı, İki Uluslararası sempozyumda sözlü sunum bir sempozyumda poster sunumu yaptı, Ayrıca Berlin’de düzenlenen Uluslararası sempozyumda çalıştığı proje sunumu, en iyi sunum ve içerik ödülüne layık görüldü, Proje asistanlığı sona erdiği 2017 Haziran ayından itibaren Eylül Uluslararası Test Cihazlarında Jeoloji Mühendisi olarak çalışmaktadır,