

**T.C.
TUNCELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**TUNCELİ İLİ DÜZENSİZ KATI ATIK DEPOLAMA ALANI ZEMİN
ÖZELLİKLERİ VE SIZINTI SUYUNUN KARAKTERİZASYONU**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Deniz DEMİRBİLEK

Anabilim Dalı: Çevre Mühendisliği

DANIŞMAN

Doç. Dr. Ayten ÖZTÜFEKÇİ ÖNAL

HAZİRAN-2012

**T.C.
TUNCELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**TUNCELİ İLİ DÜZENSİZ KATI ATIK DEPOLAMA ALANI ZEMİN
ÖZELLİKLERİ VE SIZINTI SUYUNUN KARAKTERİZASYONU**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Deniz DEMİRBİLEK

(091102101)

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 21/05/2012

Tezin Savunulduğu Tarih : 20/06/2012

Tez Danışmanı : Doç. Dr. Ayten ÖZTÜFEKÇİ ÖNAL (T.Ü.)

Diğer Jüri Üyeleri : Yrd. Doç. Dr. Veysel DEMİR (T.Ü.)

Yrd. Doç. Dr. Gülşad USLU (F.Ü.)

HAZİRAN-2012

Deniz DEMİRBEK tarafından hazırlanan TUNCELİ İLİ DÜZENSİZ KATI ATIK DEPOLAMA ALANI ZEMİN ÖZELLİKLERİ VE SIZINTI SUYUNUN KARAKTERİZASYONU adlı bu tezin Yüksek Lisans tezi olarak uygun olduğunu onaylarım.

Doç. Dr. Ayten ÖZTÜFEKÇİ ÖNAL
Tez Yöneticisi

Bu çalışma, jürimiz tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir. Bu tez, Tunceli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygundur.

Başkan : Doç. Dr. Ayten ÖZTÜFEKÇİ ÖNAL (T.Ü.)

Üye : Yrd. Doç. Dr. Gülşad USLU (F.Ü.)

Üye : Yrd. Doç. Dr. Veysel DEMİR (T.Ü.)

Tarih : 20/06/2012

ÖNSÖZ

Düzensiz ve kontrolsüz katı atık depolama alanları günümüzde ve gelecekte çevresel risk faktörleri yüksek alanlardır. Bu alanların jeolojik yapısı, zemin özellikleri, atık kaynaklı sızıntı suyunun karakteristiği toprak, yüzey ve yeraltı sularının kirlenme derecesini etkileyen önemli parametrelerdir. Bu nedenle, Tunceli ili düzensiz katı atık depolama alanının çevresel risk faktörlerinde etkili olan atık sahası ve civarının jeolojik yapısı, saha zeminin geçirimsizliği ve indeks özellikleri ile sızıntı suyunun fiziksel ve kimyasal karakterizasyonu çalışmaları üzerinde yoğunlaşmıştır.

Tez kapsamında yapılan arazi çalışmaları ile atık sahasının jeolojik haritası hazırlanmış, farklı litolojilerden alınan örneklerin mikroskobik incelemeleri ile kaya türleri tanımlanmıştır. Atık sahasında açılan çukurlardan alınan örselenmiş örnekler üzerinde XRD tüm kaya çözümlenmeleri ve zemin mekaniği deneyleri yapılarak, zeminin mineralojik bileşimi, geçirimsizliği ve indeks özellikleri tespit edilmiştir. Sızıntı suyunun kimyasal karakterizasyonu ise 12 ay (Aralık 2010 ile Kasım 2011 arasında) boyunca yerinde yapılan ölçümler ve alınan örneklerin analizi ile belirlenmiştir. Tez çalışması kapsamında yapılan bu araştırmanın ilk oluşu, elde edilen verilerin Tunceli ili düzenli katı atık depolama alanı yer seçimi ve sızıntı suyu arıtım teknikleri araştırmalarına altlık oluşturacağı için son derece önemlidir.

Tez çalışmasının jeoloji ayağının hem arazi hem de büro çalışmaları Öğr. Gör. Ali ÖNAL'ın değerli katkılarıyla desteklenmiştir. TÜBİTAK desteğiyle yürütülen projede araştırmacı olan Yrd. Doç. Dr. Gülşad USLU ve bursiyer olarak görev yapan Dr. Hilal ARSLANOĞLU IŞIK sızıntı suyu karakterizasyon çalışmalarının yürütülmesinde desteklerini esirgememiştir. Sızıntı suyu karakterizasyon çalışmalarının ve saha ile ilgili yapılan jeolojik çalışmaların her iki ayağında da Yrd. Doç. Dr. Veysel DEMİR destekleriyle yanımızda olmuştur. Verilen tüm destekler çok değerliydi. Teşekkür ederim.

Petrografik ince kesitlerin yapımı aşamasında Yrd. Doç. Dr. Sevcan KÜRÜM'e, zemin mekaniği deneylerinin yürütülmesinde Arş. Gör. Müge ORAKOĞLU'na ve deney sonuçlarının kontrolünde Doç. Dr. Zülfü GÜROCAK'a yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Tez çalışmasına verdiği çok önemli katkıları ile nefes almamı ve tez çalışmasının ötesinde yolumu açıp yürümemi sağlayan tez danışmanı değerli hocam Doç. Dr. Ayten ÖZTÜFEKÇİ ÖNAL'a sonsuz teşekkürler ederim.

Bu tez Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırmalar Kurumu (TÜBİTAK), Çevre Atmosfer Yer ve Deniz Bilimleri Araştırma Grubu (ÇAYDAG) tarafından hızlı destek programı kapsamında 25.000 TL ile desteklenmiş olup bu destek miktarının 15.220,48 TL'si harcanarak çalışma tamamlanmıştır. Sağlanan maddi destek için, TÜBİTAK-ÇAYDAG'a teşekkürlerimi sunarım.

Deniz DEMİRBİLEK

TUNCELİ - 2012

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ	I
İÇİNDEKİLER	II
ÖZET	IV
SUMMARY	VI
ŞEKİLLER LİSTESİ	VIII
TABLolar LİSTESİ	XI
KISALTMALAR LİSTESİ	XIII
SEMBOLLER LİSTESİ	XIV
1.GİRİŞ	1
1.1. Katı Atık Depolama Alanları için Yer Seçimi	4
1.1.1. Yer Seçiminde Jeolojik ve Hidrojeolojik Yapının Önemi	6
1.1.2. Yer Seçiminde Zeminin Mineralojik Bileşiminin Önemi	6
1.2. Zeminde Örnek Alma	7
1.3. Zeminin Jeoteknik Özellikleri	8
1.3.1. Zemin Bileşenleri	9
1.3.2. Katı Tane Boyutları	9
1.3.3. Killer ve Siltlerin Özellikleri	10
1.3.4. Zeminlerin İndeks Özellikleri	11
1.3.5. Zeminlerin Sınıflandırılması	15
1.4. Katı Atık Kaynaklı Sızıntı Suyu Oluşumu	16
1.5. Atık Yığınlarında Su Dengesi	17
1.6. Sızıntı Suyu Hidroliği	20
1.7. Sızıntı Suyuna Karakteristik Özellikler Kazandıran Süreçler	22
1.7.1. Katı Atık – Sızıntı Suyu Sistemlerinde Fiziksel Kimyasal Süreçler	23
1.7.2. Sızıntı Suyu-Katı Atık Sistemlerinde Biyolojik Süreçler	23
1.7.3. Su Rejiminin Sızıntı Suyu Karakteristiğine Etkisi	27
2. MATERYAL ve METOT	32
2.1. Jeolojik Çalışmalar	32
2.2. Örnekleme	33
2.3. Mineralojik Çalışmalar	34
2.4. İndeks ve Geçirimsizlik Özelliklerinin Belirlenmesi için Yapılan Deneyler	34
2.5. Sızıntı Suyu Gözlem ve Ölçüm Noktaları	44
2.6. Sızıntı Suyu Örneklerinin Alınması ve Analizi	45
2.7. Meteorolojik Veriler	47

3. BULGULAR	49
3.1. Tunceli ilinin Genel Jeolojisi ve Depremselliği	49
3.2. Tunceli ili Katı Atık Depolama Alanının Jeolojisi	51
3.2.1. Petrografik Özellikler	57
3.3. Katı Atık Depolama Alanındaki Zeminin Özellikleri ve Sınıflandırması	61
3.3.1. Çukurların Gözlemsel İncelemesi	61
3.3.2. Zeminin Mineralojik Özellikleri	62
3.3.3. Zemin Mekanığı Deneylerinden Elde Edilen Bulgular	65
3.4. Kaynak Suyu Analizlerinden Elde Edilen Bulgular	72
3.5. Sızıntı Suyu Analizlerinden Elde Edilen Bulgular	74
3.5.1. Sıcaklık	74
3.5.2. pH	76
3.5.3. Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli	78
3.5.4. İletkenlik	81
3.5.5. Biyolojik Oksijen İhtiyacı	83
3.5.6. Kimyasal Oksijen İhtiyacı	85
3.5.7. Alkalinite	88
3.5.8. Klorür İyonu	91
3.5.9. Sülfat İyonu	93
3.5.10. BOİ ₅ /KOİ Oranı	95
3.5.11. Ortofosfat	96
3.5.12. Amonyum Azotu	99
3.5.13. Toplam Kjendal Azotu	101
3.5.14. Askıda Katı Madde	103
3.5.15. Toplam Katı Madde	103
3.5.16. Toplam Uçucu Katı Madde	106
3.5.17. Sodyum İyonu	108
3.5.18. Potasyum İyonu	110
3.5.19. Kalsiyum İyonu	112
3.5.20. Magnezyum İyonu	114
3.5.21. Demir iyonu	114
3.5.22. Mangan İyonu	119
3.5.23. Bakır İyonu	122
3.5.24. Çinko İyonu	125
3.5.25. Kadmiyum İyonu	127
4. SONUÇ ve TARTIŞMA	128
5. ÖNERİLER	130
KAYNAKLAR	132
ÖZGEÇMİŞ	136

ÖZET

Tunceli düzensiz katı atık depolama sahasının mevcut ve olası çevresel risklerinin belirlenmesi ve belirlenen çevresel riskler için çözüm önerilerinin üretilmesi bu tez çalışmasının amacını oluşturmaktadır. Bu amaçla; Atık depolama sahasının jeolojisi, zemin özellikleri ve sızıntı suyunun karakteristiği ayrıntılı olarak çalışılmış ve konu ile ilgili ilk bilimsel veriler bu tez kapsamında elde edilmiştir.

Jeolojik çalışmalardan elde edilen verilere göre; atık sahasının bulunduğu alan ve civarında tüf ve volkanik kumtaşı aralanmasından oluşan volkaniklastik kayalar bulunmaktadır. Tüf ve volkanik kumtaşından alınan örneklerin petrografik incelemesi sonucunda volkaniklastik kayaların andezitik-dasitik bileşimde ve çok çatlaklı, kırıklı, faylı olduğu belirlenmiştir. Atık tabanında yer alan doğal zemin 40-50 cm kalınlıkta olup volkaniklastik kayaların ayrışmasından oluşmuştur. Bu doğal zeminin XRD difraktomları ile belirlenen mineralojik bileşimi kil (simektit)+feldispat (plajiyoklas)+kuvars+hornblend ve hematit olup, bu minerallerin kaynağı atık alanındaki volkaniklastik kayalardır. Zemin örnekleri üzerinde laboratuarda yapılan deneyler sonucunda, atık tabanındaki doğal zeminin özgül ağırlık değerlerinin 2,45 ile 2,70, geçirimsizlik değerlerinin de 10^{-5} ile 10^{-8} cm/s arasında değiştiği tespit edilmiştir. Kıvam ve tane boyu değerleri bakımından birleştirilmiş zemin sınıflandırma sistemine (USCS) göre çoğunlukla kötü derecelenmiş kum-silt karışımı (SM) zemin sınıfındadır.

Katı atık depolama sahasından çıkan sızıntı suyunun arazide (sıcaklık, pH, oksidasyon reduksiyon potansiyeli ve iletkenlik) ve laboratuarda (BOI_5 , KOI , alkalinite, SO_4^{2-} , Cl^- , ortofosfat, NH_4^+ -N, TKA, TKM, TUKM, AKM, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} ve Cd^{2+}) yapılan fiziksel/kimyasal analizleri altı istasyonda 12 ay boyunca periyodik olarak sürdürülmüştür. Elde edilen biyolojik olarak kullanılabilir organik madde miktarı ve hafif alkali pH değerleri, atık kütesinde baskın safhanın metanojenik evre olduğunu göstermiştir. İstasyon noktalarına ait ortalama BOI_5 ve KOI değerleri sırasıyla 70 ve 425 mg/L olarak ölçülmüş, ortalama BOI_5/KOI oranı ise 0,20 olarak hesaplanmıştır. Ortalama NH_4^+ -N değeri 70 mg/L, ortofosfat değeri ise 11 mg/L'dir. TKM ve AKM için ortalama değerler 4681 mg/L ve 144 mg/L iken, iletkenlik değerleri 2,99 ile 15,73 mS arasında değişmektedir. Yağışlı aylarda (Aralık-Nisan arası) seyrelme süreçleri ile sızıntı suyu

kirlilik yükünde bazı parametreler yönünden azalmalar olsa da atık kütlelerinde geçerli olan hidrolojik rejim süreçleri sızıntı suyunun çevresel risk faktörlerini yüksek tutmaktadır.

Atık sahasının tabanında yer alan doğal zeminin geçirimsizliğinin çoğunlukla 10^{-7} 'den küçük ve doğal zeminin altındaki kayaların fazla çatlaklı ve kırıklı olması, bu alandaki zeminin atık sahası tabanı için uygun olmadığını göstermiştir. Denetimsiz olarak çevreye yayılan sızıntı suyunun organik ve inorganik kirlilik yükü düşünüldüğünde, hem kurak hem de yağışlı dönemde etkileşimde bulunduğu doğal alanları ve yüzeysel su kaynaklarını kirletmektedir. Elde edilen jeolojik veriler atık kaynaklı sızıntı suyunun bu alandaki yeraltı suyunu kirletme riskinin de bulunduğunu düşündürmektedir.

Anahtar Kelimeler: Karakterizasyon, Sızıntı Suyu, Katı Atık, Düzensiz Depolama, Zemin, Jeolojik Yapı, Tunceli.

SUMMARY

Tunceli Province Unsanitary Solid Waste Landfill Site Soil Properties and Characterization of Leachate

The aims of this thesis are to determine existing and potential environmental risks of Tunceli unsanitary waste disposal site and to propose solutions for determined environmental risks. For this purpose, the geology and soil properties of waste disposal site and characteristics of leachate have been studied in detail and the first scientific data on the subject have been obtained within the scope of this thesis.

According to data obtained from geological studies, volcanoclastic rocks that consist of alternation of volcanic sandstone and tuffs are present in the disposal site area and around it. As a result of petrographical analyses of samples taken from volcanic sandstone, it has been determined that volcanoclastic rocks are in andesitic-dasitic form and very crackled, fractured and faulted. Natural soil at the base of the waste is 40-50 cm thick and consists of disintegration of volcanoclastic rocks. The mineralogical composition of this natural soil determined by XRD diffractoms is clay (smectite)+feldspar (plagioclase)+quartz+hematite and hornblende and the sources of these minerals are volcanoclastic rocks in waste site. As a result of experiments on samples conducted in laboratory, it was determined that specific gravity values of natural soil at the base of waste and permeability values vary between 2.45-2.70 and 10^{-5} - 10^{-8} cm/s respectively. According to the unified soil classification system (USCS), in terms of texture and grain size values, it is often in poorly-graded sand-silt mixture (SM) soil class.

Physical/chemical analyses of the landfill leachate from solid waste disposal site area conducted in the laboratory (BOD₅, COD, alkalinity, SO₄²⁻, Cl⁻, orthophosphate, NH₄⁺-N, TKN, TS, TVS, SS, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺ and Cd²⁺) and field (temperature, pH, oxidation-reduction potential, conductivity) were carried on at six stations periodically for 12 months. The obtained amount of organic matter that can be used biologically and slightly alkaline pH values showed that the dominated phase in the waste mass is at methanogenic stage. The average BOD₅ and COD values of station points were measured as 70 and 425 mg/L respectively and also the average BOD₅/COD ratio

was calculated as 0.20. Average NH_4^+ -N value is 70 mg/L and orthophosphate value is also 11 mg/L. When the average values of TS and SS are 4681 mg/L and 144 mg/L, the conductivity values vary between 2.99 mS and 15.73 mS. Although there are reductions in pollution load with dilution processes in terms of some parameters, the hydrological regime processes valid in waste mass keep the environmental risk factors of the leachate high.

Permeability of natural soil which is lower than 10^{-7} at the base of waste site and very fractured and crackled rocks under natural soil showed that the soil in this area is not appropriate for a base of the waste site. When the inorganic and organic pollution load of leachate spreading to environment uncontrolled is considered, it pollutes surface water resources and natural areas interacting with during both rainy and dry seasons. Obtained geological data suggest that there is a risk for groundwater pollution by the leachate emerging from this site.

Key Words: Characterization, Leachate, Solid Waste, Unsanitary Disposal, Soil, Geological Structure, Tunceli.

ŞEKİLLER LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 1.1. Tunceli ili düzensiz katı atık sahasının mevcut durumu (bakış kuzeyden güneye)	2
Şekil 1.2. Tunceli ili düzensiz katı atık sahasının mevcut durumu (bakış güneyden kuzeye)	3
Şekil 1.3. Zeminin hacim ve su içeriği arasındaki ilişki	13
Şekil 1.4. Plastisite kartı	14
Şekil 1.5. Düzenli depo sahalarında su denge bileşenleri	19
Şekil 1.6. Katı atık yığınları içerisinde su dağılımı	22
Şekil 1.7. Biyolojik süreçler boyunca sızıntı suyu ve depo gazı bileşimde meydana gelen değişiklikler	28
Şekil 1.8. Katı atık-sızıntı suyu sistemlerinde bakteri grupları, substratlar ve ara ürünler arasında gerçekleşen ilişkilerin en önemlileri	29
Şekil 2.1. Katı atık sahasında açılan zemin örnekleme çukurlarının konumu	34
Şekil 2.2. Sızıntı suyu örnekleme istasyonlarının konumları	46
Şekil 3.1. Genel jeoloji haritası	50
Şekil 3.2. Tunceli ili deprem haritası	51
Şekil 3.3. Tunceli ili düzensiz katı atık sahası ve yakın civarının jeoloji haritası	52
Şekil 3.4. Volkaniklastik istifteki tuf düzeyleri ve üzerindeki eski taraça. Katı atık sahası güneybatısı (bakış güneybatıdan kuzeydoğuya)	53
Şekil 3.5. Atık sahasının güneyinde geniş yayımlı olan taraçaların görünümü. Katı atık sahası güneyi (bakış güneyden kuzeye)	53
Şekil 3.6. Volkaniklastik istifteki tuf ve lapillitaşı düzeylerinin ardalanması ve tabakalı görünümü. Katı atık sahası kuzeyi (bakış kuzeydoğudan güneybatıya)	54

Şekil 3.7. Volkaniklastik istifteki lapillitaşı (volkanik kumtaşı) düzeylerinin yakından görünümü ve içerisindeki elipsoidal, andezitik bileşimli anklav. Katı atık sahası kuzeyi (bakış güneybatıdan kuzey doğuya)	55
Şekil 3.8. Volkaniklastik istifin içerisindeki doğrultu atımlı faylanma. Katı atık sahasının doğu sınırı (bakış doğudan batıya)	56
Şekil 3.9. Volkaniklastik istifteki lapillitaşı (volkanik kumtaşı) düzeylerindeki kırık sistemi. Katı atık sahası kuzeyi (bakış güneybatıdan kuzeydoğuya)	56
Şekil 3.10. Dasitik-andezit bileşimli litik tufün mikroskobik görünümü (örnek no DA-3), //N.	57
Şekil 3.11. Dasitik-andezit bileşimli kristalli tüflerde bulunan mikro kristaller (DA-1 nolu örnek), //N. Tamamen opaklaşmış (siyah) mafik mineraller, amfibol (yeşil), çok kırıklı plajiyoklas (beyaz) ve kuvars (beyaz) kristalleri	58
Şekil 3.12. Andezitik bileşimli lapillitaşı (DA-8 nolu örnek), //N. Tamamen opaklaşmış siyah mafik mineral altıgen amfibol ve zonlu, ikizlenmeli plajiyoklaslar (beyaz).	59
Şekil 3.13. Dasitik bileşimli lapillitaşı (DA-9 nolu örnek), //N. Kuvars ve polisentetik ikizli plajiyoklas (beyaz)	59
Şekil 3.14. Andezit porfirlerin genel görünümü (DA-10 nolu örnek), //N.	60
Şekil 3.15. Atık sahasındaki doğal zeminin, örnek alım çukurlarında derine doğru değişiminin görünümleri	63
Şekil 3.16. Altı adet örneğin tüm kayaç X- ışınları kırınım difraktomları	65
Şekil 3.17. DZ-1, DZ-2 ve DZ-3 kodlu zemin örneklerinin tane boyu dağılım eğrileri	70
Şekil 3.18. DZ-4, DZ-5 ve DZ-6 kodlu zemin örneklerinin tane boyu dağılım eğrileri	70
Şekil 3.19. İstasyon noktalarında ölçülen sıcaklık değerlerinin aylara göre değişimi .	75
Şekil 3.20. İstasyon noktalarında ölçülen pH değerlerinin aylara göre değişimi	77
Şekil 3.21. İstasyon noktalarında ORP değerlerinin zamana bağlı değişimi	79
Şekil 3.22. İstasyon noktalarında elde edilen iletkenlik değerlerinin zamana bağlı değişimi	82
Şekil 3.23. İstasyon noktalarında elde edilen BOİ ₅ değerlerinin zamana bağlı değişimi	84

Şekil 3.24. İstasyon noktalarında elde edilen KOİ değerlerinin zamana bağlı değişimi	86
Şekil 3.25. İstasyon noktalarına ait alkalinite değerlerinin zamana bağlı değişimi	90
Şekil 3.26. İstasyon noktalarına ait Cl ⁻ değerlerinin zamana bağlı değişimi	92
Şekil 3.27. İstasyon noktalarına ait SO ₄ ²⁻ değerlerinin zamana bağlı değişimi	94
Şekil 3.28. İstasyon noktaları için hesaplanan BOİ ₅ /KOİ oran değerlerinin zamana bağlı değişimi	96
Şekil 3.29. İstasyon noktalarına ait ortofosfat değerlerinin zamana bağlı değişimi ...	97
Şekil 3.30. İstasyon noktalarına ait NH ₄ ⁺ -N değerlerinin zamana bağlı değişimi	100
Şekil 3.31. İstasyon noktalarına ait TKA değerlerinin zamana bağlı değişimi	102
Şekil 3.32. İstasyon noktalarına ait AKM değerlerinin zamana bağlı değişimi	104
Şekil 3.33. İstasyon noktalarına ait TKM değerlerinin zamana bağlı değişimi	105
Şekil 3.34. İstasyon noktalarına ait TUKM değerlerinin zamana bağlı değişimi	107
Şekil 3.35. İstasyon noktalarına ait Na ⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	109
Şekil 3.36. İstasyon noktalarına ait K ⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	111
Şekil 3.37. İstasyon noktalarına ait Ca ²⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	113
Şekil 3.38. İstasyon noktalarına ait Mg ²⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	115
Şekil 3.39. İstasyon noktalarına ait Fe ²⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	117
Şekil 3.40. İstasyon noktalarına ait Mn ²⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	120
Şekil 3.41. İstasyon noktalarına ait Cu ²⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	123
Şekil 3.42. İstasyon noktalarına ait Zn ²⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi	126

TABLolar LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 1.1. Plastisite indisine göre zeminin plastiklik derecesi ve tanımı	14
Tablo 1.2. Zemin tiplerine göre kabul edilen geçirimlilik katsayıları	15
Tablo 1.3. Sızıntı sularının kalitesini belirleyen belli başlı parametreler ve parametre değerleri	18
Tablo 2.1. Sızıntı suyu örnek alım noktalarının coğrafik konumları	45
Tablo 2.2. Sızıntı suyu analizlerinde kullanılan yöntemler	48
Tablo 2.3. Tunceli ilinde Ekim 2010- Kasım 2011 arasındaki dönemde kaydedilen aylık toplam yağışlar	48
Tablo 3.1. Saha zeminin mineralojik bileşimi	64
Tablo 3.2. Zemin örneklerinin kıvam, plastisite, özgül ağırlık ve su içerik değerleri .	67
Tablo 3.3. Zemin örneklerinin elek açıklıklarına göre eleklerden geçen yüzdeleri	69
Tablo 3.4. Zemin örneklerinin çakıl, kum, silt ve kil tanelerinin ağırlıkça yüzdeleri ile C_u , C_c katsayıları	71
Tablo 3.5. Zemin örneklerinin geçirimlilik katsayıları ve zemin sınıfları	72
Tablo 3.6. Çalışma sahası mevsimsel yeraltı kaynak sularının analiz sonuçları ve I. ve II. sınıf kıta içi kaynak suyu standartları	73
Tablo 3.7. İstasyon noktalarında elde edilen aylık sıcaklık değerleri	75
Tablo 3.8. Sızıntı suyu örneklerinde arazide ölçülen pH değerleri	77
Tablo 3.9. İstasyon noktalarına ait aylık ORP ölçüm değerleri	79
Tablo 3.10. İstasyon noktalarına ait aylık iletkenlik değerleri	82
Tablo 3.11. Sızıntı suyu örneklerinin aylık BOI_5 ölçüm değerleri	84
Tablo 3.12. Sızıntı suyu örneklerinin aylık KOI ölçüm değerleri	86
Tablo 3.13. Sızıntı suyu örneklerinin aylık alkalinite ölçüm değerleri	90

Tablo 3.14. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Cl ⁻ iyonu ölçüm değerleri	92
Tablo 3.15. Sızıntı suyu örneklerinin aylık SO ₄ ²⁻ ölçüm değerleri	94
Tablo 3.16. Sızıntı suyu örneklerinin aylık ortofosfat ölçüm değerleri	97
Tablo 3.17. Sızıntı suyu örneklerinin aylık NH ₄ ⁺ -N ölçüm değerleri	100
Tablo 3.18. Sızıntı suyu örneklerinin aylık TKA ölçüm değerleri	102
Tablo 3.19. Sızıntı suyu örneklerinin aylık AKM ölçüm değerleri	104
Tablo 3.20. Sızıntı suyu örneklerinin aylık TKM ölçüm değerleri	105
Tablo 3.21. Sızıntı suyu örneklerinin aylık TUKM ölçüm değerleri	107
Tablo 3.22. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Na ⁺ ölçüm değerleri	109
Tablo 3.23. Sızıntı suyu örneklerinin aylık K ⁺ ölçüm değerleri	111
Tablo 3.24. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Ca ²⁺ ölçüm değerleri	113
Tablo 3.25. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Mg ²⁺ ölçüm değerleri	115
Tablo 3.26. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Fe ²⁺ ölçüm değerleri	117
Tablo 3.27. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Mn ²⁺ ölçüm değerleri	120
Tablo 3.28. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Cu ²⁺ ölçüm değerleri	123
Tablo 3.29. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Zn ²⁺ ölçüm değerleri	126

KISALTMALAR LİSTESİ

AASHTO	: Amerikan Karayolları ve Ulaşım Dairesi
AKM	: Askıda Katı Madde
ASTM	: Amerikan Deneyler ve Malzemeler Enstitüsü
BOİ ₅	: Beş Günlük Biyolojik Oksijen İhtiyacı
ÇED	: Çevresel Etki Değerlendirme
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KAKY	: Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği
LL	: Likit Limit
NP	: Plastik Olmayan Zemin
PI	: Plastisite İndisi
PL	: Plastik Limit
RL	: Rötire Limiti
ORP	: Oksidasyon-Redüksiyon Potansiyeli
TKA	: Toplam Kjendal Azotu
TKM	: Toplam Katı Madde
TUKM	: Toplam Uçucu Katı Madde
USCS	: Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırma Sistemi
YAS	: Yeraltı Suyu
XRD	: X-Işını Kırınımı

SEMBOLLER LİSTESİ

C_c	: Derecelenme sayısı
C_u	: Üniıormluluk sayısı
D_{10}	: Zemin tanelerinin %10 geçen yüzdesine karşılık gelen ap
D_{30}	: Zemin tanelerinin %30 geçen yüzdesine karşılık gelen ap
D_{50}	: Zemin tanelerinin %50 geçen yüzdesine karşılık gelen ap
D_{60}	: Zemin tanelerinin %60 geçen yüzdesine karşılık gelen ap
G_s	: Özgöl ağırlık
w	: Su içeriği
w_{opt}	: Optimum su içeriği
γ_n	: Doğal birim hacim ağırlık
γ_k	: Kuru birim hacim ağırlık
γ_{kmax}	: Maksimum kuru birim hacim ağırlık

1. GİRİŞ

Dünyadaki nüfus ve yaşam standartlarındaki artışa paralel olarak üretilen atıklar da giderek artmaktadır. Türkiye İstatistik Kurumu'nun adrese dayalı nüfus kayıt sistemi sonuçlarına göre; 31 Aralık 2009 tarihi itibarıyla Türkiye nüfusu 72.561.312 kişidir. Kişi başına günde 1-2 kg katı atık üretildiği düşünüldüğünde, ortalama 72 ile 144 bin ton arasında atık üretimi olduğu görülmektedir. Depolama, evsel veya endüstriyel bütün katı atık grupları için ortadan kaldırma yöntemlerinden biridir. Depolamaya gönderilen katı atıklar yerinde (on-site disposal), açık (open dumps), kapalı (sanitary landfills) veya düzensiz (unsanitary landfills) olarak depolanmaktadır. Günümüzde birçok ülkede evsel katı atıklara sadece çöp olarak bakılmamakta, çeşitli yöntemlerle (düzenli depolama, yakma, kompostlaştırma, piroliz, plazma yöntemi vs.) geri kazanılmaktadır. Belediyelerin yerel önceliklerine (mali, idari, teknik ve ekipman durumları) göre bu sistemlerin biri veya bir kaçını birlikte uygulanabilmektedir. Buna rağmen ülkemizde henüz etkin bir atık yönteminden bahsetmek mümkün değildir. İlave olarak, mevcut düzensiz (vahşi) depolama alanlarında zemin koşullarının her yerde elverişli olmayışı ciddi çevresel sorunları da beraberinde getirmektedir. Belediyeler tarafından toplanan katı atıkların bertarafının da yine belediyelerin sorumluluğunda olmasına rağmen, ülkemizde toplanan atık miktarının maksimum üçte biri düzenli depolama tesisleri yoluyla bertaraf edilmekte, geri kalanı ise açık sahalarda düzensiz olarak depolanmaktadır. Üstelik bu sahalarda yeterli jeolojik incelemeler ve gerekli zemin iyileştirme çalışmaları yapılmadan depolamaya gidilmekte, depo alanının tabanından çıkan kirlilik yükü fazla, denetim altına alınması zorunlu olan sızıntı suyu doğrudan alıcı ortama verilmektedir. Bu uygulamalar düzensiz atık alanlarından kaynaklanan ciddi çevresel sorunları da beraberinde getirmektedir. Oysa, dünyada toprak, yüzey ve yeraltı suyu kirlenmelerinin önemli bir kısmının katı atık sahalarından kaynaklandığı, atık kaynaklı sızıntı sularının kullanılabilir su kütlesi için önemli bir tehdit olduğu uzun yıllardır bilinmektedir (Niinen ve Kalliokoski, 1993).

2012 yılında Tunceli'nin otuz bine yaklaşan merkez nüfusu bulunmaktadır. İlçelerinde ve ilde bugüne kadar "Düzenli Katı Atık Depolama Alanı ve İşleme Tesisi" yapılmamış olup, "Katı Atık Yönetimi" ile ilgili de hiçbir çalışma bulunmamaktadır. 2005 yılına kadar şehir merkezine yaklaşık 2 km uzaklıktaki Pülümür nehrinin sağ yamacı katı atık depolama alanı olarak kullanılmıştır. 2005 yılından itibaren ise il merkezine yaklaşık 8 km mesafede

bulunan Kıltaşı Tepe civarındaki saha (Şekil 1.1 ve 1.2), hiçbir jeolojik, hidrojeolojik inceleme yapılmadan, atık tabanı olacak zemin iyileştirilmeden (örtü tabakasının sıyrılması, su drenaj ve sızdırmazlık tabakası oluşturulması vs.) ve atık tabanından çıkacak sızıntı suyu için hiçbir önlem alınmadan depolama alanı olarak kullanılmaya başlanmıştır. Günümüzde de il merkezinde üretilen tüm katı atıklar bu alanda düzensiz olarak depolanmaya devam edilmektedir. Yaklaşık yedi yıldır kullanılan sahaya, belediye kayıtlarına göre, kış aylarında günde yaklaşık 20 ton, yaz aylarında ise 30 ton atık dökülmektedir.



Şekil 1.1. Tunceli ili düzensiz katı atık sahasının mevcut durumu (bakış kuzeyden güneye).

Depolama alanı ve yakın civarında volkaniklastik kayalardan oluşan bir istif yüzeylenmektedir. Atık alanının tabanında bu volkaniklastik istifin yer yer tüfleri yer yer de volkanik kumtaşı seviyeleri bulunmaktadır. Sahanın kuzeyindeki yamaçta yüzeylenen volkanik kumtaşlarında ilkbahar aylarında su sızıntılarının varlığı, birimin az da olsa geçirimli olduğuna işaret etmektedir. Katı atık tabanından çıkan ve atık tarafından üretilen sızıntı suyu ise doğal eğimle depolama alanının kuzey sınırını oluşturan kuru dere yatağında toplanarak akışa geçmekte ve ilbaharda Pülümür çayına kadar ulaşmaktadır. Pülümür çayı ise kent merkezine yakın bir alanda Munzur çayı ile birleşerek Uzunçayır barajı hidroelektrik santralinden sonra Keban baraj gölüne dökülmektedir. Mevcut depo

alanı ve civarındaki zeminin özellikleri, kaya birimlerinin litolojisi, alanın yapısal jeolojisi (kayaçlardaki fay, kırık ve çatlak durumu), su kaynakları ve yeraltı suyu (YAS) akiferinin hidrojeolojik özellikleri (yeraltı su tablası yüksekliği, yeraltı suyu akış yönü vs.) ve yüzey suları (hidroloji) gibi yerbilimleri konusunda yapılmış bilimsel verilere dayalı bir çalışma bulunmamaktadır. Bu nedenle; tez kapsamında yapılan jeolojik çalışmalar, zemin özelliklerinin belirlenmesi için yapılan laboratuvar deneyleri ve sızıntı suyunun fiziksel-kimyasal analizleri ile elde edilen veriler, ildeki ilk bilimsel veriler olup, benzer amaçla yapılacak birçok çalışmaya altlık oluşturacaktır.



Şekil 1.2. Tunceli ili düzensiz katı atık sahasının mevcut durumu (bakış güneyden kuzeye).

1.1. Katı Atık Depolama Alanları için Yer Seçimi

Dünyadaki nüfus artışına paralel olarak artan atık miktarı, bertarafı konusundaki sorunları da beraberinde getirmiştir. Tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de katı atıkların bertarafında, en çok tercih edilen yöntem arazide depolamadır. Depolama yönteminin katı atık sorunu için gerçek bir çözüm olması ancak, atıkların düzenli depolanmalarının ardından, bu sahalarda oluşan sızıntı suyu ve depo gazı ile çevreyi kirletmelerinin engellenmesiyle sağlanabilir. Bu da, katı atıkların etkin şekilde zararsız hale getirildikleri, iyi tasarlanmış, kontrollü sahalarla mümkün olabilmektedir. Günümüzde, tüm dünyada yerinde ayrıştırma ve düzenli atık depolama alanlarının yaygınlaşması ile, toplum sağlığını tehdit eden vahşi depolama sahalarının sayısı azalmaktadır. Ülkemizde Çevre ve Orman Bakanlığı'nca 2003/8 sayılı genelge çerçevesinde yürütülen çalışmalar sonucunda, Ankara, Antalya, Aksaray, Bayburt, Bursa, Elazığ, Tekirdağ gibi birçok ilimizde elliye yakın düzenli katı atık depolama tesisleri kurulmuştur. Birçok ilimizde (Alanya-Antalya, Bingöl, Burdur-Isparta, Çankırı, Diyarbakır, Erzincan, İskenderun, Karabük, Kastamonu, Uşak gibi) uygulama ve çevresel etki değerlendirme (ÇED) sürecinde (Çoruh Havzası Kalkınma Birliği-Erzurum, Giresun, Keşan, Malatya, Muş, Uzunköprü gibi) olan tesislerin yanı sıra, Tunceli'nin de içerisinde olduğu yer seçimi henüz tamamlanmamış illerimiz (Anamur, Artvin, Bodrum, Gümüşhane, Hakkari, Kahramanmaraş gibi) de bulunmaktadır. Düzenli depolama sahaları Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne göre jeolojik, hidrojeolojik ve zemin özellikleri uygun alanlar üzerinde oluşturulmakta ve atık kaynaklı sızıntı suyu ise deşarj standartlarına getirildikten sonra alıcı ortama verilmektedir.

Asıl sorun düzensiz katı atık depolama alanlarından kaynaklanmaktadır. Bu sahalardan yayılan hoş olmayan koku, atmosfere salınan çeşitli gazlar, sahalardaki patlama-yangın riskleri ve istenmeyen görüntü buldukları alanlarda önemli çevresel riskler oluşturmaktadır. Bu nedenle, depo yeri olarak düşünülen alandan %25 daha geniş bir sahada, sondaj kuyuları açılarak yer altının yapısı araştırılmalı, kayaç örnekleri alınmalı, yeraltı su seviyesinin derinliği ve akım yönü belirlenmelidir. Düzensiz depolamanın yapılacağı sahalarda yeraltı suyu seviyesinin derinde (30-50 m) olması ve depo alanının tabanında düşük permeabilitede (10^{-7}) kalın bir kil tabakasının oluşturulması gerekmektedir. Jeolojik ve hidrolojik yönden uygun alanlar seçildikten sonra atık kaynaklı sızıntı suyunun nasıl iyileştirileceği, bu alanlar kullanıma açılmadan önce planlanmış olması gerekmektedir.

Kentsel katı atıkların (belediyelerin sorumluluğundaki katı atıklar) depo edildiği yerlerin kimi özellikleri atık kaynaklı hava, su ve toprak kirliliğinin yayılmasını önlerken kimi özellikleri de kirliliğin yayılmasını kolaylaştırmaktadır. Bu nedenle, çevre sağlığı ve güvenliği açısından bu yerlerin seçiminde alanın jeomorfolojik, jeolojik, hidrojeolojik ve tektonik özelliklerinin yanı sıra atık tabanında yer alan doğal zeminin mineralojik bileşimi ve indeks özelliklerinin dikkate alınması gerekmektedir.

Depo sahasına taşınacak katı atıklar; optimal uzaklıklara çevreyi etkilemeyecek şekilde uygun yol ve güzergahlardan taşınmalıdır. Bu, taşıma maliyeti açısından son derece önemlidir. Koçer, vd., (2003) Elazığ kent merkezinde oluşan katı atıkların toplama ve taşıma maliyeti üzerine yaptıkları çalışmada; atık sahasına taşıma için yapılan masrafların kent içinde toplama için yapılan masraflardan daha fazla olduğunu belirlemişlerdir. Bu nedenle katı atık taşıma mesafesinin az olması (yerleşim bölgesine uzaklığı en az 1000 m) diğer şartların da sağlanması halinde arzu edilen bir durumdur (Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 2001).

Katı atıkların depolandığı alanlar su toplama havzalarının yeterince dışında kalmalıdır. Sürekli ve mevsimsel akışların olduğu alanlar ve özellikle dere yatakları atık depolama sahası olarak düşünülmemelidir (Baran, 1995). Yüksek derecede eğimli araziler, düzenli depolama yapılan sahalarda üst kotlardan gelecek çevre sularının drene edilmesinde güçlükler oluşturmaktadır. Düzensiz depolamanın yapıldığı sahalarda ise kirlilik unsurlarının daha hızlı ve daha geniş alanlara yayılmasına sebep olduğu için eğimli araziler tercih edilmemelidir.

Katı atık depo alanının göl ve derelerin maksimum taşkın alanlarının dışında belirlenmesi gerekmektedir. Derelerin her iki tarafında 100 metrelik mesafe mutlak koruma altındadır. İçme ve kullanma suyu temin edilen kıta içi yüzeysel su rezervuarlarının maksimum su seviyesinden itibaren yatay olarak 5000 m genişliğindeki kısmında katı atık depo edilemez. Eğer havza devam ediyorsa 5000 metreden sonrası için ilgili idare ve bakanlığın izni gereklidir (Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 2001). Katı atık depo sahası olarak kullanılacak yerler, aşırı sellenmelerin olabileceği beslenme havzalarından mümkün olduğunca uzakta olmalıdır (Yıldırım, vd., 1995). Engbeli topografyalarda ise yüzey suyunun en az olduğu vadilerin uç kısımları tercih edilmelidir.

Katı atık depo yerinde depo hacmi ve kapasitesi de dikkate alınarak yeterli zemin sondajı yapılmalıdır. Kayaçların mekanik ve diğer mühendislik özellikleri sayısal olarak ortaya konulmalı, zemin taşıma kapasitesi belirlenip depremsellik dikkate alınarak depo

tasarım ve inşası gerçekleştirilmelidir. Bütün bu çalışmalara ilaveten depo yeri ve çevresinin su kimyası daha sonra meydana gelebilecek sızıntı suyu bulaşmalarını takip edebilmek için belirlenmelidir (Baran, 1995).

1.1.1. Yer Seçiminde Jeolojik ve Hidrojeolojik Yapının Önemi

Katı atık depo sahası seçimi yapılırken, değerlendirmeye alınacak en önemli faktör sızıntı suyu kaynaklı kirliliğin yüzeysel ve özellikle yer altı sularına karışabilme ihtimalidir. Bu nedenle yörede mevcut kayaçların litolojik, stratigrafik, tektonik özellikleri belirlenmeli fay, çatlak sistemleri gibi kırıklı yapılar değerlendirilerek riskli yerlerden kaçınılmalıdır. Kırıklı ve karstik yapı arz etmeleri nedeniyle kireçtaşları, sık çatlaklı magmatik kayaçlar, kumtaşı-konglomera, gevşek kum ve çakıllar gibi porozite ve permeabiliteleri yüksek, akifer niteliği taşıyabilecek kayaçlar depo alanının düşey ve yatay yakın zonlarında yer almamalıdır. Kiltası, marn, silttaşı ve bunların ardışımından oluşan fliş karakterindeki seriler, fazla ayrışmamış ofiyolitik kayaçlar deponi sahaları için uygun zemin oluşturabilirler. Akifer niteliğindeki formasyonlar üzerinde kurulacak depo sahalarında oluşan sızıntı suları kolaylıkla bu formasyonlara ulaşacak ve kirlilik yer altı suyu akımı yönünde yayılacaktır (Barkowski, 1990). Bunlara ilaveten, bu alanların yer altı su seviyesinden yeterince yüksekte olması gerekir. Yeraltı su tablasıyla atık sahası arasında belirli kalınlıklarda doymamış zonların ve geçirimsiz tabakaların bulunması kirliliğin yayılmasını engelleyecektir. Fakat depolama tesisi depolama alanının zemin derinliğine bakılmaksızın, kullanılan veya kullanılabilecek nitelikteki akifer üzerinde tesis edilmemelidir (Kanbur, 2006).

1.1.2. Yer Seçiminde Zeminin Mineralojik Bileşiminin Önemi

Zeminlerin jeo-mekanik ve indeks özellikleri hakkında ön bilgi elde etmek ve zeminin kimyasal bileşimini, oluşumu ve kökenini belirlemek için mineralojik bileşiminin bilinmesi gerekmektedir. Özellikle ince taneli zeminlerde zeminin jeo-mekanik ve indeks özellikleri, mineralojik özelliğiyle doğrudan ilişkilidir. Zeminin mineralojik özelliklerini belirlemek amacıyla yapılan deneysel çalışmalara bakıldığında genel olarak; X-ışını çözümüleme (tüm kayaç ve kil fraksiyonu) yönteminin yaygın olarak kullanıldığı görülmektedir. X-ışını kırınımı (XRD) tüm kaya çözümüleme özellikle kohezyonlu bir zeminde ana minerallerin

ne olduğunu belirlemek amacı ile yapılan bir deneysel çalışmadır. Kohezyonlu zeminlerde kil minerallerinin yanı sıra, zeminde bulunan diğer mineraller de zeminin pH ve özgül ağırlık gibi özelliklerini etkilediği gibi, özellikle kalsit ve dolomitin bulunması zeminin şişme potansiyelinde düşüş olmasını sağlamaktadır (Yılmaz, 2000). XRD analizinde belirli dalga boyundaki bir X-ışınları demeti 200 mesh boyutundaki toz haline getirilmiş zemin örneği üzerine düşürüldüğünde, bu ışınlar kristal düzlemi ile yaptıkları “ θ ” açısı ile yansır. Yansıyan bu ışınlar her mineral için karakteristik pikler oluştururlar. Elde edilen bu piklere göre zemini oluşturan mineraller belirlenir.

1.2. Zeminde Örnek Alma

Jeolojik amaçlı araştırmalarda farklı kaya birimlerinden alınacak örneklerin bozunmamış (taze) olması mikroskobik çalışmaların sağlıklı yürütülmesinde önemlidir. Bu nedenle arazide jeolojik örnek alımı esnasında farklı kaya türlerinden mümkün olduğunca taze örnek alınmasına çaba gösterilir. Alınan örnekler petrografik ince kesitler yapılarak mikroskopta incelenerek, kaya türlerinin mineralojik-dokusal özellikleri ve adlandırmaları yapılmaktadır. Zeminlerden alınan örneklerin ise zemini en iyi şekilde temsil etmesi önemli olup, özellikle alüvyon zeminlerde zeminin özellikleri kısa aralıklarla değiştiği için bu önem daha da artmaktadır. Alındığı noktadaki zemini en iyi şekilde temsil eden zemin örnekleri, temsil ettiği zeminin fiziksel, kimyasal ve mineralojik özelliklerinin belirlenmesine imkan verir. Belirli bir alanı oluşturan zeminin alan üzerindeki yayılımı heterojen bir yapı sergiler. Bu nedenle özellikleri belirlenmek istenen sahaların bu heterojen yapısını yansıtabilecek sıklıkta, alan üzerinde örnekleme yapılmalıdır. Örnek alımındaki hatalar, zemin özelliklerini belirlemek amacıyla yapılacak olan deneysel çalışmaların gerçeğinden uzak sonuçlar vermesine ve bütün çalışmaların boşa gitmesine neden olabilir. Deney sonuçlarından elde edilecek bilgilerin doğruluğu, örneğin kalitesine bağlı olarak değişmektedir. Zeminlerin indeks özelliklerini laboratuvar deneyleri ile belirlemek amacıyla, örselenmiş (doğal durumu bozulmuş) ve örselenmemiş (doğal durumunu muhafaza eden) olarak iki türlü örnek alımı yapılmaktadır.

Örselenmiş örnek, alındığı zeminin dayanım ve oturma özellikleri dışındaki zemin özelliklerinin belirlenmesi için kullanılmaktadır. Arazide yeterli büyüklükte açılan araştırma çukurlarında yapılan örselenmiş örnek alımı, yaygın olarak tercih edilen örnek alma yöntemidir. Bu yöntemde çukur çeperinde yukarıdan aşağıya, zemindeki en büyük

çakıl tanesi çapının dört katından az olmayan bir yarık açılır ve açılan yarığın kesit alanının tüm seviyeler boyunca aynı olması gerekmektedir. Kendini tutabilen (kohezyonlu) zeminlerde dik yan yüzlü, diğer zeminlerde eğik yan yüzlü olarak açılır. Çukurun kesiti boyunca sıyrılan malzeme çukur tabanına serilen brandaya toplanır. Brandaya toplanan örnek, gerekirse çeyrekleme ile azaltılabilir. Alınan örnekler, ince malzeme kaybını önleyecek nitelikte olan sağlam poşetler, çok sık dokunmuş torbalar, tahta sandıklar veya plastik kaplara konulmaktadır.

Örselenmemiş örnekler ise zeminin yerindeki yapısını, fiziksel, kimyasal, mekanik ve oturma özelliklerini temsil eden örneklerdir. Bu örnekler, araştırma çukurlarından blok şeklinde veya zeminin içine itilen örnek alıcılar (açık tüp, pistonlu örnek alıcılar) ile alınabildiği gibi sondajlarla da alınabilmektedir. Ülkemizde en çok zemine itilen tüplerle örnek alımı yapılmaktadır. Böyle örnek alım yönteminde, zeminlerin değişen sertlik derecesiyle orantılı bir güç uygulayarak, kabın zemin içerisinde ilerlemesi sağlanır. Silindirik örnek alım kabının, yumuşak zeminlerde ilerlemesi için insan gücü yeterli iken, sert zeminlerde bu amaç için iş makinelerine ihtiyaç duyulur. Ancak yüksek düzeyde sert zeminlerde, iş makinesi yardımıyla olsa dahi örselenmemiş örnek alımı çoğu zaman başarısızlıkla sonuçlanmaktadır. Çünkü, uygulanan darbelere rağmen örnek alım silindiri zemin içerisinde ilerleyememekte ve üzerinde biriken gücü boşaltamamaktadır. Sonuçta örnek alım kabı çatlayıp kırılmakta ve alınmak istenen örselenmemiş örnek alınamamaktadır.

1.3. Zeminin Jeoteknik Özellikleri

Yerküre kabuğu zemin ve kaya olarak adlandırılan doğal malzeme ile kaplıdır. Kayaların fiziksel ve/veya kimyasal ayrışması sonucu zeminler meydana gelmekte olup, milyonlarca yıldan beri kayalar zeminlere, zeminlerde kayalara dönüşmekte ve bu olaylar halen sürüp gitmektedir (Aksoy, 2009). Fakat, kaya ve zeminde süregiden bu değişimler yavaş ve hemen göze çarpmayan değişikliklerdir ve örneğin bir insan hayatı gibi jeolojik açıdan kısa dönemlerde fark edilmez. Bununla birlikte doğal olaylar ve insanların faaliyetleri (depremler sırasında kütlelerin yer değiştirmesi, toprak kaymaları, gel-git dalgaları ve büyük inşaat projelerinin etkileri gibi) sonucunda gözle fark edilebilen hızlı değişiklikler meydana gelmektedir (David ve McCarthy, 1962).

1.3.1. Zemin Bileşenleri

Zeminlerin kalınlığı birkaç dm'den birkaç yüz metreye kadar değişebilmektedir. Çeşitli kalınlıklardaki zemin birikintileri, zemin partiküllerinin ve diğer maddelerin birikmiş katı parçacıklarından ve bunların arasındaki boşluklardan oluşur. Bu boşluklar kısmen veya tamamen su veya diğer bir sıvı ile doludur. Sıvı ile dolu olmayan boşluklar ise hava veya diğer gazlarla dolu olur. Bir zemin kütesinin kapladığı hacmin maddenin üç halinde (katı, sıvı ve gaz) malzeme bulundurması beklenildiği için zeminlere üç fazlı sistemler denir.

Katı zemin taneleri ile taneler arasındaki boşlukları kısmen veya tamamen dolduran su ve hava zeminin ana bileşenleridir. Zeminin mukavemeti, sıkıştırılabilirliği ve şev duraylılığı doğrudan zemin kütesinin ne kadarının katı madde, sıvı veya gaz ile kaplı olduğu gibi bazı temel faktörlerle ilgilidir (David ve McCarthy, 1962).

1.3.2. Katı Tane Boyutları

Zeminin katı fazını oluşturan tanelerin boyutları birkaç dm'den gözle görülemeyecek boyutlara kadar küçülebilmektedir. Kaba taneli (kum, çakıl ve iri çakıl) zeminlerde, taneler gözle seçilebilir boyutlarda olup hacimli taneler olarak kabul edilir ve her bir grubun tane büyüklükleri yaklaşık olarak birbirine eşittir. Uzunluk, genişlik ve kalınlık değerleri aynı büyüklük kertesindedir (genellikle bir boyut diğer boyuttan 5 kattan fazla büyük veya küçük olmaz). Tek tanelerin şekli çoğu kez düzgün değildir. Bu şekilsizliğin nedeni tanelerin oluştuğu kaya türüne, yaşına ve aşındırma veya taşıma prosesine bağlıdır. Yeni tanecikler genellikle köşeli ve yüzeyleri pürüzlü olur. Zamanla bu durum değişir ve yüzeyleri daha düz ve şekilleri yuvarlak olur. Silt kategorisindeki tanecikler, killerle birlikte ince olarak sınıflandırılmalarına rağmen, bunlar şekil olarak köşeli ya da hacimli olurlar ve ayrıca iri taneli zeminlerle aynı mineral bileşime sahiptir. Mineral bileşiminden dolayı, bu tanecikler çok ender olarak 2 mikrondan veya 0,002 mm'den küçük ölçülerde görülür. Kilin mineral bileşimi, diğer zemin türlerinin mineral bileşimlerinden belirgin şekilde farklıdır; bu nedenle bazen kil mineralleri ve kil dışı mineraller şeklinde bir ayırım yapılır. Neredeyse tüm kil mineralleri kristal yapısında minerallerdir (moleküller düzenli bir şekilde tekrarlayarak tabaka biçiminde bir doku oluşturur) ve kaynaşma (kohezyon), plastisite özelliklerine sahiptir. Kil partikülleri birbirinin üstünde birçok tabakadan oluşmuş olabilir. Kil partikülleri çoğunlukla 0,002 mm'de küçük ölçülerde bulunur ya da kolayca

bu ölçüye parçalanabilir. Fakat, killerin sahip olduğu yüksek kaynaşma ve plastisite özelliğinin asıl nedeni küçük dane büyüklüğü değil, mineral çeşididir. Kil dışı minerallerin 0,002 mm'den küçük ölçülere bölünmesi durumunda kil özellikleri kazanılmaz (David ve McCarthy, 1962).

1.3.3. Killer ve Siltlerin Özellikleri

Siltler kayaçların fiziksel parçalanması sonucunda oluşurlar ve kaya unu adını da alırlar. Bu zeminler oluşurken petekli (boşluklu) bir diziliş gösterebilir ve ıslandıkları zaman büyük oturmalara uğrarlar (çökebilen veya göçebilen zeminler). İnce yapılı zeminin kil kısmı ise ana kaya minerallerinin ikincil mineraller oluşturmak üzere kimyasal ayrışmasının sonucudur. Killer ana kayalarda bulunan asıl minerallerin küçük parçaları olmamaları nedeniyle, killi zeminlerin özellikleri ve davranışları ana kaya minerallerinden oluşan çakıl, kum ve siltten farklıdır. Kil ve kil + silt karışımı zeminlerde taneler, taneler arası çekim kuvvetleri nedeniyle birbirine yapışıkır. Çekim kuvvetleri iyonsal bağlar, Van der Waals bağları veya hidrojen bağlarından ileri gelebilir. Böyle zeminlere kohezyonlu zeminler denilmektedir. Kohezyonlu zeminler ıslak iken yumuşak, kuru iken serttirler. ıslandıkları zaman bir miktar şişerler ve kurdukları zaman büzülürler. ıslak iken plastik özellik (zorlukla veya kolayca şekil verilebilme ve verilen şekli muhafaza edebilme özelliği) gösterirler (David ve McCarthy, 1962; Aksoy, 2009).

Saf siltler ve bunlarla aynı mineral bileşimine sahip olan fakat daha iri boyutlardaki çakıllar ve kumlar ısladıklarında plastik özellik göstermezler. Bu grup zemin bileşenlerinde taneler birbirlerine yapışık değildir ve bu tanelerin davranışında kütle kuvvetleri egemendir. ıslak iken taneler arasında yüzey gerilim kuvvetlerinden kaynaklanan zayıf (geçici veya yalancı) yapışma kuvveti, zeminin kuru veya suyla dolu olması durumunda kaybolur.

Çakıl, kum ve silt gibi eşit boyutlu partikülleri olan zeminlerde partiküllerin yerleşim düzeni üst üste konmuş bilyelere benzetilebilir. Gerçekte zemin birikintileri en azından bazı farklılıkları olan fakat genellikle tane ölçüsünde büyük farklar olan zemin partiküllerinin birikmesiyle oluşur. Bunun sonucunda bahsedilen düzenli dizilime pek sık rastlanılmaz. Genellikle, partikül büyüklükleri arasındaki fark (ölçü aralığı) açıldıkça, daha az boş alan oluşur. Ancak, verilen bir zemin birikintisinde gevşek ile yoğun arasındaki durumlar görülebilir.

İri taneli zeminler ve siltler için tek bir partikülün ağırlığı yüzey alanı ile kıyaslandığında oldukça büyüktür. Bu nedenle bu birikintilerin diziliş düzeni üzerinde en çok yer çekiminin etkisi vardır (Partikül yüzeylerindeki elektrik yüklerinin etkisi ihmal edilebilir). Bunun tersine, yüzey-ağırlık oranının büyük olmasından dolayı kil partikülleri yer çekiminden çok yüzeylerine etkiyen elektrik kuvvetlerinden etkilenirler (David ve McCarthy, 1962).

İnce taneli zemin bileşenlerinin, ağırlıklı olarak iri taneli zemin karışımlarında bilinen önemli bir etkinliği de karışımın özellikleri üzerinde önemli rol oynayabilme yetenekleridir. İnce taneli malzemeler (siltler ve killer) toplam karışımın yaklaşık üçte birinden fazla ise karışım iri taneliden çok ince taneli bir zemin gibi davranmaktadır.

Son olarak kil ve siltler birbirine benzemekle birlikte, arazide basit yöntemlerle birbirinden ayırt edilebilirler. Siltler suda hızlı dağılırken, killer çok daha yavaş dağılır. Islak silt hızlı kururken, kil yavaş kurur. Kuru silt parmaklar arasında kolayca dağılır, kuru kil ise kolayca dağılmaz. Bir miktar silt oranı yüksek ıslak zemin karışımı avuç içinde sallanırsa karışımın yüzeyinde suyun toplandığı görülür bu duruma kil oranı yüksek ıslak zemin karışımlarında rastlanılmaz (David ve McCarthy, 1962; Aksoy, 2009).

1.3.4. Zeminlerin İndeks Özellikleri

Zeminlerin belirli standart sistemlere göre sınıflandırılmasını sağlayan ve mühendislik özellikleri hakkında ipuçları veren zemin özelliklerine, indeks özellikler denilmektedir. İndeks özellikleri, deneyler sonucu ortaya çıkan değerlerin doğrudan veya belirli parametreler elde edilerek kullanılması ile belirlenen tane ve kütle özellikleridir. Zeminlerin tane özelliklerinin en önemlileri, iri taneli zeminlerde tanelerin biçimi, boyutu ve tane dağılımı, killi zeminlerde ise en ince tanelerin mineralojik yapılarıdır. Kütle özelliklerinin en önemlileri ise kohezyonsuz zeminlerde bağıl yoğunluk, kohezyonlu zeminlerde ise kıvam limitleridir.

Zemin indeks özelliklerinin belirlenmesi ve sınıflandırılması amacıyla yapılan çalışmalarda genel olarak laboratuarda aşağıdaki deneyler yapılmaktadır.

1. Özgül ağırlık deneyi
2. Kıvam (Atterberg) limitleri
 - a. Likit limit deneyi
 - b. Plastik limit deneyi

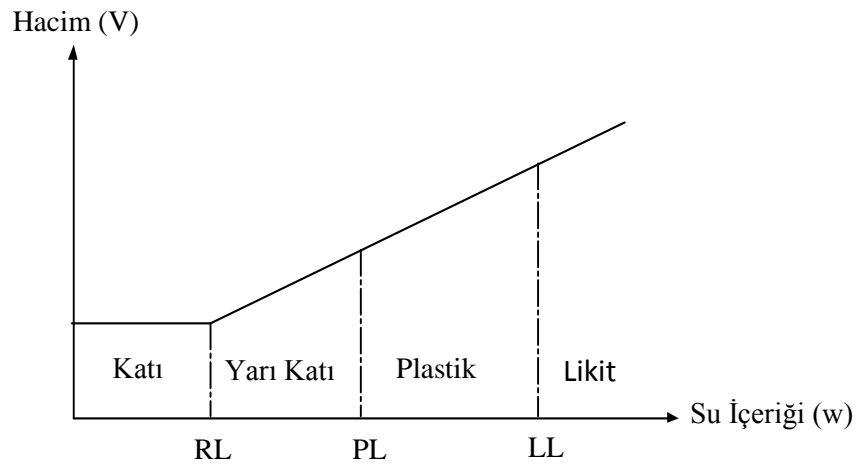
- c. Lineer büzülme deneyi
- 3. Doğal su içeriği
- 4. Tane boyu dağılımının belirlenmesi
 - a. Elek analizi
 - b. Hidrometre deneyi
- 5. Porozite ve boşluk oranının belirlenmesi
- 6. Birim hacim ağırlık
- 7. Doygunluk derecesi

Zeminin indeks özelliklerinin belirlenmesi amacıyla yapılan bu deneylerden elde edilen sonuçlar kullanılarak zeminin plastisite, sıvılık, aktivite, doygunluk değeri ve maksimum hacimsel değişimi gibi parametreler de belirlenmektedir.

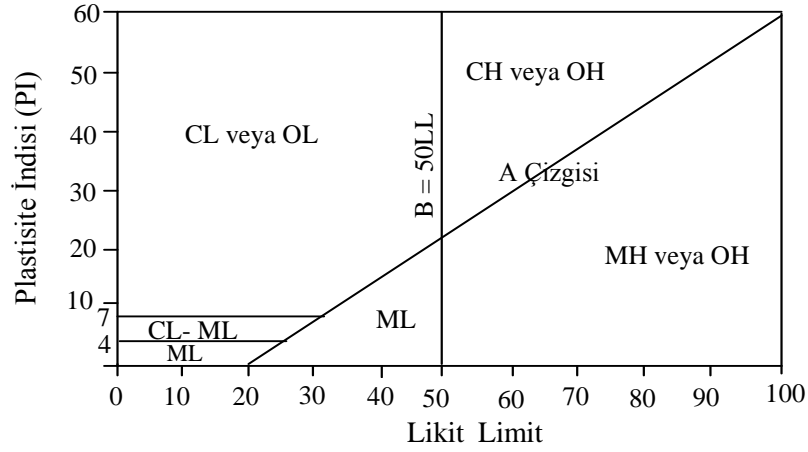
Kohezyonlu zeminlerin mühendislik davranışının büyük oranda içerdikleri su miktarına bağlı olarak değişiklik gösterdiği bilinmektedir. Killi bir zeminin kıvamı, yalnızca içindeki su miktarı artırılarak, çok katı bir kıvamdan viskoz bir sıvı kıvamına kadar çok geniş bir aralık içinde değiştirilebilmektedir. Buna bağlı olarak da, mukavemet, yük altında şekil değiştirme ve sıkışma gibi mühendislik özelliklerinde büyük farklılıklar meydana gelebilmektedir. Su içeriğine bağlı olarak mühendislik özelliklerinde meydana gelen değişiklikler, esas olarak taneleri oluşturan minerallerin kristal yapısına, zeminin arazideki çökme koşullarına ve boşluklardaki zemin suyunun kimyasal özelliklerine bağlı olmaktadır. Bu açıdan, tabii zeminlerin kıvamında ve mühendislik özelliklerinde su içeriğine bağlı olarak gözlenen değişimler büyük farklılıklar gösterebilmektedir. Şöyle ki; kohezyonlu bir zemine aşırı miktarda su ilave edilirse, zemin akışkan bir sıvı gibi davranır ve kendi ağırlığı altında kolayca akabilecek duruma gelir. Böyle bir zemin belli bir miktar kurutulursa, kırılma ve çatlama olmadan istenilen şeklin verilebileceği plastik duruma gelir. Plastik duruma gelen zemin, biraz daha kurutulursa herhangi bir şekil verilmek istendiğinde kırılarak parçalanacağı yarı katı duruma geçer. Zemin bu durumdayken kurutmaya devam edilirse, tamamen katı duruma geçerek gevrek-kırılgan bir hal alır ve hacmi küçülür. Zeminin su içeriğinde meydana gelen değişikliklere karşılık hacmindeki değişimler Şekil 1.3'de görülmektedir. Zeminlerin farklı su içeriklerinde gösterdikleri davranışlar kıvam olarak adlandırılmakta ve zeminin sahip olduğu kıvamları birbirinden ayıran sınır su içeriklerine sırasıyla; Likit limit (LL), plastik limit (PL) ve büzülme limiti (RL) adı verilmektedir.

Likit limit değerine kadar su içeriği ile hacim değişimi arasında doğrusal bir ilişki varken, likit limit ile plastik limit arasında bu ilişki doğrusal olmaktan uzaklaşmakta, büzülme limiti değerinden sonra ise sabit kalmaktadır. Zeminin plastik davranış gösterdiği su içeriği aralığının genişliğini gösteren değer ise plastisite indisi (PI) olarak tanımlanmakta ve % olarak ifade edilmektedir. Bir zeminin PI değeri LL ile PL arasındaki farka eşittir. Bu indis, ince taneli zeminlerin sınıflamasında kullanılan Casagrande Plastisite Kartı'nda (Şekil 1.4) düşey ekseninde yer almaktadır ve zeminin plastik özelliğinin düşük mü yoksa yüksek mi olduğunu ifade etmektedir. Plastisite indisinin % değerine göre zeminin plastiklik derecesi ve sınıflaması yapılabilmektedir (Tablo 1.1). USCS'ye göre, zeminler PI değerleri bakımından üç sınıfta değerlendirilmektedir. Birinci grup "PI" değeri 4'ten küçük olanlar, ikinci grup "PI" değeri 4 ila 7 arasında olanlar ve üçüncü grup ise "PI" değeri 7'den büyük olanlardır.

Zeminlerin içerdikleri tanelerin boyutlarını belirleyebilmek için elek analizi ve hidrometre deneylerinden yararlanılmaktadır. Elek analizi ve hidrometre deneyleri birbirinin devamı niteliğinde olup, elek analizi ile 0,075 mm boyutuna kadar olan zeminlerin tane boyu belirlenebilirken, 0,075 mm boyutundan daha küçük olanların tane boyu dağılımı ise çöktürme analizi ile belirlenmektedir. Stokes yasasına dayanan çöktürme analizi, genellikle hidrometre kullanılarak yapılır. Bu nedenle çöktürme analizi hidrometre deneyi olarak da bilinmektedir. 0,075 mm (No.200) elek vasıtası ile iki kısma ayrılan deney örneğine, elek analizi ve hidrometre deneyi ayrı ayrı uygulandıktan sonra, elde edilen sonuçlar birleştirilerek tüm zeminin tane boyu dağılımı elde edilir.



Şekil 1.3. Zeminin hacim ve su içeriği arasındaki ilişki



Şekil 1.4. Plastisite kartı

Tablo 1.1. Plastisite indisine göre zeminin plastiklik derecesi ve tanımı (Burmister, 1951).

Plastisite İndisi (PI %)	Plastisite Derecesi	Tanım
0	Plastik değil	Silt
1- 5	Önemsiz derecede plastik	Killi silt
5-10	Düşük plastisiteli	Silt ve kil
10-20	Orta plastisiteli	Kil ve silt
20-40	Yüksek plastisiteli	Siltli kil
>40	Çok yüksek plastisiteli	Kil

Zeminlerin geçirgenliği (permeabilite), suyu iletilme kapasitesi olarak ifade edilir. Zeminlerde geçirimsizlik, zeminlerin içerdiği gözeneklerin birbirleriyle olan bağlantısı ve bu bağlantıların sürekliliğiyle ilgilidir. Fazla gözenekliliğe sahip zeminler için, sadece bu özelliğinden ötürü yüksek derecede geçirgendir denemez. Buna en iyi örnek killerin geçirimsizliği çok düşük iken, kumlardan daha fazla gözenekliliğe sahip olmalarıdır. Özellikle fisürlü (çatlaksız) killerde permeabilite 10^{-8} m/s'ye varmaktadır. Zemin tiplerine göre kabul edilen geçirimsizlik katsayıları Tablo 1.2'de görülmektedir. Zeminlerin geçirgenliğini etkileyen birçok faktör bulunmaktadır. Bu faktörler;

- Tane şekli ve düzeni,
- Boşluk oranı ve birim hacim ağırlık,
- Doygunluk derecesi,
- İnce taneli zeminleri oluşturan minerallerin özellikleri,
- Akışın türü gibi özelliklerdir.

Zeminlerin geçirgenliği Darcy yasası ile belirlenebilmektedir. Fakat, bu yasa sadece suya doymuş malzemelerde geçerlidir. Çünkü; Havanın varlığı geçirimsizliği etkilemektedir.

Zeminlerde geçirgenlik katsayısı tane boyutuna bağılı olarak düşen veya sabit seviyeli permeabilite deneyi ile elde edilmektedir. Düşen seviyeli permeabilite deneyi orta veya az geçirimliliğin görüldüğü killi ya da siltli zeminlerde, sabit seviyeli permeabilite deneyi ise büyük geçirgenlik gösteren kumlu ya da çakıllı zeminlerde uygulanır.

1.3.5. Zeminlerin Sınıflandırılması

Zeminleri genel olarak iri taneli zemin, ince taneli zemin ve organik zemin olmak üzere üç ana grupta değerlendirmek mümkündür.

- a) Tane boyu kum-çakıl arasında yer alan zeminlere iri (kaba) taneli zemin veya kohezyonsuz zemin adı verilmektedir.
- b) Kil-silt boyundaki zeminler, ince taneli veya kohezyonlu zemin olarak adlandırılırlar ve plastik özellik gösterirler.
- c) Organik zeminler, genellikle bitki ve hayvansal artık içeren zeminler olup taşıma güçlerinin fazlasıyla düşük olması nedeniyle mühendislik çalışmalarında oldukça problemlili zeminler olarak bilinmektedir.

Tablo 1.2. Zemin tiplerine göre kabul edilen geçirimlilik katsayıları (Freeze ve Cherry, 1979).

Zemin Tipi	Geçirgenlik Katsayısı (m/s)	Geçirgenlik Katsayısı (m/gün)
Çakıl	$1 \times 10^0 - 1 \times 10^{-3}$	$86,4 \times 10^3 - 86,4$
Temiz Kum	$1 \times 10^{-2} - 5 \times 10^{-5}$	$86,4 \times 10^3 - 86,4$
Siltli Kum	$1 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-7}$	$864 - 86,4 \times 10^{-4}$
Silt, Lös	$1 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-9}$	$4,32 - 86,4 \times 10^{-6}$

Mühendislik çalışmalarında ise zeminlerin kabaca birtakım gruplara (kohezyonlu, kohezyonsuz ve organik zemin) ayrılması yeterli olmayıp, daha detaylı sınıflamaların yapılması gerekmektedir. Bu gereksinim sonucunda zeminler sistematik olarak belirli gruplara ayrılmış ve standart sınıflamalar geliştirilmiştir. Bu sınıflamalardan en çok kullanılanları sırasıyla;

1. USCS
2. Karayolları (AASHTO) zemin sınıflama sistemi
3. Üçgen sınıflama sistemidir.

USCS'de zemin önce tane boyutuna göre iri ve ince taneli olarak iki ana gruba ayrılmakta, daha sonra iri taneli zeminler tane boylarına, ince taneli zeminler ise plastisite özelliklerine göre alt gruplara ayrılmakta ve her grup zemin farklı sembollerle gösterilerek sınıflandırılmaktadır.

1.4. Katı Atık Kaynaklı Sızıntı Suyu Oluşumu

Düzensiz katı atık depo sahalarında depolanan atık yığınlarının üzeri genellikle açıktır. Düzenli depo sahalarında olduğu gibi atıkların üzeri kısa zaman periyotlarında örtülmez. Özellikle atık depolamasının devam ettiği kısımlar döküm yapılmasına engel teşkil etmediği müddetçe aylarca ve hatta yıllarca açık kalabilmektedir. Bu haliyle atık yığınları yağış (yağmur, kar vb.) sularına tamamen açıktır. Bu nedenledir ki düzensiz depolamanın yapıldığı sahalarda sızıntı suyu oluşumunda en önemli dışsal kaynak yağış sularıdır. Atık yığınları için ikinci önemli dışsal kaynak ise çevre yüzey suları (mevsimsel veya sürekli yeraltı kaynak suları)'dır. Nadiren de depo sahasının hidrojeolojik özelliklerine bağlı olarak atıkların yığıldığı saha zemininden direk yeraltı suyu girişimi de olabilmektedir. Yağış sularında olduğu gibi çevre sularının girişini önlemek için de bu sahalarda hiçbir önlem alınmadığından çevre yüzeysel ve yeraltı sularının atık yığınlarına girişi oldukça kolay olmaktadır. Atık yığınlarına giren dışsal kaynaklı suların miktarları ise depolamanın yapıldığı bölgenin iklimsel, hidrolojik ve hidrojeolojik özelliklerine birebir bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir. Atık yığınlarında bulunan atık bileşenlerinin özellikle organik içerikli atıkların (sebze, meyve, yemek atıkları vb.) sahip olduğu nem ve yığın içerisinde biyolojik faaliyetler sonucunda ortaya çıkan sular da içsel kaynaklı suları oluşturmaktadır.

Gerek dışsal ve gerekse içsel kaynaklardan gelen sular atık yığını içinde belli süreler atık ile temas halinde tutulmaktadır. Suların tutulmasında yüzey tansiyon kuvvetleri ve kapiler kuvvetler etkili olmaktadır. Genellikle atık kütesinin üst ve orta kısımlarında, atık boşluklarında ve atık yüzeylerinde bahsedilen kuvvetler vasıtası ile tutulan sular atık boşluklarının ve atık yüzeylerinin su tutma kapasitesi aşıldığı anda yer çekimi kuvveti doğrultusunda aşağı atık tabanına doğru hareket etmektedir (El-Fadel, 2002). Suyun atık içerisinde birbiriyle bağlantılı boşluklar boyunca bazı kuvvetler etkisiyle sızarak ilerlemesi bu suların adlandırılmasında kullanılmakta ve bu sulara genel olarak sızıntı suları

denilmektedir. Atıkların su tutma kapasitesi; atık yaşı, kompozisyonu ve yoğunluğu gibi birçok faktöre bağılı olarak değişiklik gösterebilmektedir.

Katı atıklar her zaman bir miktar nem içerdikleri ve mikroorganizma faaliyetleri atıkların şehirlerde geçici depolandıkları ve taşındıkları zamanlardan itibaren mevcut olduğu için atık sahalarında depolandıkları ilk andan itibaren dışsal kaynaklardan su girişi olmadığı zamanlarda dahi sızıntı suyu oluşumu mümkündür. Sızıntı suyu ilk oluşum anından itibaren atıklardan; organik, inorganik ve ağır metal bileşenlerini ya çözülmüş ya da süspanse formlarda bünyesine almaktadır. Bu nedenle sızıntı suları farklı miktarlarda kirlilik bileşenlerini her zaman bünyelerinde bulundururlar. Sızıntı sularının içerebileceği kirlilik bileşenleri ve bu bileşenlerin olası miktarları Tablo 1.3'de görülebilir.

1.5. Atık Yığımlarında Su Dengesi

Katı atık kütlelerinde su dengesi basit olarak atık sistemine giren ve çıkan su miktarlarının birbirine eşit olması ilkesinden hareketle sistem içerisindeki suyun zamansal değişiminin belirlenip tanımlanmasını sağlayan matematiksel hesaplamalar bütünüdür.

Tanımlamada görülen basitlik, uygulamada atık sistemlerinde denge eşitliğini oluştururken aynı basitliği göstermez. Çünkü, herhangi bir atık sahasına ait su dengesi oluşturulurken yağış ve evaporasyon gibi iklimsel koşullar, atık kütlelerinin ve örtü tabakasının hidrolik ve mekanik özellikleri, kütleyle infiltre olan - kütleden salınan ve atık içerisinde mevcut olan su miktarları ve sahaya özgü atık operasyonları gibi birçok değişkenin gerçek saha koşullarında değerlendirilmeye alınması doğru sonuçlara ulaşmak için kaçınılmazdır (Mateus, vd., 2012).

Su denge modellerinde atık kütlelerine su girdileri; atık kütleleri üzerine atmosferik yağış, atık kütlelerine çevreden yüzeysel akış (yağışlar ve/veya mevsimsel/sürekli yeraltı kaynak suları), katı atık bileşenlerinin ve örtü tabakasının sahip olduğu su içeriği ve yeraltı suyu girişimleridir. Su denge modellerinde atık kütlelerinden su çıkışları ise evaporasyon, atık yüzeyinden yağış esnasında ve hemen sonrasında çevreye doğru yüzeysel akış, biyodegradasyon süreçleri boyunca su tüketimi, su buharı oluşumu, atık kütlelerinin saha zemini ile kesiştiği kısımlardan yeraltına süzülme ve yine bu kısımlardan yüzeysel sızıntı suyu çıkışları şeklinde sıralanabilir.

Tablo 1.3. Sızıntı sularının kalitesini belirleyen belli başlı parametreler ve parametre değerleri (Küçükgül ve Akça, 2001).

PARAMETRELER	ARALIK	TİPİK DEĞERLER
BOİ ₅ (mg/L)	2.000 – 30.000	10.000
TOK (mg/L)	1.500 – 20.000	6.000
KOI (mg/L)	3.000 – 45.000	18.000
Organik Azot (mg/L)	10 – 600	200
Amonyak Azotu (mg/L)	10 – 800	200
Nitrat (mg/L)	5 – 40	25
Toplam Fosfor (mg/L)	1 – 70	30
Ortofosfat (mg/L)	1 – 50	20
Alkalinite (CaCO ₃) (mg/L)	1.000 – 10.000	3.000
pH	5,3 – 8,5	6
Toplam Sertlik (mg/L)	300 – 10.000	3.500
Kalsiyum (mg/L)	200 – 3.000	1.000
Magnezyum (mg/L)	50 – 1.500	250
Potasyum (mg/L)	200 – 2.000	300
Sodyum (mg/L)	200 - 2.000	500
Klor (mg/L)	100 – 3.000	500
Sülfat (mg/L)	100 – 1.500	300
Toplam Demir (mg/L)	50 – 600	60

Canziani ve Cossu (1989), yaptıkları çalışmada düzenli depo sahaları için hidrolik dengenin genel bir özetini vermişlerdir (Munasinghe, 1997). Verilen su denge eşitliğinde, eşitlik bileşenleri şu şekildedir;

P: Yağış

J: Sulama veya sızıntı suyu geri devri

R: Saha yüzeyinden çevreye doğru yüzeysel akış

R_e: Çevreden saha yüzeyine doğru yüzeysel akış

ET: Güncel evapotranspirasyon

P_i: Toprak örtü boyunca net infiltrasyon

$$P_i = P + J + R_e - R - ET \pm \Delta U_s \quad (1.1)$$

U_s: Toprak örtü su içeriği

U_w: Atık su içeriği

S: Arıtma çamurundan gelen su

b: Organik maddenin degradasyonu sonucunda; Eğer su üretimi varsa $b > 0$, su tüketimi varsa $b < 0$ olur.

I_s : Yüzeysel kaynak sularından gelen sular

I_G : Yeraltı suyu infiltrasyonu

L: Toplam sızıntı suyu oluşumu

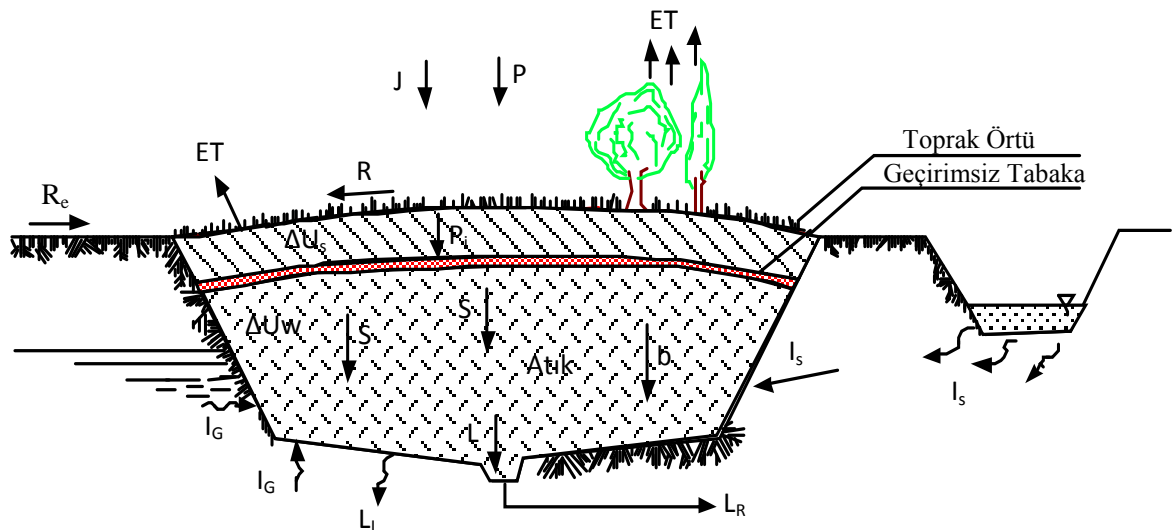
$$L = P_i + S + I_s + I_G \pm \Delta U_w + b \quad (1.2)$$

$$L_R = L - L_I \quad (1.3)$$

L_I : Saha zemininden yeraltına infiltrasyon

L_R : Drene edilen (toplanan) sızıntı suyu

Düzenli depo sahaları için oluşturulan bu ve benzeri modellerin düzensiz depolamanın yapıldığı sahalarda tamamen kontrolsüz şartlar nedeniyle uygulanması zor görünmektedir. Yine de bu sahalardaki atık yığınlarına giren-çıkan ve yığın içerisinde tutulan su bileşenlerini anlamak ve saha su rejimi hakkında bazı değerlendirmeler yapmak bakımından faydalı işlevler görmektedir. Canziani ve Cossu (1989), tarafından oluşturulan su denge bileşenleri Şekil 1.5’de görülebilir.



Şekil 1.5. Düzenli depo sahalarında su denge bileşenleri (Munasinghe, 1997).

Su denge model eşitliklerinden hareketle atık sahalarında, çoğunlukla sızıntı suyu oluşumunu azaltabilmek için çalışmalar yapılmaktadır. Atık sahalarında toplanıp arıtıma tabi tutulan sızıntı suyunun miktarlarının azaltılması yoluyla atık sahalarının işletim

maliyetleri düşürülebilmektedir. Fakat, atık kütesine giren su miktarının sınırlandırılması (dolayısı ile oluşan sızıntı suyu miktarlarının azalması) atık sahasının stabilizasyon sürelerinin uzamasına neden olmakta ve uzun dönem çevre sorunları önemli bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır.

1.6. Sızıntı Suyu Hidroliği

Atık yığınlarında gerçekleşen su sızma süreçleri atıkların depolandığı sahaya özgüdür. Sızma süreçleri boyunca sızıntı sularının atık kütesi içerisinde dağılımına etki eden bazı faktörler bulunmaktadır. Bunlardan başlıcaları; atık yaşı, geçirimsizlik, partikül boyutu, yoğunluk, oturma, üst örtü, üst örtünün bitkilendirilme durumu, ısı ve gaz oluşumu ve taşınımı olarak sıralanabilir (El-Fadel, 2002). Sızma süreçlerinin sahaya özgü doğası, sızıntı suyunun farklı sahalarda farklı karakteristik özellikler kazanması bakımından son derece önemlidir.

Gelişigüzel depolanan atık yığınlarında yatay yönlü sızıntı suyu dağılımları, atık kütesinin homojen olmayan yapısı ve bundan kaynaklanan düşük hidrolik iletkenlikleri nedeni ile düşey yönlü sızıntı suyu dağılımlarına kıyasla daha azdır (Sormunen vd., 2008). Yine de atık kütesi içerisinde olabilecek yatay geçirimsiz tabakalar boyunca su akımları oluşabilir. Böyle durumlara, genellikle hücreler içerisinde atık sıkıştırma işlemlerinin yapıldığı düzenli atık sahalarda rastlanılmaktadır (Fellner ve Brunner, 2010). Düzensiz katı atık sahalarda çoğunlukla dikey yönde oluşan su akımlarının belki de en önemli sonucu, atık sahasının belirli atık alanlarında oluşan sızıntı sularının birbirine karışma olasılığının azalmasıdır. Herhangi bir atık yığını içerisinde oluşabilecek akım dağılımları Şekil 1.6'da görülebilir.

Atık sahalarda katı atık yığınlarını oluşturan atık bileşenlerinin %70-96'lık kısmının parça büyüklükleri 2 mm'den fazladır ve bu yığınların %30-40'lık kısmını organik maddeler oluşturmaktadır. Hem atık kütesinin iyi derecelenmemiş atık parçalarından meydana gelmesi ve hem de organik madde içeriğinin yüksek olması atık kütesi içerisinde üniform olmayan su akımlarının (dağılımlarının) oluşmasına sebep olmaktadır. Ayrıca zamanla atık içerisindeki organik maddelerin degradasyonu ile atıkların parça büyüklükleri ve organik madde miktarları azalmaktadır. Zamanla ve atık kütesinin farklı derinliklerinde boşluk ve parça boyu dağılımında meydana gelecek bu değişimler su akım türlerinin ve yönlerinin değişmesine neden olmakta ve atık kütesinde tahmin edilmesi zor hidrolik

koşulların oluşmasına yol açmaktadır (Ehrig, 1983; Wu vd., 2012). Bu nedenlerle herhangi bir atık kütlesi içerisinde farklı zaman ve bölgelerde; kanal akımları, suya doymun ve doymun olmayan akımlar gibi farklı akım türlerine rastlamak mümkündür.

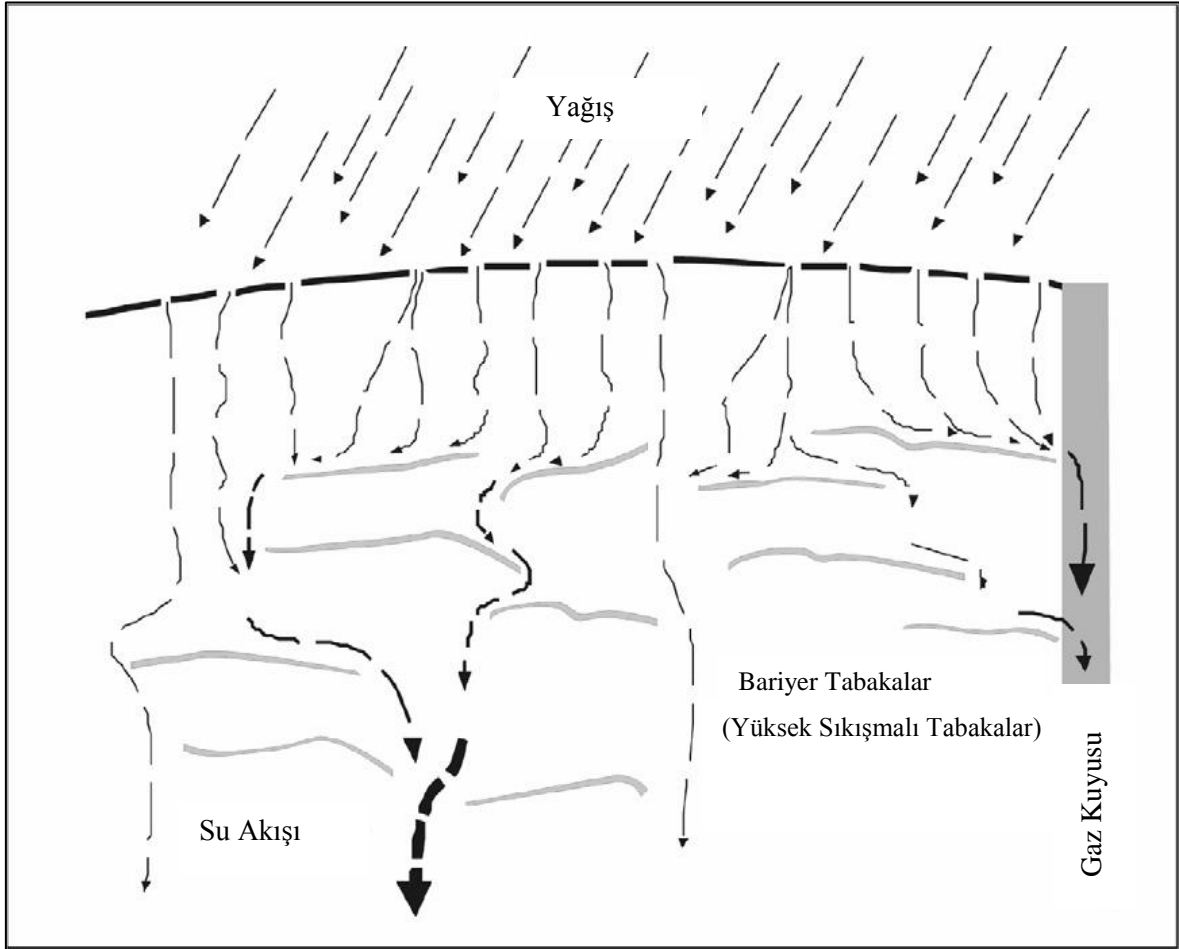
Atık kütlesinin kompozisyonu ve atık bileşenlerinin tane büyüklükleri dikkate alınırca sızıntı suyunun atıklar üzerinde film tabakası halindeki akımının en önemli akım türlerinden biri olduğu söylenebilir. Doymun olmayan atık kısımlarında geçerli olan bu akım türünde yüzey tansiyon kuvvetleri etkilidir. Atık parçaları üzerindeki film kalınlığı, yüzey tansiyon kuvvetlerinin yerçekimi kuvvetlerine yenilmediği müddetçe artmaktadır. Yerçekimi kuvvetleri yüzey tansiyon kuvvetlerine eşit olduğu anda film kalınlaşması durmakta ve yerçekimi kuvvetleri yüzey tansiyon kuvvetlerini aştığı anda ise atık yüzeylerinden su kopmaları başlamaktadır. Bu ilk kopma anları oldukça fazla miktar suyun kısa sürelerde uzun mesafelerde tercihi su yolları boyunca hareketi ile sonuçlanmaktadır. Bu durum, genellikle atık içerisinde su depolanma döneminde (yağışlı dönem) atıkların su depolama kapasitesine (bahsedilen kuvvetler vasıtası ile) ulaştığı anlarda gerçekleşir.

Bendz vd. (1997), saha ölçekli atık hücresinde yaptıkları 7 yıllık çalışma sırasında yağışlı dönemlerde hücreden salınan bu pik sızıntı suyu deşarjlarını gözlemlemişlerdir. Her pik sızıntı suyu oluşumu sonrasında atık hücresinden salınan sızıntı suyu miktarlarında giderek bir azalma meydana geldiğini de tespit etmişler ve bunu hücre içerisinde gerçekleşen boşalma/depolanma süreçlerine bağlamışlardır.

Atık kütlesi içerisinde su birikme dönemlerinde su tutma kapasitesine yaklaşıldıkça atık kütlesini terk eden sızıntı suyu miktarları giderek artar ve su tutma kapasitesi aşıldığı anda ise biraz önce anlatıldığı gibi bir pik noktasına ulaşılır. Sonraki süreçte boşalan kısım yeni baştan dolacaktır. Yeni baştan dolmalar esnasında yüzey tansiyon kuvvetlerinin film şeklindeki su akımını neredeyse ve bazen de kısmen durduracak kadar etkili olması sebebiyle suyun atık içerisinde bekleme süresi artmaktadır. Sonuçta daha az miktarlarda sızıntı suyu oluşumu gerçekleşmektedir.

Atık yığınlarında suya doymun bölgeler ve bu bölgelerdeki su akımları çoğunlukla atık yığınlarının saha zeminine yakın kısımlarında gerçekleşir. Saha zemininin morfolojik ve geçirimsizlik özelliklerine bağlı olarak suya doymun bölgenin kalınlığı ve suyun bu bölgedeki bekleme süresi ve böylelikle de sızıntı suyunun karakteristik özellikleri değişebilmektedir. Atık kütlesinin daha üst tabakalarında ise suya doymun bölgeler, kapalı

atık matrislerinin makro kanallarında ve kapiler kuvvetlerin etkili olduğu mikro kanallarda mevcut olabilmektedir.



Şekil 1.6. Katı atık yığınları içerisinde su dağılımı (Fellner ve Brunner, 2010).

1.7. Sızıntı Suyuna Karakteristik Özellikler Kazandıran Süreçler

Atık içerisine giren sular atıklarla ilk temas ettikleri anlardan itibaren fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler cereyan etmeye başlar. Bu süreçler suyun atıkla temasta olduğu tüm zamanlarda işlemeye devam eder. Bu süreçler suyun doğal yapısından uzaklaşması ve belirli karakteristik özellikler kazanması ile sonuçlanır. Atık yığınının sızıntı suyu olarak ayrılan kirlilik yükü yüksek ve oldukça kompleks bu sular çevreyle etkileşimleri boyunca da eski doğal durumuna yaklaşmaya başlar.

Atık yaşı (atık stabilizasyon derecesi), atık sahasının işletilme şekli, depolanan atıkların tipi (atık kompozisyonu), atık kütlesi ve çevre özelliklerine bağlı olarak değişebilen sahaya özgü hidrolik koşullar ve su dengesi (genel olarak su rejimi) sızıntı suyunun karakteristik özellikler kazanmasında etkili olan başlıca unsurlardır.

1.7.1. Katı Atık-Sızıntı Suyu Sistemlerinde Fiziksel Kimyasal Süreçler

Fiziksel (seyrelme), kimyasal (indirgenme/yükseltgenme (redoks), kimyasal çökelme) ve fiziksel-kimyasal (adsorbsiyon, absorpsiyon, iyon değişimi, çözünme/çökelme) süreçler sızıntı sularının gerek atık kütlesi içerisinde ve gerekse de doğal çevre şartlarında değişik karakteristik özellikler kazanması bakımından son derece önemlidir. Atık kütlesi içerisindeki fiziksel ve kimyasal süreçlerin sızıntı suyu karakteri üzerinde ne gibi değişimler meydana getireceği konusu üzerine çok fazla odaklanılmamasının (seyrelme süreçleri dışarda tutulabilir) yanında sızıntı sularının dış çevre şartlarında bu süreçlerden ne düzeyde etkilendiği ayrıntılı olarak incelenmektedir.

Christensen vd. 2001, bu yönde yapılan çalışmaların güzel bir derlemesini yapmışlar ve süreçleri oldukça ayrıntılı bir şekilde ortaya koymuşlardır. Yeraltına doğru sızıntı suyunun akışı boyunca fiziksel, kimyasal ve ayrıca biyolojik süreçler doğrultusunda ne tür değişiklikler göstereceği ve akış yolları boyunca oluşan bölgeler (metan fermantasyon zonu, sülfat, nitrat, demir ve mangan indirgenme zonları, denitrifikasyon ve aerobik zonlar gibi) detaylı olarak anlatılmıştır. Sızıntı suyunun yeraltı akışı boyunca geçirdiği değişimlerden hareketle atık yığınları içerisinde ve ayrıca yüzeysel akış boyunca sızıntı suyunda meydana gelebilecek değişimleri daha iyi anlamak bakımından yapılan bu çalışmalar oldukça değerlidir.

1.7.2. Sızıntı Suyu-Katı Atık Sistemlerinde Biyolojik Süreçler

Sızıntı suyu-katı atık sistemlerinde biyolojik süreçler, genel olarak aerobik ve anaerobik olmak üzere iki ana kademede incelenebilir.

Aerobik Biyolojik Süreçler: Aerobik biyolojik süreçler, dökümü yeni yapılan yüzeyi atmosfere açık taze atık kısımlarında gerçekleşir. Atıkların depo sahasına döküldüğü andan itibaren başlayan bu süreç, taze atıkların içerdiği bol miktardaki kolay oksitlenebilir organik maddelere kıyasla atık içerisinde bulunan sınırlı oksijen nedeniyle kısa sürelerde sonlanmaktadır. Bu kademede, aerobik mikroorganizma topluluğu baskındır.

Aerobik biyolojik süreçler boyunca proteinler; aminoasitlere ve böylelikle bütün aerobik proseslerin tipik katabolitleri olan karbon dioksite, suya, nitratlara ve sülfatlara ayrıştırılır. Karbonhidratlar, karbon dioksit ve suya dönüştürülür. Yağlar, yağ asidi ve gliserole hidroliz edilir. Tüm bu dönüşümler süresince kütle içerisinde sıcaklıklar artmakta (80-90 °C gibi yüksek sıcaklıklar görülebilir.), oldukça fazla miktarlarda substrat biyokütleyle dönüşmekte ve biyokütle oluşumuna paralel olarak yine oldukça fazla miktarlarda karbon dioksit gazı salınmakta ve nihayetinde atık oturmaları gerçekleşmektedir (Munasinghe, 1997; Stegmann ve Heyer, 2005).

Katı atık dökümünün devam ettiği sahalarda aerobik biyolojik süreçler sadece oksijenin taze atıkta tutulduğu kısımlarda veya difüze olabildiği yüzeysel derinliklerde görülebilmektedir. Fakat, atıklar içerisinde sadece biyolojik olarak kararlı maddelerin kaldığı çok yaşlı depo sahalarında, depo sahasının en üst tabakalarında aerobik biyolojik safhalar tekrardan oluşabilmektedir. Bu durumdaki bir atık sahasında metan üretim oranı öyle düşüktür ki hava atmosferden stabilize olmuş atık içerisine difüze olmaya başlar ve böylelikle atık yüzeyleri ve buralara yakın bölgelerde gelişen aerobik çevre kütle derinliklerine doğru yayılabilme imkanı bulur (Christensen ve Kjeldsen, 1989; Stegmann ve Heyer, 2005).

Anaerobik Biyolojik Süreçler: Anaerobik kademe, taze atıklarda aerobik biyolojik süreçlerin yavaşlamasıyla birlikte gelişen fakültatif ve zorunlu anaerobik karışık mikroorganizma topluluğunun aktif olduğu safhadır. Katı atık yığınlarında, gerek organik maddelerin çürümesinden kaynaklı atık boşluk hacminin azalması ve gerekse de atıkların belirli yüksekliklere kadar yığılması nedeniyle atık oturmaları sıklıkla gerçekleşen bir durumdur. Depo yaşamı boyunca devam eden atık oturmalarından dolayı yoğunluğu yüksek olan katı atık yığınlarına oksijen girişi yüzeysel alanlar dışında pek de mümkün değildir. Bu nedendir ki katı atık yığınlarında baskın olan süreçler anaerobik biyolojik süreçlerdir. Anaerobik biyolojik süreçler üç aşamalı olarak ele alınabilir.

1. aşama: Bu anaerobik biyolojik kademedeki katı ve çözünmüş formdaki organik maddeler (çoğunlukla kompleks yapıda) fermentasyon bakterileri tarafından hidrolize edilir ve uçucu yağ asitleri, alkoller, hidrojen ve karbon dioksit oluşturulur. Anaerobik biyolojik süreçlerin bu ilk aşamasında, zorunlu anaerobik bakterilerin yanı sıra fakültatif bakteriler de faaliyet göstermektedir. Katı atık depo sahalarında mikroorganizmalar sadece suda çözünmüş organik madde formlarını degrades edebildikleri için bu aşamada

gerçekleşen hidroliz süreçleri katı atıkların stabilizasyonunda çok önemlidir. Sadece bu sebep dahi hidroliz süreçlerinin hızını yönlendirebilen atık sahası su rejiminin, atık-sızıntı suyu sistemlerinde ne derece önemli olduğunu açıkça göstermektedir. (Ehrig, 1983; Christensen ve Kjeldsen, 1989; Munasinghe, 1997).

Zorunlu anaerobik ve fakültatif karışık mikroorganizma popülasyonu tarafından üretilen oldukça fazla miktarlardaki organik asitler (temelde uçucu yağ asitleri) nedeni ile bu aşama, asit fermentasyon safhası olarak adlandırılır. Bu aşamaya özgü özelliklerin şekillenmesinde aşama boyunca oluşan uçucu yağ asitlerinin yüksek konsantrasyonları önemli oranda belirleyicidir. Uçucu yağ asitlerinin mikroorganizmalarca kolay degrede edilebilir ve asidik doğası, bu kademedeki kaynaklı sızıntı sularının yüksek BOİ₅ değerleri, yüksek BOİ₅/KOİ oranı (genellikle >0,7) ve düşük pH değerleri (tipik olarak 5-6) ile karakterize edilmesini ve bu özellikleri ile tanınmasını sağlamıştır. Aşama boyunca oluşan yüksek konsantrasyonlardaki inorganik iyonlar (Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ gibi) da bu aşamayı tanımlayan diğer bir göstergedir.

Bu ilk anaerobik biyolojik süreçte fakültatif ve anaerobik mikroorganizma faaliyetleri ile azalmaya başlayan oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP) değerleri daha sonraki aşamalarda gelişecek metan bakterileri için uygun koşulların oluşmasına olanak vermektedir. Ayrıca, ORP değerlerinde gerçekleşen bu ilk azalma sülfat iyonlarının sülfid iyonlarına indirgenmesi için uygun çevreler oluşturmaktadır.

2. aşama: Bu aşama ara anaerobik safha olarak da adlandırılabilir. Bu kademe metan bakterilerinin yavaş büyümesiyle başlar. Büyüme 6.000 ile 16.000 mg/L değerlerinde metan bakterilerine toksik olan uçucu yağ asitlerinin varlığında inhibe olabilmektedir (Stengmann ve Spendlin, 1989). İşletilmekte olan atık sahalarında yapılan sızıntı suyu ve depo gazı ölçümleri sonucunda ise asetik asit/alkalinite değerlerinin 0,8'den küçük olması halinde metan üretiminin başlayacağı tespit edilmiştir (Ehrig, 1983). Bu nedenlerle pH değerlerindeki artış metan fermentasyon süreçlerinin gerçekleştiğini gösteren iyi bir belirteçtir.

Ara anaerobik biyolojik safhada metan konsantrasyonu depo gazında artarken karbon dioksit, hidrojen gazı ve uçucu yağ asitleri konsantrasyonu azalır. Biyolojik indirgenme nedeni ile sülfat konsantrasyonu da azalmaktadır. Bu aşamada amonyak açığa çıkmakta fakat amonyak anaerobik çevrede dönüşüme uğramamaktadır. Ara anaerobik kademedeki;

yağ asitlerinin dönüşümü, pH değerlerinde ve alkalinite de bir artışa ve devamında kalsiyum, magnezyum, demir ve ağır metallerin çözünürlüklerinde bir azalışa neden olur. Sonraki süreçte de, metaller sülfidler olarak çökecektir (Stegmann ve Heyer, 2005).

3. aşama: Anaerobik biyolojik ayrışmanın üçüncü aşaması, metan bakterilerinin gerçekleştirdiği metan oluşumu ile karakterize edilir. Bu kademe, ileri metan oluşum safhası olarak bilinir ve metan oluşum hızı maksimum değerlere ulaşmak üzere ani bir artış gösterir. Depo gazı bileşimindeki metan konsantrasyonu %50-60 mertebelerindedir. Hidrolitik, asidojenik ve metanojenik bakteri popülasyonları bu süreç boyunca yüksek artışlar göstermektedir (Barlaz vd., 1992). Metan oluşumu ya asedofilik bakteriler tarafından asetik asidin metan ve karbondioksit'e ya da hidrojenfilik bakteriler tarafından hidrojen ve karbondioksitin metana dönüştürülmesi yoluyla gerçekleşebilmektedir. Asetik asidin metana dönüşümü metan oluşum süreçlerinin en önemlisidir (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

Bu kademe sızıntı sularının kompozisyonu, hemen hemen nötral pH değerleri (tipik olarak 6-8), düşük organik madde ve düşük toplam çözünmüş katı madde konsantrasyonları ile tanınmaktadır. Bu aşamada organik maddelerin büyük bir bölümünün çözünürlüğü azalsa da atık stabilizasyon prosesi on yıllar boyunca devam edecektir. Bu kademe boyunca üretilen sızıntı suyu, önceki süreçlere göre düşük BOI_5 değerleri ve düşük BOI_5/KOI oranları sergiler. Amonyak ise birinci asidojenik aşamadan bu yana serbest kalmaya devam etmektedir (Stegmann ve Heyer, 2005). Atık kütlelerinde bahsedilen biyolojik süreçler boyunca oluşan sızıntı suyu ve depo gazının kimyasal bileşiminde meydana gelen değişiklikler Şekil 1.7'de görülmektedir. Şekil 1.8'de ilgili bakteri grupları, substratlar ve ara ürünler arasında gerçekleşen ilişkilerin en önemlileri görülebilir.

Şekil 1.7'de görüldüğü gibi Christensen ve Kjeldsen (1989), dekompozisyon safhalarını beş grupta değerlendirmiştir. I. ve V. grup aerobik safhayı ve II., III. ve IV. grup ise anaerobik safhaları temsil etmektedir. I. safha atık dökümünün yapıldığı kısımlarda buna karşın V. safha ise kapatılmış çok eski depo sahalarında gerçekleşebilir. II. safha asit oluşum safhasını temsil ederken III. ve IV. safhalar ise metan oluşum safhasını temsil etmektedir. IV. safha, III. safhadan farklı olarak ileri metan oluşumunun gerçekleştiği safhadır.

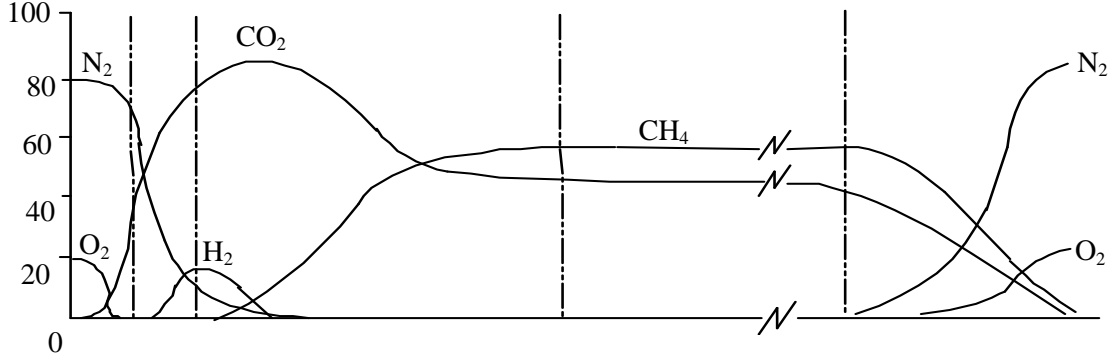
Katı atık-sızıntı suyu sistemlerinde, organik maddelerin degradasyonunun tamamen gerçekleşebilmesi için organik asit ve metan üreten bakteriler arasında bir denge olması gerekmektedir. Metan üreten bakterilerin üreme hızı organik asit üreten bakterilere kıyasla çok düşüktür. Buna ilaveten asidik safhanın son degradasyon ürünlerinde olabilecek aşırılikler metan üreten bakteriler üzerinde inhibisyona yol açacak negatif etkiler gösterebilir. Bu nedenlerle bahsedilen biyolojik süreçlerin tipi ve dereceleri atık-sızıntı suyu sistemlerinde dengeli koşullar oluşmadığı müddetçe değişebilmektedir (Ehrig, 1983).

Atık sahalarında gerçekleştirilen günlük taze atık dökümü, metan fermentasyon bakterilerinin uyum sağladığı çevrelerde oksijen, hidrojen, alkalinite, sülfat, nütrient miktarlarında ve pH değerlerinde değişiklikler meydana getirebilir. Eğer bu değişiklikler gerçekleşirse metan fermente eden bakterilerin faaliyetleri önemli derecede sekteye uğrayacaktır. Ayrıca yine bu çevrelerde su içeriğinin ve sıcaklığın gerek içsel ve gerekse de dışsal faktörler vasıtası ile değişime uğraması da metan fermentasyon bakterilerinin faaliyetlerine önemli derecelerde etki edecektir. Bu sebeple düzensiz katı atık sahalarında günlük taze atık dökümünün devam ettiği dönemler boyunca dengeli koşulların oluşması pek de beklenen bir durum değildir. Çünkü, devam eden taze atık dökümü biyolojik süreçlerin iç içe geçerek tekrarlanmasına olanak vermektedir. Sıklıkla atık yüzeyine yakın bölgelerde görülen bu durumun atık yüzeyine kıyasla daha dengeli koşulların mevcut olduğu atık derinliklerine doğru daha dengeli koşullara yaklaşması ise beklenen bir durumdur.

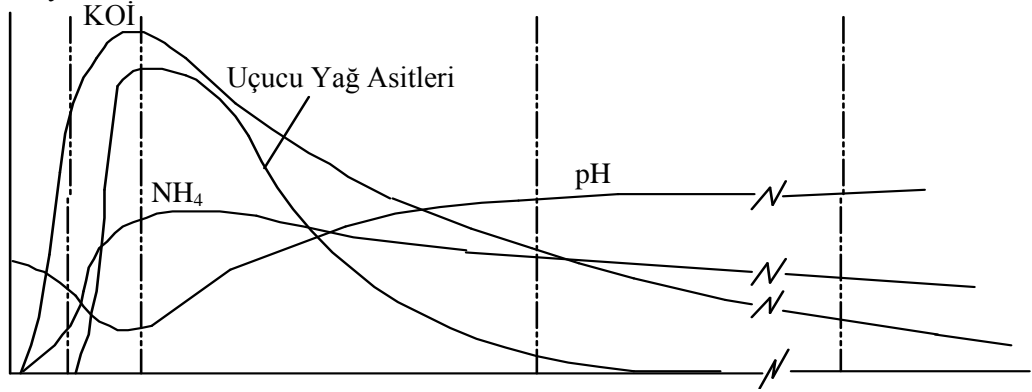
1.7.3. Su Rejiminin Sızıntı Suyu Karakteristiğine Etkisi

Su, atık yığınlarında besi elementlerinin, enzimlerin, mikroorganizmaların yer değiştirmesi ve inhibitörlerin seyrelmesi için çok uygun bir çevredir (Klink ve Ham, 1982). Bununla birlikte atık içerisinde fermentasyon safhalarının başlayabilmesi için bir minimum su içeriğine ihtiyaç vardır. Bu içeriğin yaklaşık %25 civarında olması gerekmektedir. Etkili bir stabilizasyon sürecinde ise optimum su içeriği %60 ile %70 arasında kalmalıdır. Daha yüksek su içerik değerleri stabilizasyon süreçlerini inhibe etmektedir (Filipkowska ve Agopsowicz, 2004). Bu nedenlerden dolayı su, atık yığınlarında gerçekleşen stabilizasyon süreçlerinde en önemli faktördür.

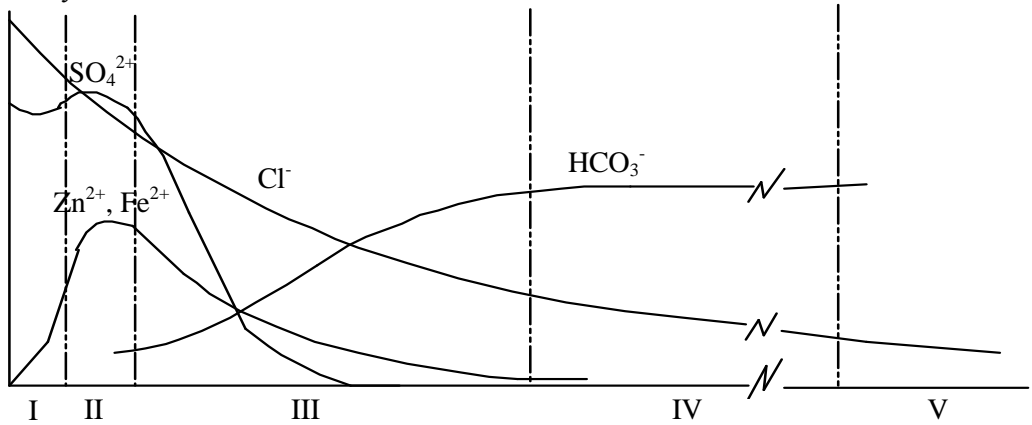
Gaz Kompozisyonu
% Hacimce



Sızıntı suyu

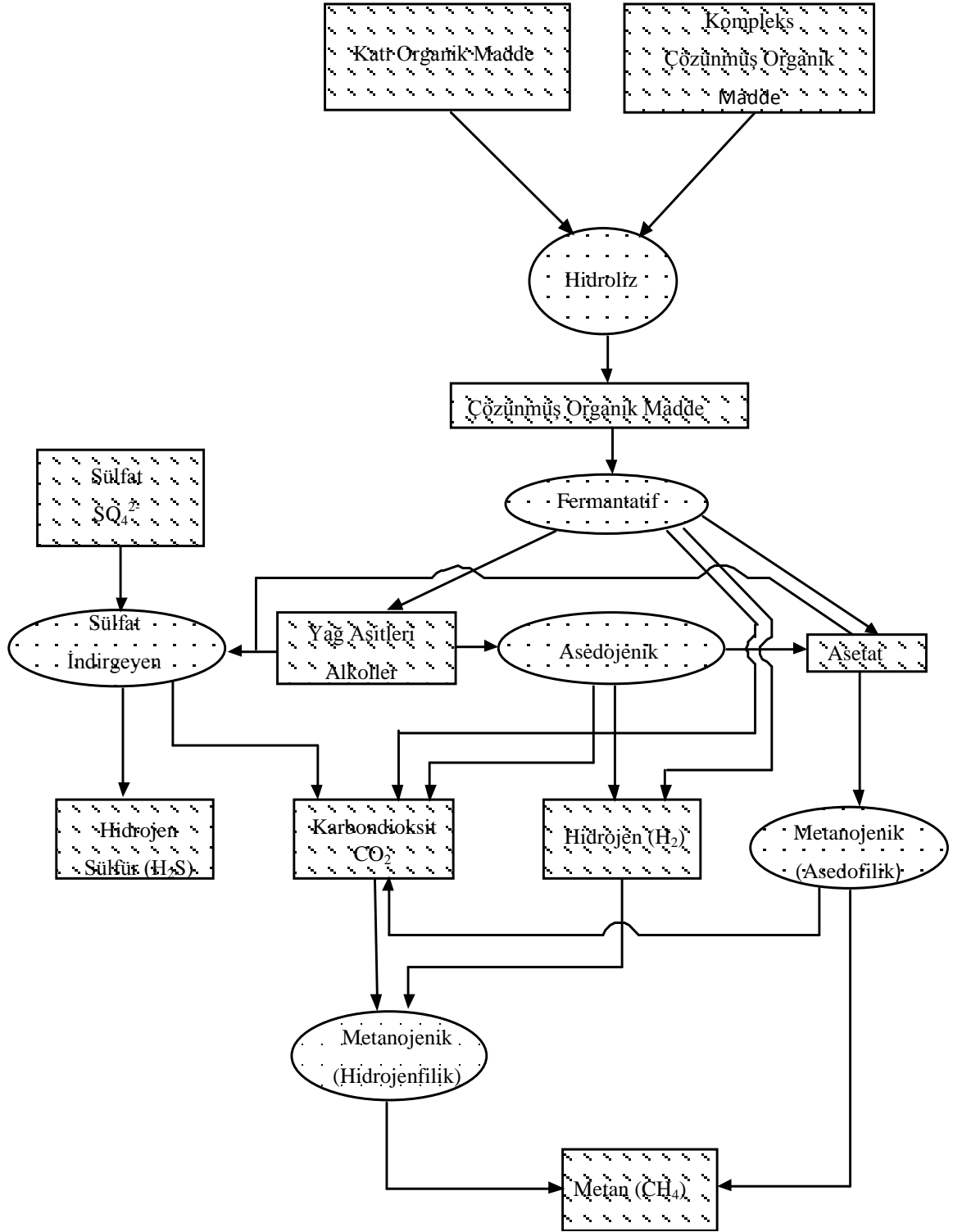


Sızıntı suyu



Dekompozisyon Safhaları

Şekil 1.7. Biyolojik süreçler boyunca sızıntı suyu ve depo gazı bileşiminde meydana gelen değişiklikler (Christensen ve Kjeldsen, 1989).



Şekil 1.8. Katı atık-sızıntı suyu sistemlerinde bakteri grupları, substratlar ve ara ürünler arasında gerçekleşen ilişkilerin en önemlileri (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

Atık sahasının üst kısımlarında bulunan taze atıklarda mevcut olan besi elementlerinin, organik ve inorganik maddelerin, elektron alıcılarının ve mikroorganizmaların geri kalan atık kısımlarına dağılmasında ise atık kütlesi içerisindeki hidrolik şartlar (su akımı) ön plana çıkmaktadır.

Özellikle atık kütlesi içerisinde infiltre olan dışsal kaynaklı suların (çoğunlukla yağış ve yüzeysel sular) miktar ve hızlarında meydana gelecek artışlar bahsedilen dağılımın en iyi şekilde gerçekleşmesini sağlayacaktır. Bunun nedeni de şöyle izah edilebilir. Sızıntı suyu-atık kütlesi hidroliğinde (Bölüm 1.6) anlatıldığı gibi atık yığınları oldukça heterojen bir yapıya sahiptir. Bu heterojen yapı nedeni ile suyun atık içerisindeki dağılımı çoğunlukla tercihli su kanalları yoluyla gerçekleşmekte ve üniform olmayan su akımlarının oluşmasına neden olmaktadır. Böylece atık kütlesi içerisinde su dağılımı sınırlı seviyelerde kalmakta ve suyun ulaşamadığı kısımlarda mikroorganizma gelişimi olumsuz yönde etkilenmektedir. Eğer yukarıda bahsedildiği gibi atık kütesine infiltre olan su miktarları dışsal kaynaklar vasıtası ile artarsa suyun dağılımının kısıtlandığı atık kısımlarına da suyun girebilme ve bu sayede mikroorganizma faaliyetlerinin yani stabilizasyon süreçlerinin atık kütesinin daha geniş bir kesimine yayılabilme olasılığı artacaktır (Barlaz, 1992; Eck, 2000). Böylelikle atık yığınları içerisinde daha fazla oranlarda ve hızlarda hidrolizasyon, asit ve metan fermentasyon süreçleri gerçekleşebilecektir. Filipkowska ve Agopsowicz (2004), laboratuvar ölçekli atık kolonlarında su miktarlarında olacak değişimlerin atık stabilizasyonuna yansımalarını incelemişlerdir. Stabilizasyon göstergesi olarak gaz oluşum miktarları ve oluşan gazın içerikleri izlenmiştir. Sonuçta, kolon içerisinde arttırılan su miktarlarının daha fazla miktarlarda ve daha iyi bileşimde (metan içeriği yönüyle) gaz oluşumunu sağladığını tespit etmişlerdir. Aşırı su uygulamalarında ise oluşan gaz miktar ve kalitesinin son derece azaldığı görülmüştür.

Atık yığınlarında sızıntı suyunun karakteristik özellikler kazanmasında yığın içerisinde infiltre olan suyun miktarlarında zaman içerisinde meydana gelecek değişimler tek başına belirleyici değildir. Düşünülmesi gereken ikinci önemli unsur ise infiltre olan suların yığın içerisindeki bekleme sürelerinde olabilecek farklılıkların yaratabileceği etkilerdir. Bilindiği gibi suya doygun olmayan atık kısımlarında, boşalma/depolanma süreçleri boyunca suyun kütle içerisinde bekleme sürelerinde zaman içerisinde artma ve azalma yönünde değişiklikler meydana gelmektedir. Sızıntı suyunun atık kütesinde bekleme süresinin metanojenik bakterilerin faaliyetlerini optimum düzeyde gerçekleştirebilmelerine imkan

tanıyacak kadar uzun olması sızıntı suyu içeriğindeki organik madde miktarlarının azalmasına neden olacaktır. Bekleme süresinin, daha çok asidojenik bakterilerin optimum faaliyetlerine imkan sağlayacak fakat metanojenik bakterilerin faaliyetleri için yeterli olmayacak kadar kısa olması ise yüksek organik yüklü sızıntı suyu oluşumlarına sebep olur. Munasinghe, (1997) atık yığınlarında hidrolik bekleme sürelerinin sızıntı suyu ve depo gazı karakteristiklerine olabilecek etkilerini ve atık yığına infiltrasyon oranlarının metanojenik bakteriler üzerindeki kırılma noktasını tespit etmeye yönelik laboratuvar ölçekli çalışmalar yapmıştır. Çalışmalar sırasında, atık kolonlarında uzun hidrolik bekleme sürelerinin oluşan sızıntı sularının organik içeriğini düşürdüğünü ve kısa hidrolik bekleme sürelerinin ise yüksek organik yüklü sızıntı suyu oluşumuna neden olduğunu tespit etmiştir.

İşte suya doymun olmayan atık kısımlarında su miktarlarında, akım hızlarında ve hidrolik bekleme sürelerinde zamanla meydana gelen tüm bu değişiklikler, sızıntı suyunun kirlilik yükünün artıp azalmasına neden olduğu için sızıntı suyunda zamanla meydana gelecek değişimlerin değerlendirilmesinde son derece önemlidir.

2. MATERYAL ve METOT

Tunceli ilinin jeolojisi ve depremselliği ile ilgili olarak daha önce yapılmış ve yayımlanmış bilimsel çalışmalara ilgili kurum ve kuruluşların arşivi ve internet kullanılarak ulaşılmaya çalışılmıştır. Elde edilen bilimsel veriler ile tarafımızdan yapılan arazi çalışmaları sonucunda bölgesel jeoloji ve bölgenin depremselliği yorumlanmıştır.

Arazi çalışmalarında atık sahası ve civarının jeolojik özellikleri incelenmiş, kaya örnekleri ve atık alanından zemin örnekleri alınmıştır. Arazi çalışmaları sırasında ayrıca sızıntı suyu örneklerinin alınacağı ve yerinde yapılacak sızıntı suyu ölçümleri için istasyon noktaları belirlenmiştir. Son olarak sızıntı suyunun kazanacağı karakteristik özelliklerde pay sahibi olacağı düşünölen saha hidrolojisi çalışılmıştır.

2.1. Jeolojik Çalışmalar

Tunceli ili düzensiz katı atık depolama alanı ve yakın civarındaki kaya birimlerinin litolojisi ve diğer jeolojik özelliklerinin belirlenmesi amacıyla tez kapsamında arazi çalışmaları yapılmıştır. Katı atık depolama alanını da kapsayan 1/25.000 ölçekli J43-d4 paftası (topoğrafya haritası) altlık olarak kullanılarak gerçekteşirilen arazi çalışmaları sürecinde, jeolojik harita çizimi yapılmış, alandaki farklı kaya türlerinin yapısal ve litolojik özellikleri sahasal boyutta incelenmiş, tektonik unsurlar jeolojik haritaya işlenmiştir. Tabaka, kırık ve fayların doğrultu ve eğimleri jeolog pusulası ile ölçölmüştür. Arazi çalışmaları esnasında kullanılan topoğrafik harita, jeolog pusulası ve çekici ile koordinatları belirlemek için gerekli CPS cihazı Tunceli Üniversitesi Jeoloji Mühendisliği Bölümünden temin edilmiştir. Katı atık alanının tabanında yer alan kaya birimlerinin mineralojik bileşimi ile dokusal özelliklerinin belirlenmesi için petrografik amaçlı örnekler alınmıştır. Alınan örneklerin mikroskopta incelenebilmesi için petrografik ince kesitleri yapılmıştır. Söz konusu kayaların mineral parajenezi (birliktelikleri) ve dokusal özellikleri Tunceli Üniversitesi, Jeoloji Mühendisliği Bölümü laboratuvarındaki polarizan araştırma mikroskobunda incelenmiştir. Mikroskobik çalışmalarla elde edilen bulgular ışığında, atık tabanında yer alan kaya birimlerinin petrografik adlandırması yapılmış ve mikro-fotoğrafları tezin “Bulgular” bölümünde sunulmuştur.

2.2. Örnekleme

Katı atık sahası ve civarında yüzeylenen volkaniklastik kayaların mikroskobik incelemeleri için 15 adet örnek alınmıştır. Örneklerin farklı kaya birimlerini temsil edecek şekilde ve olabildiğince taze olmasına özen gösterilmiştir. Katı atık sahası tabanında yer alan doğal zeminin mineralojik bileşiminin ve indeks özelliklerinin belirlenmesi amacıyla Şekil 2.1’de verilen altı noktada (Ç-1’den Ç-6’ya kadar) iş makinesi yardımıyla çukur açılmıştır. Çukurlar mümkün olduğunca sahadaki zemini en iyi temsil edecek alanlarda açılmış, iş makinesinin kazmakta zorlandığı ana kayaya erişinceye kadar derinleştirilmiştir. Bitkisel toprak (20-70 cm) altındaki doğal zeminin oldukça sert olması nedeniyle, örselenmemiş örnek almak mümkün olmadığından sadece örselenmiş örnekler alınabilmiştir. Örnek alım işleminde, örnekler yüzeyin birkaç cm altından başlayarak tüm zemini temsil edecek şekilde, yaklaşık 50 cm derine kadar sıyrılarak elde edilmiş ve DZ-1’den DZ-6’ya kadar numaralandırılmıştır. Açılan çukurların her birinden X-ışınları tüm kayaç difraktom (XRD) çözümlenmeleri için 200 gr ve zemin deneyleri için yaklaşık 30-50 kg örselenmiş zemin örneği alınmıştır. Alınan zemin örnekleri torbalanmış ve aynı gün Fırat Üniversitesi, Teknoloji Fakültesi laboratuvarına taşınmıştır. Örneklerin su içeriğinde olabilecek değişimler göz önüne alınarak, aynı gün tüm örneklerin su içeriği değerleri belirlenmiştir. Sonraki günlerde özgül ağırlık, kıvam limitleri (likit ve plastik limit), elek, hidrometre ve geçirimsizlik analizleri tamamlanmıştır.

Şekil 2.1’de görüldüğü gibi Ç-1 ve Ç-2 çukurları katı atık depolama sahasının kuzey kesiminde, atık dökümü yapılan vadinin en uç kısmında (sahanın kuzeyinde) kuzeydoğu-güneybatı doğrultusunda olup aralarında yaklaşık 50 m uzaklık bulunmaktadır. Katı atık kaynaklı sızıntı suyunun ve diğer yüzeysel suların (yamaçlardan çıkan mevsimsel yeraltı suları ve yağışlar) karıştığı dere yatağı bu çukurların hemen batısında başlamakta, yaklaşık 1 km eğim aşağı zikzaklar çizerek devam etmekte ve Pülümür Çayı vadisine bağlanmaktadır. Çalışma sırasında, fay ile oluştuğu belirlenen bu dere yatağının atık sahasına bakan yamaçlarından Aralık 2010 ile Mayıs 2011 arasındaki dönemde, birçok su çıkış noktasının (kaynak) olduğu ve bu noktalardan boşalan yeraltı suyunun toplam debisinin saniyede yaklaşık üç (3) litreye ulaştığı gözlenmiştir. Haziran ve Kasım ayları arasında ise, su çıkışlarının olmadığı tespit edilmiştir.

Depolama sahasının güneybatı kısmında ise dört (4) gözlem çukuru (sırasıyla Ç-3, Ç-4, Ç-5 ve Ç-6) daha açılmıştır. Söz konusu çukurlarda bitkisel toprak kalınlığı ve zemin

dokusunun derine doğru değişiminin bilgileri (arazi fotoğrafları ile birlikte) ‘‘Bulgular’’ bölümünde verilmiştir.



Şekil 2.1. Katı atık sahasında açılan zemin örnekleme çukurlarının konumu

2.3. Mineralojik Çalışmalar

Katı atık sahasının kuzey kesimlerinde atığın tabanında yüzeylenen volkaniklastik kayaların mineralojik bileşimi mikroskobik çalışmalarla belirlenirken, sahanın kuzey ve güneyindeki ince taneli zeminin mineralojik bileşimini belirlemek için X-ışınları analiz tekniği kullanılmıştır. Altı adet çukurdan alınan zemin örnekleri ‘‘İnönü Üniversitesi (Malatya) Bilimsel Araştırma Laboratuvarı’nda (İBTAM)’’ yapılan analiz sonucunda örneklerin tüm kayaç X-ışınları çözümlenmeleri yapılarak, atık tabanında yer alan zemindeki ana mineraller belirlenmiştir.

2.4. İndeks ve Geçirimsizlik Özelliklerinin Belirlenmesi için Yapılan Deneyler

Zeminin indeks ve geçirimsizlik özelliklerinin belirlenmesi için yapılan deneylerin tümü Fırat Üniversitesi Teknoloji Fakültesi zemin mekaniği laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.

Laboratuarda su içeriği, kıvam limitleri (Casagrande likit limit ve plastik limit deneyleri), özgül ağırlık, granüloometri (elek analizi), hidrometre, standart proktor deneyleri ve düşen seviyeli geçirimsizlik (permeabilite) deneyleri yapılmıştır. Su içeriğinin belirlenmesinde ASTM D-2216 (1998) ve TS 1900 (1997); likit limit (Casagrande) ve plastik limit deneyinde ASTM D-4318 (2000) ve TS 1900 (1997); özgül ağırlık deneyinde ASTM D-854 (2000); elek analizi ve hidrometre deneylerinde ASTM standartlarında belirtilen hususlar dikkate alınmıştır. Deneylerde zemin örneklerinden su uzaklaştırmak maksadıyla ELE marka I.R. model etüv, zemin örneklerinin ağırlıklarının belirlenmesinde Denver Instrument marka DI-4K model terazi (± 0.001 duyarlılıkta) kullanılmıştır. Geçirimsizlik ve özgül ağırlık deneylerinde ELE marka DS 40 model vakum pompası, geçirimsizlik deneylerinde ELE marka geçirimsizlik hücresi ve üzerinde üç adet manometre tüpü bulunan düşen seviyeli geçirimsizlik paneli, standart proktor deneylerinde yine ELE marka standart proktor cihazı ve standart proktor hücreleri kullanılmıştır. Söz konusu deneylerde kullanılan araç ve gereçler ile deneylerin nasıl yürütüldüğü aşağıda verilmiştir. Deneylerden elde edilen sonuçlar ise tezin “Bulgular” bölümünde sunulmuştur.

1. Su İçeriği Deneyi

Kullanılan Araç ve Gereçler: Etüv, terazi, nem kabı, metal örnek kapları.

Deneyin Yürütülmesi: Zemin örneklerinin, örneklendiği andaki su içeriklerini belirlemek amacıyla aynı gün laboratuara getirilen her bir zemin örneğinden yaklaşık 100 g deney örneği metal kurutma kaplarına alınarak tartılmış ve etüvde 1 gün süreyle kurutulmuştur. Etüvden çıkarılan örnekler oda sıcaklığına gelinceye kadar nem kabında bekletilmiştir. Kurutma öncesi ve sonrasındaki zemin örnekleri + kap ağırlıkları ve kurutma kaplarının boş ağırlıkları kaydedilerek örneklerin doğal su içerikleri aşağıdaki formülle hesaplanmıştır.

$$w (\%) = [(m_2 - m_3) / (m_3 - m_1)] \times 100 \quad (2.1)$$

Formülde:

w = su içeriği, %

m_1 = örnek kabının ağırlığı, g

m_2 = örnek kabı + yaş zemin ağırlığı, g

m_3 = örnek kabı + kuru zemin ağırlığı, g

Likit limit, plastik limit, standart proktor ve düşen seviyeli permeabilite deneylerinde zemin örneklerinin su içerikleri belirlenirken de yukarıda verilen yöntem ve hesaplamalar kullanılmıştır.

2. Özgül Ağırlık Deneyi

Kullanılan Araç ve Gereçler: 100 ml'lik yoğunluk şişesi (piknometre), terazi, termometre ($\pm 0,5$ °C duyarlıklılı), etüv, vakum pompası, vakum işlemine uygun desikatör, cam huni, piset.

Deneyin Yürütülmesi: Özgül ağırlık deneylerinin örnek hazırlama aşamasında ilk önce zemin örnekleri No.10 elekten geçirilmiş, tane boyu 2,00 mm'den küçük örnek etüvde kurularak oda sıcaklığına gelinceye kadar nem kabında bekletilmiştir. Deney, her bir zemin örneği için üç denemeli olarak gerçekleştirilmiştir. Oda sıcaklığına gelen deney örneğinden her bir deneme için yaklaşık 15-20 g arasında örnek alınıp, tartılarak kaydedilmiştir (M_s). Deneyde kullanılacak şişenin (piknometre) hacmine karar verilirken, örneğin en büyük tane boyu dikkate alınmıştır. Deneye başlamadan önce yoğunluk şişeleri yıkanıp kurutulmuş ve kapağıyla birlikte tartılarak ağırlıkları (M_p) kaydedilmiştir. Daha sonra yoğunluk şişeleri saf su ile doldurulup, şişe + su ağırlıkları (M_{pw}) ve $\pm 0,5$ °C duyarlıklılı termometre ile ölçülen saf su sıcaklıkları kaydedilmiştir. İçlerindeki suyu boşaltılan ve kurulan şişelere, daha önceden ağırlıkları belirlenen ve kaydedilen deney örnekleri hiç kayıp vermeden bir huni yardımıyla aktarılmıştır. Yoğunluk şişesine, şişeye aktarılan deney örneğinin üzerini örtecek seviyeye (şişenin 2/3'lük kısmını dolduracak seviye) kadar saf su ilave edilmiştir. Yoğunluk şişesi içindeki zemin örneğinin taneleri arasında bulunabilecek havanın kaplayacağı hacim sanki zemin tanelerinin kapladığı hacimmiş gibi bir yanılğı oluşturabilir. Bu da zemin örneklerinin özgül ağırlık değerlerinin normalden daha yüksek bir değer almasına neden olur. Böyle bir hatanın ortadan kaldırılması için şişe+su+zemin örneğine vakum uygulanmıştır. Bu uygulama, vakum desikatöründe 1 saat süreyle vakum pompası ile yapılmıştır. Vakum uygulaması yapıldıktan sonra, içerisinde zemin örneği + saf su bulunan yoğunluk şişeleri tamamen saf su ile doldurulmuştur. İçerisinde zemin örneği bulunan ve saf su ile tamamen doldurulmuş yoğunluk şişelerinin ağırlıkları (M_{pws}) ve su sıcaklıkları kaydedilmiştir.

$$G_s = [M_s / (M_s + M_{pw} + M_{pws})] \times K \quad (2.2)$$

formülü kullanılarak özgül ağırlık değerleri hesaplanmıştır. Formülde:

G_s : Zeminin özgül ağırlığı

M_s : Zemin tanelerinin etüvde kurumuş haldeki ağırlığı, g

M_{pw} : Yoğunluk şişesinin (kapak dahil) tamamen su ile dolu haldeki ağırlığı, g

M_{pws} : Yoğunluk şişesinin (kapak dahil) zemin ve su ile dolu haldeki ağırlığı, g

K: Sıcaklık dönüştürme katsayısı

Formülde, M_{pw} ve M_{pws} ağırlıklarının tartıldığı andaki sırasıyla T_i ve T_x sıcaklıklarının birbirinden ± 1 °C'den farklı olduğu durumlarda aşağıdaki formül kullanılarak T_x sıcaklığındaki M_{pw} değeri hesaplanmıştır. T_i ve T_x sıcaklıklarındaki su yoğunlukları ise ilgili çizelgeden alınarak, formülde yerlerine konulmuştur.

$$M_{pw}(T_x \text{ °C'de}) = \frac{\text{Tx sıcaklığındaki su yoğunluğu}}{\text{Ti sıcaklığındaki su yoğunluğu}} \times [M_{pw}(T_i \text{ °C'de}) - M_p] + M_p \quad (2.3)$$

Formülde:

$M_{pw}(T_x \text{ °C})$: Yoğunluk şişesinin T_x °C sıcaklığındaki su ile dolu haldeki ağırlığı, g

$M_{pw}(T_i \text{ °C})$: Yoğunluk şişesinin T_i °C sıcaklığındaki su ile dolu haldeki ağırlığı, g

M_p : Yoğunluk şişesinin kapakla birlikte ağırlığı, g

3. Kıvam (Atterberg) Limitleri

Likit Limit Deneyi:

Kullanılan Araç ve Gereçler: Casagrande likit limit cihazı, kuğu başlıklı oluk açma bıçağı, karıştırma spatulası (yaklaşık 10 cm boyunda ve 2 cm genişliğinde), porselen karıştırma kabı, etüv, metal örnek kapları, terazi ($\pm 0,01$ g duyarlıklılı), nem kabı, 40 nolu (0,425 mm) elek, piset.

Deneyin Yürütülmesi: Deney öncesinde etüvde kurutulup suyu uzaklaştırılan zemin örnekleri No.40 elekten elenerek yaklaşık 100-120 g örnek karıştırma kabına alınmıştır. Örnek üzerine yavaş yavaş saf su ilave edilerek macun kıvamına gelinceye kadar sürekli karıştırılmıştır. İlave edilen suyun zemin örneğinin bütün tanelerine nüfuz edebilmesi için örnekler bir gece boyu nem kabında bekletilmiş ve sonrasında karıştırma kabına aktarılan zemin örnekleri spatula yardımıyla bir süre karıştırılmıştır. Karıştırma sonrasında yeterli kıvama gelen örnek, spatulayla azar azar alınarak Casagrande aletinin tasına yerleştirilmiştir. Yerleştirme işlemi bittiğinde tasın içindeki örneğin üst yüzeyinin tasın

tabanlığın paralel olmasına dikkat edilmiştir. Aletin tasına yerleştirilen örnek üzerinde kuğu boyunlu oluk açma bıçağıyla bir oluk açılarak, örnek ikiye bölünmüş, açılan oluğun ilk iki kapanmasının 25-40 düşüş arasında son iki kapanmasının da 15-25 düşüş arasında olması hedeflenmiştir. Saniyede iki vuruş yapan otomatik Casagrande cihazı çalıştırılmış ve oluğun iki yanında kalan zeminin yaklaşık 13 mm uzunluğunda birbiriyle birleştiği anda cihaz durdurulmuştur. Oluktaki bu kapanmayı sağlayan düşüş sayıları kaydedilmiştir. Yüksek düşüş sayısından düşük düşüş sayısına doğru örneğin su içeriği giderek arttırılmış, 25 düşüş sayısının üstünde iki ve altında da iki olmak üzere toplam dört örnek elde edilmiştir. Her kapanmadan sonra örneğin kapanma esnasındaki su içeriğinin belirlenmesi için kapanmanın olduğu kısımdan yaklaşık 10-15 g örnek palet bıçağı yardımıyla örnek kurutma kaplarına alınarak tartılmıştır. Alınan örnek etüvde 24 saat 105-110 °C'de kurutularak etüvden çıkarılmış ve oda sıcaklığına gelene kadar nem kabında bekletilmiş ve sonrasında tekrar tartılmıştır. Belirlenen ağırlıklar, su içeriği deneyinde verilen formüle yerine yerleştirilmiş ve örneklerin tas üzerinde kapanmalarının olduğu andaki vuruş sayısına karşılık gelen su içerik değerleri hesaplanmıştır.

Deney esnasında kapanmaların olduğu andaki düşüş sayısı ve bu andaki örneklerin su içerik değerleri, grafik eksenlerine taşınmıştır. Grafik üzerinde 25 vuruşun karşısındaki su içerik değerleri, zeminin likit limit değerleri olarak kaydedilmiştir.

Plastik Limit Deneyi:

Kullanılan Araç ve Gereçler: No.40 elek (0,425 mm), porselen karıştırma kabı, karıştırma spatulası (10 cm boyunda ve 2 cm genişliğinde), piset, karşılaştırma çubuğu (3 mm çapında ve 10 cm boyunda), cam plaka, etüv, metal örnek kapları, terazi, nem kabı.

Deneyin Yürütülmesi: Deney, likit limit deneyi ile bağlantılı olarak yürütülmüştür. Likit limit deneyi için hazırlanan örnekten yaklaşık 20-30 g alınarak plastik limit deneyinde kullanılmak üzere nem kabında bekletilmiştir. Zemin örnekleri yaklaşık olarak plastik limit kıvamına geldiğinde iki el arasında yuvarlanarak top şekline getirilmiş ve sonrasında iki parçaya bölünmüştür. Parçalardan birisi daha fazla nem kaybetmemesi için tekrar nem kabına alınmıştır. Top şekline getirilen zemin örneği, yüzeyi düz ve çiziksiz bir cam plaka üzerinde el ayası ve parmak uçları ile silindir şeklini alacak şekilde yuvarlanmıştır. Yuvarlanan zemin örneği 3 mm çap ve yaklaşık 10 cm boy uzunluğuna ulaştığında örnek yüzeyinde çatlama ve yer yer kopmaların olduğu anda deney sonlandırılmıştır. Zemin örneğinde yüzey çatlama ve kopmalarının ve kopmaların olduğu yerlerden 6 g'dan az olmamak üzere

örnek alınarak su içeriği belirlenmiştir. Nem kabında bekletilen ikinci örneğe de birinci örneğe yapıldığı gibi aynı işlemler uygulanarak çatlama ve kopmaların olduğu andaki su içeriği likit limit deneyinde yapıldığı gibi belirlenmiştir. Her bir zemin örneği için yapılan iki denemeden elde edilen su içerik değerlerinin aritmetik ortalaması alınarak, örneklerin plastik limit değeri bulunmuştur.

4. Elek Analizi

Kullanılan Araç ve Gereçler: 2 inç (50,00 mm), 1 inç (25,00 mm), ¾ inç (19,00 mm), No.4 (4,75 mm), No.10 (2,00 mm), No.40 (0,425 mm), No.50 (0,300 mm), No.100 (0,150 mm), No.200 (0,075 mm) ASTM elekleri, terazi, etüv, kurutma kapları, elek temizleme aparatları, zemin tanelerini dağıtma maddesi (NaPO₃ çözeltisi).

Deneyin Yürütülmesi: Laboratuvara getirilen zemin örneklerinin içerdikleri en büyük tane boyu değerlendirilerek yeterli miktar deney örneği alınmıştır. Her bir çukura ait zemin örneklerinden ayrılan deney örnekleri etüvde bir gün boyunca kurutulmuş, kurutma sonrası nem kabında oda sıcaklığına gelmesi beklenmiştir. Oda sıcaklığındaki deney örnekleri tartılarak ağırlıkları belirlenmiş ve kaydedilmiştir. Örneklerin elek ve hidrometre analizleri (tane boyu dağılım analizleri) birbirine paralel yürütülmüştür. Bu nedenle hidrometre analizi için gerekli olan örnek miktarı ayrıldıktan sonra geriye kalan zemin örneği bir kovaya boşaltılmış ve örneklerin üzerini tamamen örtecek seviyeye kadar su ilave edilmiştir. Örnekler bir gece boyunca su içerisinde bekletilerek zemin tanelerinin birbirinden ayrılması hedeflenmiştir. Zemin tanelerinin dağılmasını kolaylaştırmak için zemin örneği + su karışımı içerisinde zemin tanelerinin kolay dağılmasını sağlayacak NaPO₃ çözeltisi eklenmiştir. Örneğin su içerisinde yeterli süre bekletilmesinden sonra No.200 elek ile ıslak eleme işlemine geçilmiştir. Eleme aşamasında, su+zemin örneği karışımı kademeli olarak No.200 elek üzerine alınmış ve musluk altında, akıtılan suyun da yardımıyla yıkanmıştır. Yıkama işlemine, elek altında akan suyun musluk çıkışındaki berraklığına kavuşuncaya kadar devam edilmiştir. Yıkanan zemin örneği temiz bir tepsiye alınmıştır. Kova içerisinde geriye kalan zemin+su karışımı için de aynı işlemler yapılarak yıkanan zemin örneklerinin tamamı tepsiye toplanarak yıkama işlemi bitirilmiştir. Deney başlangıcında hidrometre analizi için gerekli örneklerin alımı için yapılan kuru eleme yöntemi ile kıyaslandığında, suyun taşıyıcı etkisi nedeniyle ıslak eleme yönteminde örneklerin 200 nolu elekten geçirilmesi çok daha kolaylaşmıştır. Islak eleme sonucunda

tepside toplanan yıkanmış zemin örneği etüvde kurutulularak, eleme aşamasına geçilmiştir. Eleme işlemi, göz açıklığı en büyük elekten başlanarak ve sırasıyla göz açıklığı giderek küçülen elekler kullanılarak elle yapılmıştır. Eleme sonrasında, deneyde kullanılan her bir elek üzerinde kalan zemin örneği miktarları tartılarak belirlenmiştir. Elekler üzerinde kalan miktar, deneyde kullanılan toplam örnek miktarından çıkartılarak her bir elekten geçen örnek miktarı elde edilmiştir. Elekten geçen miktarlar doğrultusunda;

$$W_{\text{geçen}} (\%) = (W_{\text{geçen}} / W_{\text{toplam}}) \times 100 \quad (2.4)$$

formülünden yararlanarak her elek için elek altına geçen örnek miktarı % olarak hesaplanmıştır.

5. Hidrometre Deneyi

Kullanılan Araç ve Gereçler: 151 H tipi zemin hidrometresi, çöktürme silindiri (1000 ml), mekanik karıştırıcı (yüksek devirli), termometre ($\pm 0,5$ °C duyarlıklığı), terazi, zaman ölçer (kronometre), etüv, dağıtıcı madde (NaPO_3 çözeltisi), sodyum karbonat (pH yükseltmek için).

Deneyin Yürütülmesi: Hidrometre deneyinde kullanılacak zemin örnekleri, elek analizi için hazırlanan zemin örneklerinin No.200 elekte elenmesi ve elek altına geçen 25-60 g arasında bir miktarın alınmasıyla elde edilmiştir. Deneyde kullanılacak örnekler bir beher içerisine alınarak üzerine su ve dağıtma maddesi (NaPO_3 çözeltisi) eklenmiş ve bir müddet karıştırıldıktan sonra bir gece boyunca beherde bekletilmiştir. Bu işlemler sonunda beherdeki zemin örneği-su karışımı hızlı devirli karıştırıcıda bir dakika boyunca karıştırılmıştır. Karıştırma süresinin sonunda karıştırıcı kabındaki, taneli hareket etme özellikleri iyileştirilmiş, zemin örneği-su karışımı, çökeltme işleminin yapılacağı 1L'lik mezüre alınmış ve karışımın alındığı mezür, saf su ile 1 L'ye tamamlanmıştır. 1 L'ye tamamlanan mezürün ağzı, avuç içi ile kapatılarak iki el arasında yaklaşık 1 dk içinde 60 kere takla attırmak suretiyle havada ters-düz edilerek çalkalanmıştır. Çalkalama işleminden sonra çöktürme silindiri deneyin yapılacağı yere yerleştirilmiş, hidrometre mezür içerisine yavaşça bırakılarak zaman ölçer çalıştırılmış ve böylece çöktürme deneyi (hidrometre deneyi) başlatılmıştır. Deney başlatıldıktan sonra belli süreler sonunda (deneyde kullanılan süre aralıkları sırasıyla 1 dk, 2 dk, 5 dk, 10 dk, 15 dk, 30 dk, 60 dk, 120 dk, 250 dk, 600 dk

ve 1440 dk olmuştur.) hidrometre okumaları (R_h) alınmıştır. Her hidrometre okuması sonrasında, zemin örneği-su karışımı sıcaklığı $\pm 0,5$ °C duyarlıklı termometre yardımıyla ölçülmüştür. Deneysel süresince ölçüm yapılan zaman aralıkları ve bu zaman aralıklarına karşılık gelen hidrometre okumaları ile okuma esnasındaki zemin örneği-su karışımı sıcaklıkları belirlenerek sonraki hesaplamalar için kaydedilmiştir.

Hidrometre deney düzeneğinden elde edilen okumaların; menisküs, sıcaklık ve ayırıştırıcı madde düzeltmeleri yapılarak düzeltilmiş hidrometre okumaları (R_h') hesaplanmıştır. Çökelen tanelerin çaplarını belirlemek için, elde edilen bu değerlerden yararlanarak efektif derinlik (H_e);

$$H_e = 16,3 - (0,1625 \times R_h') \quad (2.5)$$

Formülünden hesaplanmış ve çökelen tanelerin çapları (D) ise;

$$D = K \times (H_e / t)^{1/2} \quad (2.6)$$

Formülünden hesaplanmıştır. Bulunan D çapından daha küçük tane çapına sahip zemin yüzdesi ise;

$$\text{Zemin (\%)} = (R_h' / M_k) \times 100 \quad (2.7)$$

Formülünden hesaplanmıştır. Formülde M_k , deneyde kullanılan kuru numunenin ağırlığını göstermektedir.

Elek ve hidrometre deneyleri sonucunda elde edilen tane çapı ve % geçen değerleri kullanılarak her örnek için granülometri eğrileri oluşturulmuştur.

6. Standart Proktor Deneyi

Kullanılan Araç ve Gereçler: Standart proktor cihazı, standart proktor hücresi (silindirik kap), etüv, terazi, metal kurutma kapları.

Deneyin Yürütülmesi: Düşen seviyeli geçirimsizlik deneyinin gerçekleştirilmesinde gerekli olan zemin örneklerinin optimum su içerik değerlerini belirlemek amacıyla standart proktor deneyi yapılmıştır. Deneyde kullanılacak zemin örnekleri etüvde suyu alındıktan sonra nem sızdırmaz kap içerisinde oda sıcaklığına gelmesi için bir süre bekletilmiştir. Suyu alınmış zemin örneklerine belirli miktarda (200 ml) su eklenerek suyun örnek içerisinde homojen olarak dağılması sağlanmıştır. Su ilavesi yapılan zemin örneği, bir sonraki aşamada ağırlığı daha önceden belirlenen sıkıştırma kabına yerleştirilerek, proktor cihazı yardımıyla mekanik olarak sıkıştırılmıştır. Sıkıştırma işlemi üç aşamada gerçekleştirilmiş olup, İlk olarak sıkıştırma kabına kap içerisindeki sıkışmış yüksekliği,

sıkıştırma kabının toplam yüksekliğinin 1/3'nü sağlayacak miktarda örnek konulmuştur. Sıkıştırılan birinci tabaka üzerine, sıkıştırma kabı içerisindeki sıkışmış yüksekliği sıkıştırma kabının toplam yüksekliğinin 2/3'ü olacak şekilde örnek bırakılmış ve sıkıştırılmıştır. Oluşturulan ikinci tabaka üzerine eklenecek zemin örneğinin sıkıştırılmış yüksekliği, sıkıştırma kabının yaka kısmına kadar çıkmıştır.

Sıkıştırma işlemi tamamlandıktan sonra sıkıştırma kabının yakası çıkartılmış, sıkıştırma silindirin üzerindeki fazlalıklar traşlanarak alınmış ve sıkıştırılmış zemin örneğiyle birlikte silindirin ağırlığı belirlenmiştir. Başlangıçta belirli bir miktarda alınan ve 200 ml su eklenmiş zemin örneğine aynı miktar su ilavesine devam edilmiştir. Her su ilavesinden sonra zemin örneği sıkıştırma kabı içerisine alınarak standart proktor cihazı vasıtasıyla sıkıştırılmış ve bu sıkışmış zeminlerin ağırlıkları, sıkıştırma silindiri ile birlikte belirlenmiştir. Silindir içerisindeki sıkışmış zeminlerden, örneklerin su içeriklerinin belirlenmesi için her tartım sonrasında yeterli miktarda zemin örnekleri alınmıştır.

Her su ilavesinden sonra belirlenen silindir-zemin örneği ağırlığı bir önceki aşamadaki silindir-zemin örneği ağırlığı ile mukayese edilmiştir. Sıkıştırma silindiri-zemin örneği ağırlığının bir önceki aşamadan düşük çıktığı durumda deney sonlandırılmıştır.

Deneyin her bir aşaması için elde edilen sıkıştırma silindiri-zemin örneği ağırlığı, sıkıştırma silindiri boş ağırlığı ve örneklerin su içerik değerlerinden yararlanılarak doğal birim hacim ağırlık (γ_n) ve sonrasında kuru birim hacim ağırlık (γ_k) değerleri hesaplanmıştır.

γ_n ve γ_k hesaplamalarında kullanılan formüller aşağıda verilmiştir.

$$\gamma_n = (a_2 - a_1) / V \quad (2.8)$$

$$\gamma_n = \text{Doğal birim hacim ağırlık (cm}^3/\text{g)}$$

$$a_2 = \text{Kompaksiyon kabı + numune ağırlığı (g)}$$

$$a_1 = \text{Kompaksiyon kap ağırlığı (g)}$$

$$V = \text{Kompaksiyon kap hacmi (cm}^3\text{)}$$

$$\gamma_k = \gamma_n / (1 + w) \quad (2.9)$$

$$\gamma_k = \text{Kuru birim hacim ağırlık (cm}^3/\text{g)}$$

$$\gamma_n = \text{Doğal birim hacim ağırlık (cm}^3/\text{g)}$$

$$w = \text{Su içeriği (\%)}$$

Hesaplanan γ_k değerleri ve bu değerlerin elde edildiği sıkıştırılmış zeminin o andaki su içeriği değerleri kullanılarak kuru birim hacim ağırlık-su içeriği eğrisi oluşturulmuştur. Eğrinin tepe noktasına karşılık gelen kuru birim hacim ağırlık değeri maksimum kuru

birim hacim ağırlık (γ_{kmax}) değerini vermektedir. Grafikte bulunan γ_{kmax} değerine karşılık gelen su içeriği değeri de örneğin optimum su muhtevası (w_{opt}) değerini vermektedir.

7. Düşen Seviyeli Geçirimsizlik (Permeabilite) Deneyi

Kullanılan Araç ve Gereçler: Düşen seviyeli geçirimsizlik hücresi ($L=11,6$ cm ve $D_{iç}=10,3$ cm), üzerinde manometre tüpleri bulunan düşen seviyeli geçirimsizlik paneli, manometre tüpü ($D_{iç}=2,8$ mm ve $L=134$ cm), filtre kağıtları, permeabilite hücresinin içerisine yerleştirildiği su taşıma kabı, vakum pompası, etüv ve terazi.

Deneyin Yürütülmesi: Düşen seviyeli geçirimsizlik deneyine başlamadan önce tüm zemin örnekleri, standart proktor deneyi ile belirlenen optimum su muhtevalarına getirilmiştir. Bunun için ilk önce her bir zemin örneğinden standart proktor deneyinde kullanılan miktarda örnek alınarak etüve konulmuş ve bir gece bekletilmiştir. Nemi uzaklaştırılan zemin örnekleri, nem kabına alınarak oda sıcaklığına gelinceye kadar bekletilmiştir. Oda sıcaklığına ulaşan örneklere, optimum su muhtevalarına gelinceye kadar su ilave edilmiş ve suyun zemin örneklerinde homojen olarak dağılması sağlanmıştır. Zemin örneklerinin optimum su muhtevalarında olup olmadıkları etüvde kurutma ile kontrol edilmiş ve tüm zemin örneklerinin optimum su muhtevalarında olduğu görülmüştür.

Örnekler geçirimsizlik molduna (silindirik kap) standart proktor deneyinde yapıldığı gibi üç aşamada sıkıştırılarak yerleştirilmiştir. Geçirimsizlik moldu üzerindeki yaka çıkartılıp, silindirik moldun üst yüzeyi düzlenmiştir. Silindirik moldun alt ve üst yüzeyine, zemin tanelerinin hücre ortamından kaçmasını önlemek için filtre kağıdı bırakılıp silindirik mold geçirimsizlik hücresi içerisine özenle yerleştirilmiştir. Geçirimsizlik moldu içerisindeki sıkıştırılmış zeminde mevcut olabilecek havanın çıkartılması için birkaç dakika vakum pompası yardımıyla vakum uygulanmıştır. Çünkü; Zeminde olabilecek sıkışmış hava, deney sırasında suyun zemin örneği boyunca ilerlemesini engellemektedir. Bahsedilen sıkışmış havanın çıkartılması için uygulanan vakuma ilaveten hücre içindeki zemin örneği su ile doymuş hale getirilmiştir. Zemin örneğini, doymuş hale getirmek için geçirimsizlik hücresinin üst su girişinden zemin örneğine basınçlı su verilmiş, geçirimsizlik hücresi alt su çıkış musluğundan sabit bir su çıkışı görüldüğünde düşen seviyeli geçirimsizlik deneyine başlanmıştır.

Düşen seviyeli geçirimsizlik paneli üzerinde bulunan 2,8 mm iç çapında ve 134 cm uzunluğundaki manometre, deney sırasında meydana gelecek su düşüşlerini gözlemlemek üzere kullanılmıştır. Şeffaf manometre borusu üzerinde üç farklı su düşüş yüksekliği belirlenerek, her düşüş yüksekliği için üç deneme yapılmıştır. Manometre borusundaki başlangıç, bitiş su yükseklikleri, su düşüş yükseklikleri ve su düşüşlerinin tamamlandığı süreler, geçirimsizlik katsayısının hesaplanmasında kullanılmak üzere kaydedilmiştir.

Kaydedilen değerler aşağıda verilen formülde yerlerine yerleştirilerek, her bir zemin örneğinin geçirimsizlik katsayısı hesaplanmıştır.

$$k = [(a \times L) / (A \times t)] \times [\ln (h_0/h_1)] \quad (2.10)$$

k= Geçirimsizlik katsayısı, (cm/s)

a= Su düşüm borusu kesit alanı, (cm²)

L= Permeabilite mold uzunluğu, (cm)

A= Permeabilite mold kesit alanı, (cm²)

t = Zaman, (s)

h₀ = Su düşüm borusunda başlangıç su yüksekliği, (cm)

h₁ = Su düşüm borusunda su düşüşünden sonraki su yüksekliği, (cm)

2.5. Sızıntı Suyu Gözlem ve Ölçüm Noktaları

Sızıntı suyu gözlem ve ölçümleri, Aralık 2010-Kasım 2011 tarihleri arasında 12 ay süreyle, Tunceli İli düzensiz katı atık depolama sahasında oluşan ve dere yatağı boyunca çevreye yayılan sızıntı suyunun karakteristik özelliklerini belirlemek amacıyla seçilen 6 istasyonda yürütülmüştür. Yerinde ölçümlerin ve laboratuvar analizleri için örneklemelerin yapıldığı bu istasyonların bulunduğu noktaların koordinat ve yükseklikleri Tablo 2.1'de, istasyonların konumları ise Şekil 2.2'de verilmiştir. Depolanan atıklara en yakın yerde tespit edilen 1 ve 2 nolu gözlem ve ölçüm istasyon noktaları birbirine paralel olup, aralarında yaklaşık 150 m mesafe bulunmaktadır. Sahada oluşan sızıntı suyunun karakteristik özelliklerinin, çevresel şartlardan (seyrelme, adsorbsiyon, çözünme/çökme, iyon değişimi vb.) en az etkilenerek belirlenebileceği gözlem noktaları bu noktalardır. Birinci ve ikinci gözlem noktalarından eğim aşağı akışa geçen sızıntı suyu yaklaşık 50 m sonra birleşmektedir. İki farklı sızıntı suyu akış kolunun birleştiği yerin hemen altı üçüncü gözlem noktası (3 nolu) olarak belirlenmiştir. Bu noktadan itibaren sızıntı suyunun akışı,

döküldüğü Pülümür Çayına kadar tek kol üzerinden devam etmektedir. Bu akış esnasında sızıntı suyunun fiziksel ve kimyasal parametrelerinde meydana gelebilecek değişimleri izleyebilmek için de üçüncü gözlem noktasından yaklaşık 200 m mesafede dördüncü gözlem noktası (4 nolu), dördüncü gözlem noktasından yaklaşık 400 m mesafede beşinci gözlem noktası (5 nolu) ve beşinci gözlem noktasından yaklaşık 100 m mesafede altıncı gözlem noktası (6 nolu) belirlenmiştir. Son gözlem noktası olarak tespit edilen altıncı gözlem noktasının, sızıntı suyunun deşarj olduğu Pülümür Çayı'na mesafesi yaklaşık 100 m'dir.

Numune noktalarının yeri belirlenirken aşağıdaki kriterler de göz önünde bulundurulmuştur;

- Yerde ölçümlerin ve numune alımının kesintiye uğramaması,
- En kötü hava koşullarında bile aynı noktadan sağlıklı ve doğru numune alınabilmesi.

Tablo 2.1. Sızıntı suyu örnek alım noktalarının coğrafik konumları

İstasyon No	Koordinat Enlem/Boylam	Yükseklik (m)
1	39°6.813'K / 39°36.322'E	1055
2	39°6.775'K / 39°36.306'E	1061
3	39°6.790'K / 39°36.406'E	1044
4	39°6.770'K / 39°36.580'E	1018
5	39°6.771'K / 39°36.794'E	986
6	39°6.722'K / 39°36.910'E	945

2.6. Sızıntı Suyu Örneklerinin Alınması ve Analizi

Gözlem ve ölçüm noktalarından (1'den 6'ya) örnek alımına ve alınan örneklerin analizlerine 2010 yılı Aralık ayında başlanılmıştır. 1 ve 2 nolu gözlem noktalarından alınan sızıntı suyu örneklerinin analizleri Kasım 2011'e kadar aylık olarak yapılmıştır. 3, 4 ve 5 nolu gözlem noktalarında Ağustos, Eylül, Ekim ve Kasım 2011'de su kalmadığı için ölçüm ve analizler Temmuz 2011'e kadar devam ettirilebilmiştir. 6 nolu gözlem noktasında ise Temmuz, Ağustos, Eylül, Ekim ve Kasım 2011'de su kalmadığı için ölçüm ve analizler Haziran 2011'e kadar devam ettirilebilmiştir.

Sızıntı suyu örnekleri 1,5 litrelik plastik şişelere, numune alma şartlarına uygun olacak şekilde alınarak, soğutucu taşıma çantaları vasıtasıyla 6 saat içerisinde Fırat Üniversitesi (Elazığ) Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarlarına getirilmiştir.

Bir yıl boyunca aylık olarak yürütülen sızıntı suyu analizlerinden; biyolojik oksijen ihtiyacı ($BOİ_5$), kimyasal oksijen ihtiyacı ($KOİ$), alkalinite, sülfat (SO_4^{2-}), klorür (Cl^-), ortofosfat, amonyum azotu (NH_4^+-N), toplam kjendal azotu (TKA), toplam katı madde (TKM), toplam uçucu katı madde (TUKM), askıda katı madde (AKM), kalsiyum (Ca^{2+}), sodyum (Na^+), potasyum (K^+), demir (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), çinko (Zn^{2+}), bakır (Cu^{2+}) ve kadmiyum (Cd^{2+}) iyon analizleri Fırat Üniversitesi (Elazığ) Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarlarında, magnezyum (Mg^{2+}) iyon analizi ise aynı fakültenin Kimya Mühendisliği Bölümü laboratuvarlarında yapılmıştır. Analizler, su ve atık su analizlerinde kullanılan standart yöntemler doğrultusunda yapılmıştır (AWWA, APHA, WPCF, 1989).



Şekil 2.2. Sızıntı suyu örnekleme istasyonlarının konumları

Sızıntı suyu örnekleri, analiz öncesinde $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'de muhafaza edilmiştir. Metal iyonlarının analizlerinde kullanılacak sızıntı suyu örnekleri ise asitlendirilerek düşük pH'da ve yine $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$ sıcaklıkta saklanmıştır.

Sızıntı suyunun; sıcaklık, pH, iletkenlik, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP) değerleri arazide anlık olarak ölçülmüştür. Sızıntı suyu analizlerinde kullanılan yöntemler topluca Tablo 2.2’de görülebilir.

Sızıntı suyunun; pH, ORP ve sıcaklık ölçümlerinde Crison marka pH 25 model, iletkenlik ölçümlerinde ise Crison marka CM 35 model portatif ölçüm cihazları kullanılmıştır.

SO_4^{2-} , NH_4^+ -N ve ortofosfat analizlerinde Jenway marka 6105 model spektrofotometre, Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} ve Cd^{2+} iyon analizlerinde Unicam marka 929 model atomik absorpsiyon spektrometre kullanılmıştır. Ca^{2+} , Na^+ ve K^+ analizlerinde Jenway marka PFP 7 model alev fotometre, Mg^{2+} iyon analizinde ise Perkin Elmer marka AAnalyst 400 model atomik absorpsiyon spektrometre cihazı kullanılmıştır. BOI_5 analizlerinde ise BSB/BOD Oxi-Top respirometre cihazı kullanılmıştır.

AKM, TKM analizlerinde sırasıyla filtre kağıdındaki ve krozedeki suyun uzaklaştırılması için wtcbinder marka 7200 model etüv kullanılmıştır. TUKM analizlerinde, suyu alınmış katıların yakılmasında Lenton marka AWF 12/5 model kül fırını kullanılmış ve cihaz bütün analizlerde $550\text{ }^\circ\text{C}$ sıcaklık ve 30 dakika süre ile çalıştırılmıştır. Tüm kimyasal tartım işlemlerinde ve TKM, TUKM, AKM analizlerinde; sırasıyla askıda, toplam ve uçucu toplam katı madde ağırlıklarının belirlenmesinde Chyo marka JL-200 model elektronik terazi ($\pm 0,001$ g duyarlıklılı) kullanılmıştır. AKM ve sülfat analizlerinde, süzme işlemleri gerçekleştirilirken Reeve Angel marka mavi bant filtre kâğıtlarından yararlanılmıştır.

2.7. Meteorolojik Veriler

Atık sahasındaki zeminin indeks özelliklerinin ve atık kaynaklı sızıntı suyu analizlerinin yağış verileri ile karşılaştırılarak yorumlanabilmesi için; günlük yağış değerleri Tunceli il Meteoroloji Müdürlüğü’nden temin edilmiştir. Karşılaştırmalarda atık sahasına en yakın (yaklaşık 6 km) istasyon olan Tunceli merkez meteoroloji istasyonunda kaydedilen yağış değerleri kullanılmış ve Ekim 2010 ile Kasım 2011 tarihleri arasında bu istasyonda kaydedilen yağışların aylık toplamaları hesaplanarak Tablo 2.3’de verilmiştir. Yağış ölçümleri incelendiğinde; 2010 Ekim ile 2011 Kasım ayları arasındaki 12 aylık toplam yağış miktarının 712,4 mm olduğu ve bu yağışın büyük miktarının 4 aylık (Aralık-Mart arası) sürede düştüğü görülmüştür.

Tablo 2.2. Sızıntı suyu analizlerinde kullanılan yöntemler

Parametre	Yöntem
Sıcaklık (°C)	Crison pH 25 meter
pH	Crison pH 25 meter
İletkenlik (mS)	Crison CM 35 meter
ORP (mV)	Crison pH 25 meter
BOİ ₅ (mg/L)	BSB/BOD Oxi-Top, Respirometrik Yöntem
KOİ (mg/L)	APHA (1989), 5220 C, Titrimetrik Yöntem
Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)	APHA (1989), 2320 B, Titrimetrik Yöntem
Klorür (mg/L)	APHA (1989), 4500-Cl ⁻ B, Arjantometrik Metot
TKA (mg/L)	APHA (1989), 4500-N _{org} B, Titrimetrik Yöntem
Amonyum Azotu, (mg/L)	APHA (1989), 4500-NH ₃ C, Nesslerizasyon Metodu
Sülfat (mg/L)	APHA (1989), 4500-SO ₄ ⁻² E, Türbidimetrik Metot
Ortofosfat (mg/L)	APHA (1989), 4500-P C, Vanadomolibdofosforik Asit Yöntemi
TKM (mg/L)	APHA (1989), 2540 B, 103-105 °C'de Kurutma Yöntemi
TUKM (mg/L)	APHA (1989), 2540 E, 550 °C'de Yakma Yöntemi
AKM (mg/L)	APHA (1989), 2540 D, 103-105 °C'de Kurutma Yöntemi
Sodyum, Na ⁺ (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Potasyum, K ⁺ (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Kalsiyum, Ca ²⁺ (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Magnezyum, Mg ²⁺ (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Demir, Fe ⁺² (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Mangan, Mn ⁺² (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Bakır, Cu ⁺² (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Çinko, Zn ⁺² (mg/L)	APHA (1989), 3500 B
Kadmiyum, Cd ⁺² (mg/L)	APHA (1989), 3500 B

Tablo 2.3. Tunceli ilinde Ekim 2010- Kasım 2011 arasındaki dönemde kaydedilen aylık toplam yağışlar

Yağışın Ölçüldüğü Ay/Yıl	Aylık Toplam Yağış Miktarı (mm)	Yağışın Ölçüldüğü Ay/Yıl	Aylık Toplam Yağış Miktarı (mm)
Ekim 2010	73,6	Mayıs 2011	78,8
Kasım 2010	Yok	Haziran 2011	16,4
Aralık 2010	116,7	Temmuz 2011	5,0
Ocak 2011	113,8	Ağustos 2011	0,5
Şubat 2011	127,2	Eylül 2011	5,0
Mart 2011	122,7	Ekim 2011	yağış yok
Nisan 2011	yağış yok	Kasım 2011	52,7

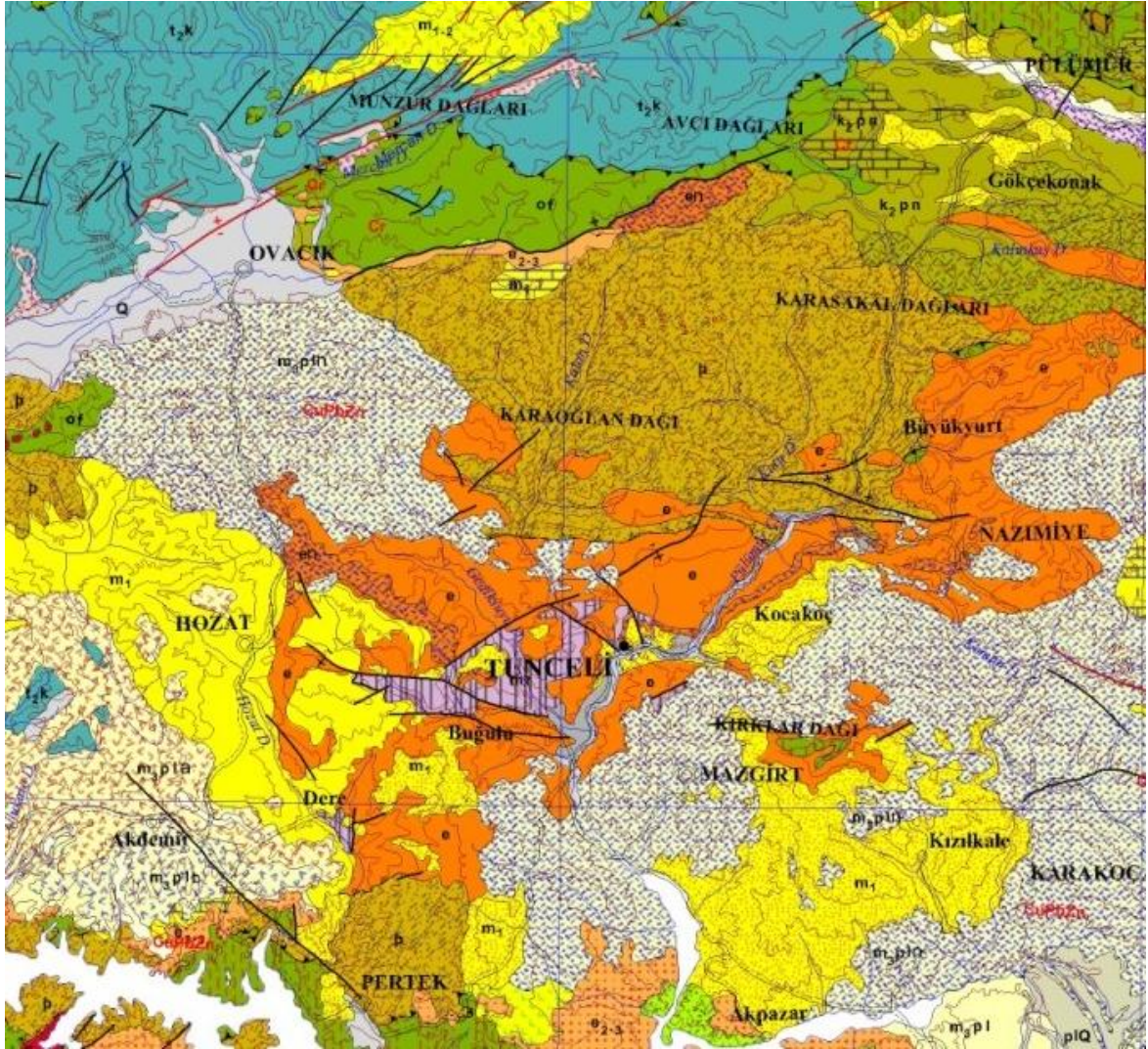
3. BULGULAR

3.1. Tunceli ilinin Genel Jeolojisi ve Depremselliği

Tunceli il sınırları içerisinde 1., 2. ve 3. zaman kayaları bir arada bulunmaktadır (Şekil 3.1). Şekil 3.1’de görüldüğü gibi il merkezinin kuzey kısımlarında, Munzur ve Pülümür vadileri arasında Karasakal ve Karaoğlan dağları arasındaki alanlarda Paleozoyik (P) yaşlı çeşitli şistler, kuvarsit ve fillit gibi litolojiler ile il merkezine yakın alanda Paleozoyik-Mezozoyik yaşlı mermerlerle (mr) temsil edilen temel kayalar bulunmaktadır. İlin kuzeybatısında yer alan Ovacık ilçesinin batısından başlayıp kuzeydoğusuna uzanan Munzur ve Avcı dağlarında ise Triyas-Kretase (2. Zaman) yaşlı Munzur kireçtaşları (t_{2k}) bulunmaktadır. İl merkezinin yaklaşık kuzey-kuzeybatısında ve Pülümür ilçesi civarında Mesozoyik (2. Zaman) yaşlı ayrılmamış bazik ve ultrabazik kayalardan oluşan ofiyolitler (of), il merkezinin güneybatısında yer alan Pertek civarında ise üst Kretase yaşlı ofiyolitli melanj (k_{2m}) ile birlikte yine üst Kretase yaşlı magmatik derinlik kayaları (Önal, 2008) yüzeylenmektedir. Hozat, Nazimiye ilçeleri ve İl merkezi civarında ise 3. Zaman kayaları geniş yayılımlar sunmaktadır. Tabanda muhtemelen Eosen’den başlayıp Miosen’e kadar devam eden marn, kumtaşı, killi kireçtaşı aralanmasından oluşan fliş tipi çökeller (e) yer yer birkaç yüz metre kalınlıkta olup, daha çok marnlı seviyelerle temsil edilirler. Fliş istifinin üzerine ise muhtemelen Eosen döneminde başlayıp, Miyosen’de de devam eden volkanik aktivitenin ürünü volkaniklastik kayalar (m_{3pln}), andezitik ve dasitik bileşimli volkanitler ve Miyosen yaşlı kırıntılılar ve karbonatlar (m₁) gelmektedir (Şekil 3.1). Eosen ve Miyosen yaşlı volkaniklastik istifin üzerinde ise Tunceli-Pertek ve Tunceli-Kovancılar karayolu boyunca gözlenen Miyosen sonrası (muhtemelen Pliosen’den Kuvaterner’e kadar) bazaltik bileşimli genç lav akıntıları ince bir örtü halinde yayılmıştır. Munzur ve daha çok Pülümür vadisi boyunca eski taraça ve dere yataklarında güncel alüvyon bulunmaktadır.

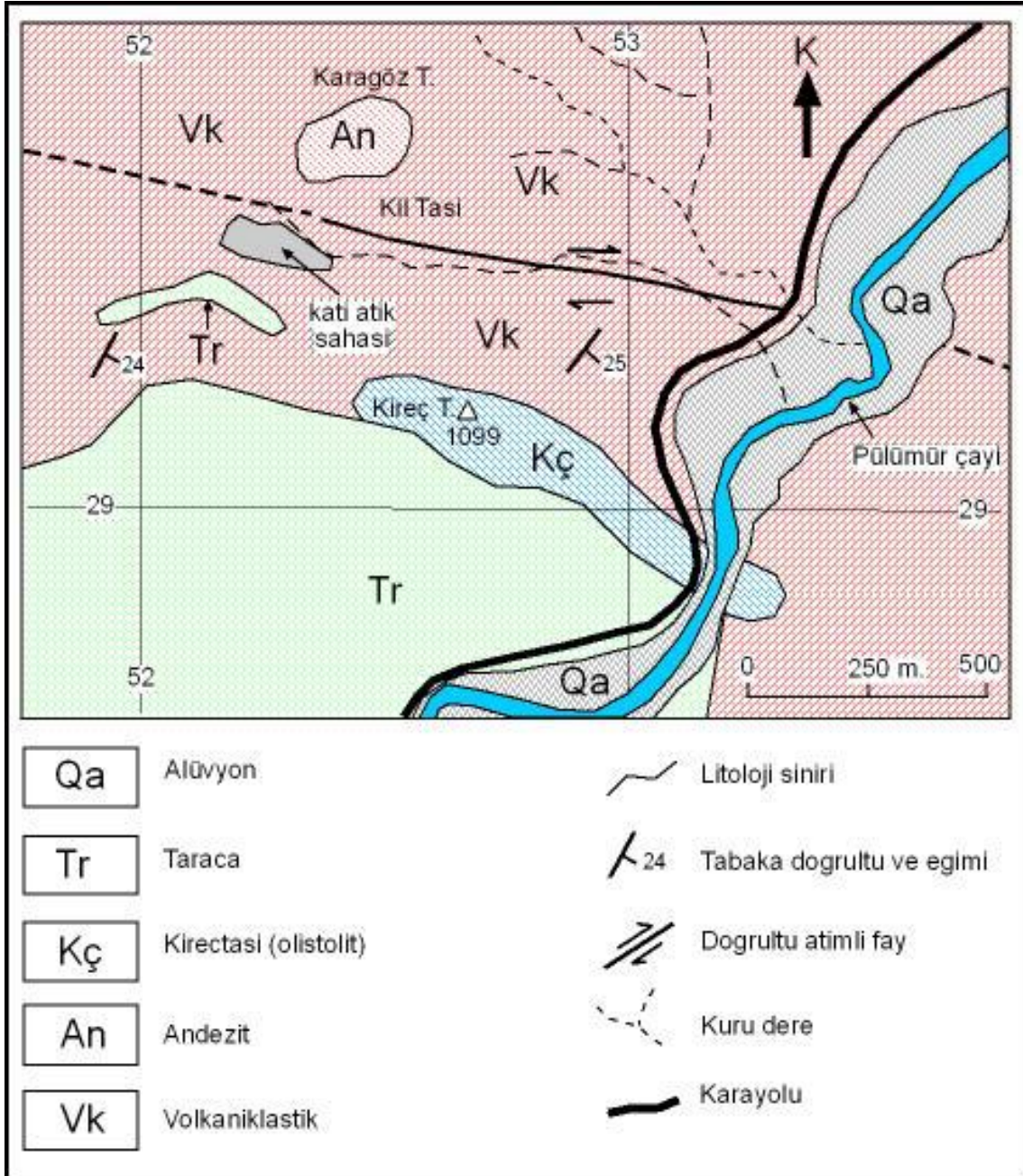
Tunceli ili deprem bakımından riskli alanlarımızdan biridir. Kuzey Anadolu Fayı (KAF) ve Doğu Anadolu Fayı (DAF)’nın kesiştiği Karlıova (Bingöl)’ya yakındır. Ayrıca aktif olduğu kabul edilen Malatya-Ovacık Fayı (MOF) ve Pülümür Fayı da orta derecede deprem riski oluşturmaktadır. Bu nedenle özellikle Ovacık, Pülümür ve Nazimiye ilçelerinin deprem riski daha yüksektir. İlde 17 Aralık 1939 yılında 7 şiddetinde, 26

Temmuz 1967’de 5.9 şiddetinde depremler olmuş ve 1968, 1978 ve 1989 yıllarında ise orta şiddette depremlere maruz kalmıştır. 1992 yılında Gümüşhane-Erzincan ve Tunceli’yi etkileyen 6.8 şiddetindeki depremde yüzlerce bina yıkılmıştır. 27 Ocak 2003’de merkez üssü Pülümür olan 6.4 şiddetindeki Pülümür depremi yine maddi zarar oluşturmuş, 01 Mayıs 2003’deki Bingöl depremi ise Nazimiye ve Mazgirt ilçelerini etkilemiştir. Afet İşleri Genel Müdürlüğü tarafından hazırlanan “Deprem Bölgeleri Haritası’nda (Şekil 3.2), il merkezinin kuzey kısmı 1. derece, güney kısmı ise 2. derece deprem bölgesine ayrılmıştır. İldeki aktif faylar ve yapılaşma durumu dikkate alındığında, il merkezi ve güneyinin de 1. derecede önemli deprem alanları içerisine alınması ve bu kapsamda önlemlerin artırılması gerekmektedir.



Şekil 3.1. Genel jeoloji haritası (Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü tarafından 2002’de yayımlanan 1/500.000 ölçekli Türkiye Jeoloji Haritası, Erzurum1 paftasından alınmıştır).

hakim litolojilerin irili-ufaklı çakıllarının egemen olduğu, orta derecede tutturulmuş eski taraça ile örtülmektedir (Şekil 3.4 ve 3.5). Kireç Tepe’de sınırlı bir alanda görülen kireçtaşı birimi, yataya yakın konumlu, KB-GD gidişli merccek şeklinde, sarımsı-bej, yer yer kristalize, yer yer de daha yumuşak ve erimelidir.



Şekil 3.3. Tunceli ili düzensiz katı atık sahası ve yakın civarının jeoloji haritası



Şekil 3.4. Volkaniklastik istifteki tuf düzeyleri ve üzerindeki eski taraça. Katı atık sahası güneybatısı (bakış güneybatıdan kuzeydoğuya).



Şekil 3.5. Atık sahasının güneyinde geniş yayımlı olan taraçaların görünümü. Katı atık sahası güneyi (bakış güneyden kuzeye).

Atık sahasının kuzey kenarında bulunan ve yer yer atık ile kaplanmış olan kuru dere yatağında ise alüvyon mevcut olmayıp, volkaniklastik istifin lapillitaşı ve tuf düzeyleri bulunmaktadır (Şekil 3.6). Doğuya doğru, tuf düzeylerinin kalınlığı azalmakta, dere boyunca tamamen lapillitaşı düzeyleri yüzeylemektedir. Pülümür çayı vadisinde ise çakıllı-kumlu güncel alüvyon yer almaktadır. Atık sahasının güney kısımlarında, atığın tabanındaki zemini oluşturan volkaniklastik birimin üzerinde, kalınlığı 10-30 cm arasında değişen bitkisel toprak mevcuttur. Ancak sahanın kuzey kesimlerinde bitkisel toprak mevcut olmayıp, atıklar tamamen tuf ve lapillitaşı ardalanmasından oluşan ana kaya üzerinde bulunmaktadır.



Şekil 3.6. Volkaniklastik istifteki tuf ve lapillitaşı düzeylerinin ardalanması ve tabakalı görünümü. Katı atık sahası kuzeyi (bakış kuzeydoğudan güneybatıya).

Tuf düzeylerinin kalınlığı, lapillitaşı düzeylerine göre daha az olup, depolama alanındaki hakim litolojiyi lapillitaşı oluşturmaktadır. Tuf seviyeleri ince tabakalı, yer yer az tutturulmuş, gevşek yapılı, oldukça alterasyonlu ve üzerinde yaklaşık 10-30 cm arası bitkisel toprak oluşmuştur. Tabakalanmanın belirgin olduğu bu düzeyler KD-GB doğrultulu olup, ortalama 25° ile GD'ye eğimlidir. Lapillitaşı seviyeleri, orta-kaba taneli,

yer yer kötü boylanmış, yer yer derecelenmeli, oldukça iyi pekleşmiş, sert, çok kırıklı-çatlaklı olup, günlenme rengi grimsi-yeşilimsidir. Daha iri taneli seviyeler ise atık sahasının kuzeyinde uzanan vadi boyunca yüzeylenmektedir. Vadi yamacındaki yüzlelerde, büyüklüğü birkaç cm'den birkaç dm'ye kadar değişen büyüklüklerde, elipsoidal ve köşeli, içinde bulunduğu ana kayadan daha koyu renkli, porfirik dokulu, volkanik kaya parçalarına (anklav) da rastlanmaktadır (Şekil 3.7). Katı atık sahasının kuzey sınırını oluşturan bu vadi boyunca yaklaşık doğu-batı yönünde uzanan doğrultu atımlı sağ yönlü bir fay oluşmuştur (Şekil 3.3 ve 3.8). Bu alandaki lapillitaşı oldukça çatlaklı ve kırıklı olup, birbirini kesen iki kırık sistemi (K40°D ve K46°B doğrultulu) gelişmiştir (Şekil 3.9). Her iki kırık sisteminin de eğimi yaklaşık dike (85-89°) yakındır. Söz konusu bu vadinin daha üst kotlarında ise andezitik bileşimli volkanik kayalar yer almaktadır. Karagöz tepenin üst seviyeleri ise tamamen dasitik ve andezit bileşimli volkanik kayadan oluşmaktadır. Andezitlerin rengi yer yer pembemsi-gri yer yer de yeşilimsidir. Bu alanlarda pembemsi feldispat ve yeşilimsi-koyu gri amfibol minerallerinin oluşturduğu porfirik doku hakimdir. Dasitler ise genelde grimsi renkte olup, ince taneli hamur malzemesinin içerisinde bulunan kuvars mineralleri gözle ayırt edilmektedir.



Şekil 3.7. Volkaniklastik istifteki lapillitaşı (volkanik kumtaşı) düzeylerinin yakından görünümü ve içerisindeki elipsoidal, andezitik bileşimli anklav. Katı atık sahası kuzeyi (bakış güneybatıdan kuzeydoğuya).



Şekil 3.8. Volkaniklastik istifin içerisindeki doğrultu atımlı faylanma. Katı atık sahasının doğu sınırı (bakış doğudan batıya).

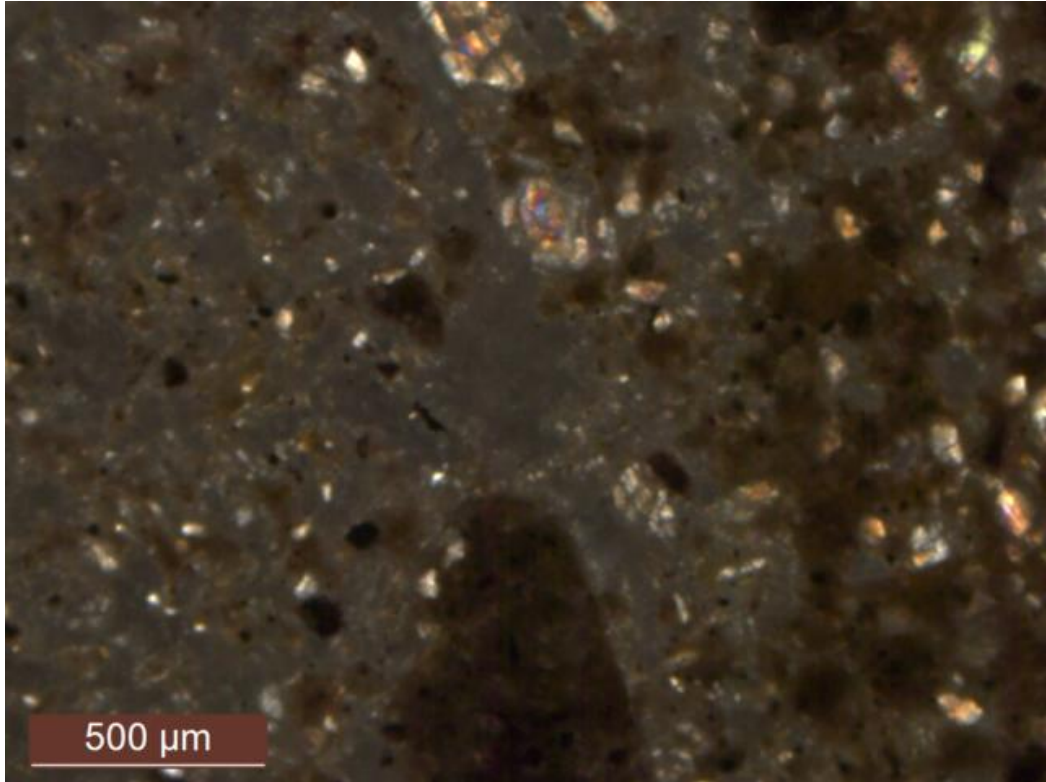


Şekil 3.9. Volkaniklastik istifteki lapillitaşı (volkanik kumtaşı) düzeylerindeki kırık sistemi. Katı atık sahası kuzeyi (bakış güneybatıdan kuzeydoğuya).

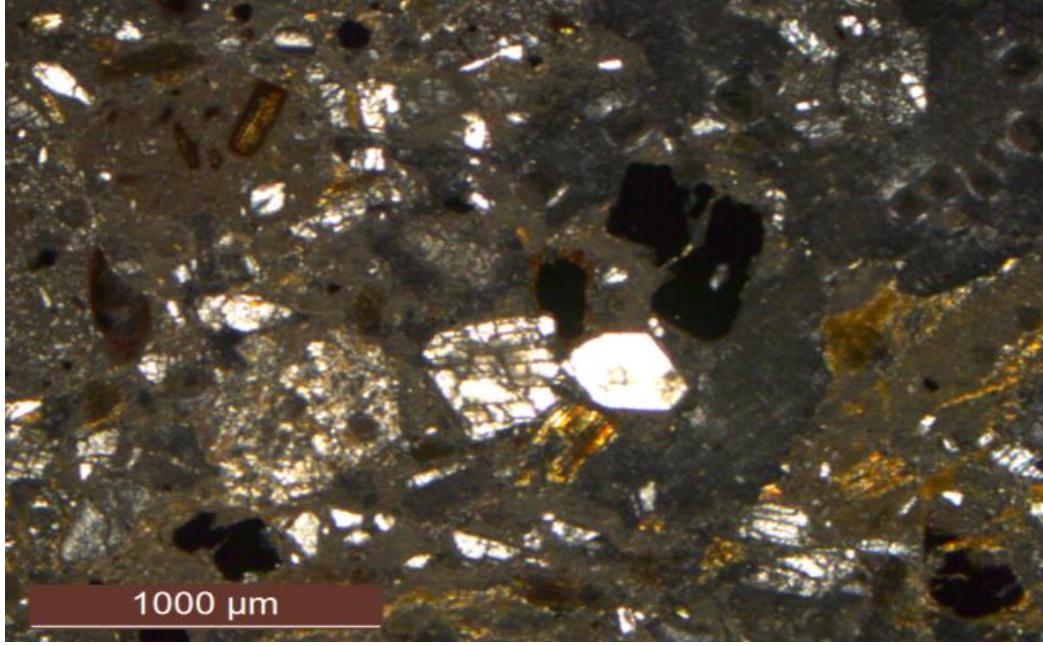
3.2.1. Petrografik Özellikler

Katı atık sahasındaki tuf düzeylerinden dört (4) adet (örnek noları DA-1'den DA-4'e kadar) lapillitaşı ve volkanik kayalardan on bir (11) adet (örnek noları DA-5'den DA-15'e kadar) olmak üzere toplam 15 adet örneğin polarizan araştırma mikroskobu incelemesi sonucunda, elde edilen mineralojik-petrografik özellikler aşağıda verilmiştir.

Tuf örneklerinde; Hamur malzemesi mikron boyutunda ve camsıdır. Hamur içinde birkaç yüz mikron büyüklüğünde parçalanmış plajiyoklas, opak mineraller, birkaç 10 mikron büyüklüğünde kuvars ve daha küçük boyutlarda amfibol mikro kristalleri bulunmaktadır. Bazı plajiyoklas mikro kristallerinde ikizlenme ve zonlanmalar ayırt edilmektedir. Hamur ya da bağlayıcı malzemede karbonatlaşma ve demirleşme gözlenmemiştir. İncelenen 5 örnekten iki tanesi petrografik olarak dasitik-andezitik litik tuf, üçü ise dasitik-andezitik kristal tuf olarak adlandırılmıştır (Şekil 3.10 ve 3.11).



Şekil 3.10. Dasitik-andezitik bileşimli litik tufün mikroskobik görünümü (örnek no DA-3), //N.

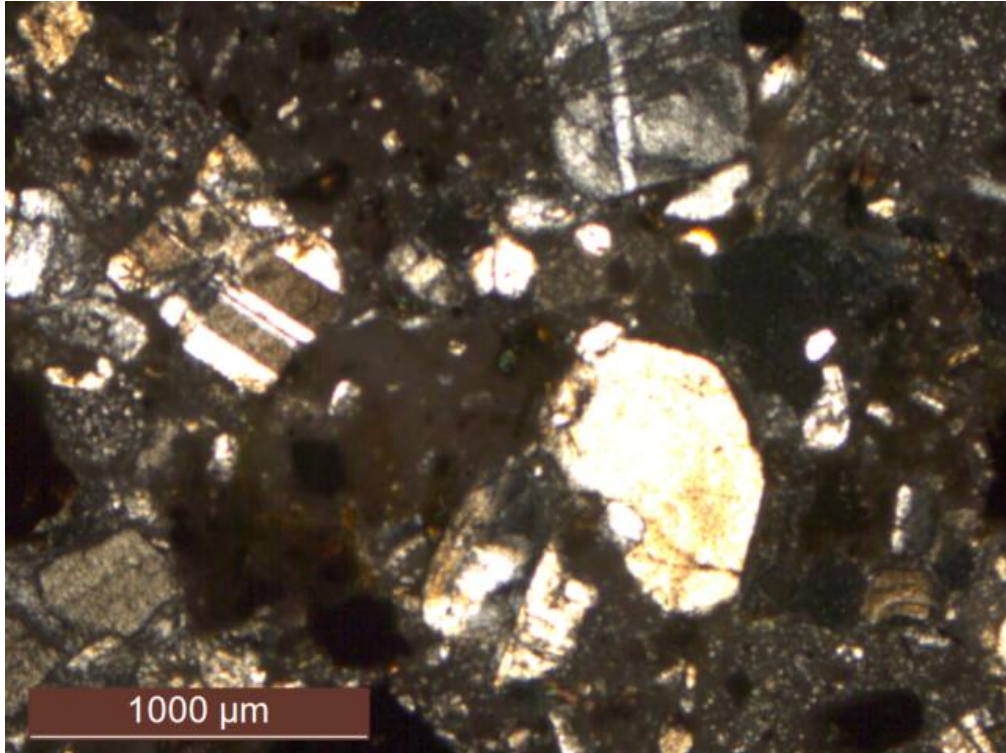


Şekil 3.11. Dasitik-andezit bileşimli kristalli tüflerde bulunan mikro kristaller (DA-1 nolu örnek), //N. Tamamen opaklaşmış (siyah) mafik mineraller, amfibol (yeşil), çok kırıklı plajiyoklas (beyaz) ve kuvars (beyaz) kristalleri.

Tüflerin üzerine gelen lapillitaşı düzeylerinden alınan örneklerde; yer yer köşeli yer yer de orta derecede yuvarlaklaşmış çeşitli büyüklüklerde volkanik kaya parçalarının ince taneli-camsı hamur malzemesi ile tutturulmuş olduğu görülmüştür (Şekil 3.12 ve 3.13). Yani kayayı oluşturan taneler ve bu taneler arasındaki bağlayıcı malzeme volkanik kökenlidir. Taneler çoğunlukla kuvars, feldispat, amfibol ve çeşitli kayaç parçalarından (dasit, andezit, bazalt vs.) oluşmaktadır. Kayaç parçalarından dasitik bileşimli olanlar esas olarak plajiyoklas, sanidin, kuvars, daha az oranda amfibol ve biyotitten; andezitik bileşimli olanlar plajiyoklas ve amfibolden; bazaltik bileşimli olanlar ise plajiyoklas, amfibol ve az oranda piroksenden oluşmuştur. Plajiyoklaslar hem iri kristaller hem de mikrolitler halinde, genelde yarı öz şekilli, albit, karlsbad ikizlidir. İri kristalleri çok kırıklı, amfibol mikrolitleri ile poikilitik dokuludur. Amfiboller kırıklı, ya tamamen opaklaşmış altıgen veya prizmatik şekillerde, ya da kenarları boyunca opaklaşmış bir kılıfla çevrilmiş olarak bulunmaktadır. Altıgen şekilli olanlarında çift dilinim izlenmekte olup (Şekil 3.12), az sayıdaki kristalde ise yeşil pleokroizma belirgindir. Lapillitaşı içerisinde bulunan elipsoidal şekilli andezitik kaya parçalarının (anklavlar) mineralojik ve dokusal özellikleri, içinde yer aldıkları lapillitaşı ile benzerdir. Bunlar esas olarak plajiyoklas, sanidin, amfibol ve daha az olarak biyotit ve piroksenden oluşmuşlardır.



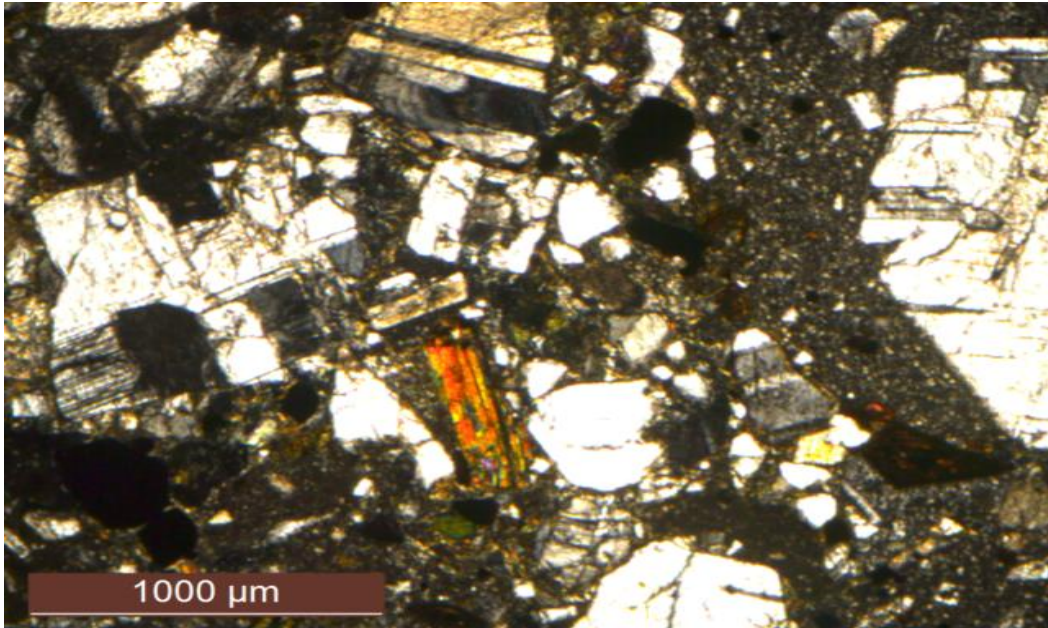
Şekil 3.12. Andezitik bileşimli lapillitaşı (DA-8 nolu örnek), //N. Tamamen opaklaşmış (siyah) mafik mineral, altıgen amfibol ve zonlu, ikizlenmeli plajiyoklaslar (beyaz).



Şekil 3.13. Dasitik bileşimli lapillitaşı (DA-9 nolu örnek), //N. Kuvars ve polisentetik ikizli plajiyoklas (beyaz).

Plajiyoklaslar değişik boyutlu öz şekilli, ikizlenmeli ve zonlanmalı, yoğun alterasyonlu ve çatlaklıdır. Plajiyoklaslara göre daha az oranda bulunan sanidinler genellikle prizmatik öz şekilli ve karslbad ikizlenmelidir. Bu anklavlarda en bol bulunan mafik mineral amfibollerdir. Hem amfiboller hem de biyotitler genellikle öz, yarı öz şekilli ve tamamen opaklaşmıştır. Piroksenlerin ise kenarlarında opaklaşmalar izlenir. Kayaçta yoğun olarak bulunan opak mineral hem hamur içerisinde öz şekilsiz ve yer yer hamurun opaklaşması şeklinde, hem de mafik minerallerin opaklaşması (psödomorf opak mineral oluşumu) şeklinde izlenmektedir. Yer yer, tamamen altere olmuş plajiyoklas fenokristali içerisinde ve opaklaşmış amfibol kristalinde alterasyona uğramamış plajiyoklas inklüzyonları bulunmaktadır. Kayaçın hamur malzemesi de feldispat, biyotit ve amfibol mikrolitlerinden oluşmuştur. Fenokristallerde olduğu gibi hamur malzemesinde de yoğun alterasyonlanma ve opaklaşma vardır. Porfirik dokunun hakim olduğu bu anklavlar petrografik olarak andezit ve bazaltik-andezit olarak adlandırılmıştır.

Volkaniklastik istifin üst seviyelerinde yer alan andezitler mikrolitik porfirik ve vitroporfirik dokuludur. Ana minerallerini plajiyoklas, amfibol, kuvars ve daha az oranda prizmatik biyotit oluşturmaktadır. Plajiyoklaslar orta boy kristaller ve porfiroblastlar halinde çok kırıklı, dalgalı sönmeli, albit-polisentetik ikizli ve yarı öz, öz şekillidir (Şekil 3.14).



Şekil 3.14. Andezit porfirilerin genel görünümü (DA-10 nolu örnek), //N.

Amfiboller orta büyüklükte, kenarları yenilmiş, genelde opak bir kılıf ile çevrilmiş, daha iri taneleri tamamen opaklaşmış, prizmatik şekilli, genelde kırıklanmış ve çoğunlukla kloritleşmiştir. Kuvarlar; küçük ve orta boy taneler halinde, kırıklı ve yer yer yuvarlaklaşmıştır. Biyotitler; amfibollerden daha küçük taneli ve prizmatik, iğnemsî şekilli olup çoğunlukla tamamen opaklaşmıştır. Kayacın hamuru ise plajiyoklas ve amfibol mikrolitlerinden, iç içe geçmiş öz şekilsiz kuvars-plajiyoklas ile kristalli olmayan camsı malzemedir oluşmaktadır.

3.3. Katı Atık Depolama Alanındaki Zeminin Özellikleri ve Sınıflandırması

Atık sahası tabanında alterasyonlu (ayrışmış) ve kısmen bitkisel toprakla örtülü doğal zemin bulunmaktadır. Toprak örtü ve alterasyon zonunun kalınlığının ölçülebilmesi, mineralojik bileşiminin belirlenmesi ve zeminin indeks özelliklerinin tayin edilmesi için altı (6) adet örnek çukuru açılarak, gözlemsel inceleme yapılmış ve zemin deneyleri için her bir çukurdan örselenmiş örnek alınmıştır. Tunceli düzensiz katı atık depolama sahası tabanı, yakın çevresi, atık sahasının tabanından çıkan sızıntı suyu ve mevsimsel suların akış halinde olduğu vadi zemini lapillitaşı ve tüften oluşmaktadır. Lapillitaşı düzeylerinin üzeri atmosfere açık olup, tüf düzeylerinin üzerinde ise kalınlığı birkaç cm'den birkaç dm'ye değişen bitkisel toprak bulunmaktadır. Kırmızı renkli, bozuşmalı (alterasyonlu) ve volkanik kumtaşı düzeylerinden daha yumuşak yapılı olan tüf düzeyleri, depolama sahasının toplam alanı içerisinde oldukça küçük bir paya sahiptir. Depolama alanının büyük bölümünün tabanında ve çevresinde ise lapillitaşı seviyeleri yer almaktadır.

Sahanın güncel durumu, jeomorfolojik ve jeolojik özellikleri birlikte değerlendirilerek, açılan toplam altı (6) adet çukurdan elde edilen gözlemsel veriler ve alınan örnekler üzerinde yapılan analiz sonuçları, depo sahasının ve üzerinde yer aldığı kaya birimlerinin genel özelliklerini yansıtmaktadır. Çukurların koordinatları, derinliği, zeminde yapılan gözlemsel incelemeler, arazi fotoğrafları (Şekil 3.15), alınan örneklerin mineralojik bileşimi (Tablo 3.1) ve laboratuvar sonuçları aşağıda sırasıyla sunulmuştur.

3.3.1. Çukurların Gözlemsel İncelemesi

Bir nolu çukur (Ç-1); 1057 m yükseltide, 39°6.850'K enlem ve 39°36.266'E boylamında, 50 cm derinlikte açılmıştır. Çukurda zeminin derine doğru değişiminin

yaklaşık 20 cm bitkisel toprak+ince taneli zemin (ayrışmış tuf), 30 cm ayrışmış (alterasyonlu) lapillitaşı olduğu görülmüştür.

İki nolu çukur (Ç-2); 1064 m yükseltide, 39°6.843'K enlem ve 39°36.250'E boylamında, 70 cm derinlikte açılmıştır. Çukurda zeminin derine doğru değişiminin yaklaşık 50 cm bitkisel toprak+ince taneli zemin (ayrışmış tuf), 20 cm ayrışmış lapillitaşı olduğu görülmüştür.

Üç nolu çukur (Ç-3); 1047 m yükseltide, 39°6.754'K enlem ve 39°36.290'E boylamında, 80 cm derinlikte açılmıştır. Çukurda zeminin derine doğru değişiminin yaklaşık 60 cm bitkisel toprak+ince taneli zemin (ayrışmış tuf), 20 cm ayrışmış lapillitaşı olduğu görülmüştür.

Dört nolu çukur (Ç4); 1037 m yükseltide, 39°6.763'K enlem ve 39°36.374'E boylamında 65 cm derinlikte açılmıştır. Çukurda zeminin derine doğru değişimi hemen hemen homojen olup yaklaşık 55-60 cm bitkisel toprak+ince taneli zemin (ayrışmış tuf), 5 cm ayrışmış lapillitaşı olduğu görülmüştür.

Beş nolu çukur (Ç-5); 1037 m yükseltide, 39°6.744'K enlem ve 39°36.498'E boylamında 60 cm derinlikte açılmıştır. Çukurda zeminin derine doğru değişimi hemen hemen homojen olup yaklaşık 50-55 cm bitkisel toprak+ince taneli zemin (ayrışmış tuf), 5 cm ayrışmış lapillitaşı olduğu görülmüştür.

Altı nolu çukur (Ç-6); 1046 m yükseltide, 39°6.746'K enlem ve 39°36.371'E boylamında 80 cm derinlikte açılmıştır. Çukurda zeminin derine doğru değişiminin yaklaşık 25-30 cm bitkisel toprak+ince taneli zemin (ayrışmış tuf), 50-55 cm oldukça ayrışmış lapillitaşı olduğu görülmüştür.

3.3.2. Zeminin Mineralojik Özellikleri

Katı atık sahası zemininden alınan altı adet örneğin tüm kayaç X-ışınları kırınım difraktomlarının (XRD) yarı niceliksel değerlendirilmesi yapılarak, zeminin mineralojik bileşimi belirlenmiş ve sahada yer alan doğal zeminin kaynak kayacı tespit edilmeye çalışılmıştır. XRD analizi sonuçlarının değerlendirmesinde, tüm örneklerin benzer mineralojik bileşimde olduğu görülmüştür (Şekil 3.16). Söz konusu zeminde asıl bileşenler



a. Ç-1 nolu çukur



b. Ç-2 nolu çukur



c. Ç-3 nolu çukur



d. Ç-4 nolu çukur



e. Ç-5 nolu çukur



f. Ç-6 nolu çukur

Şekil 3.15. Atık sahasındaki doğal zeminin, örnek alım çukurlarında derine doğru değişiminin görünüşleri

plajiyoklas (feldispat) + kuvars, kil ve hornblenddir. Bu minerallere ilaveten bazı örneklerde zeolit, sanidin, dolomit + kalsit + opal, biyotit, götit ve hematite rastlanmıştır. Tüm örneklerdeki kil minerali Ca'ca zengin simektit ya da hidrotermal yolla oluşan zeolit türü aerinit'dir. Zeminin andezitik-dasitik bileşimli volkaniklastiklerden yerli yerinde oluştuğu düşünüldüğünde plajiyoklas, hornblend ve kuvars minerallerinin tüm örneklerde bulunması son derece olağandır. Hornblend, biyotit, oligoklas (plajiyoklas) ve sanidin de volkanik kökenli kaynak kayadan türemiştir.

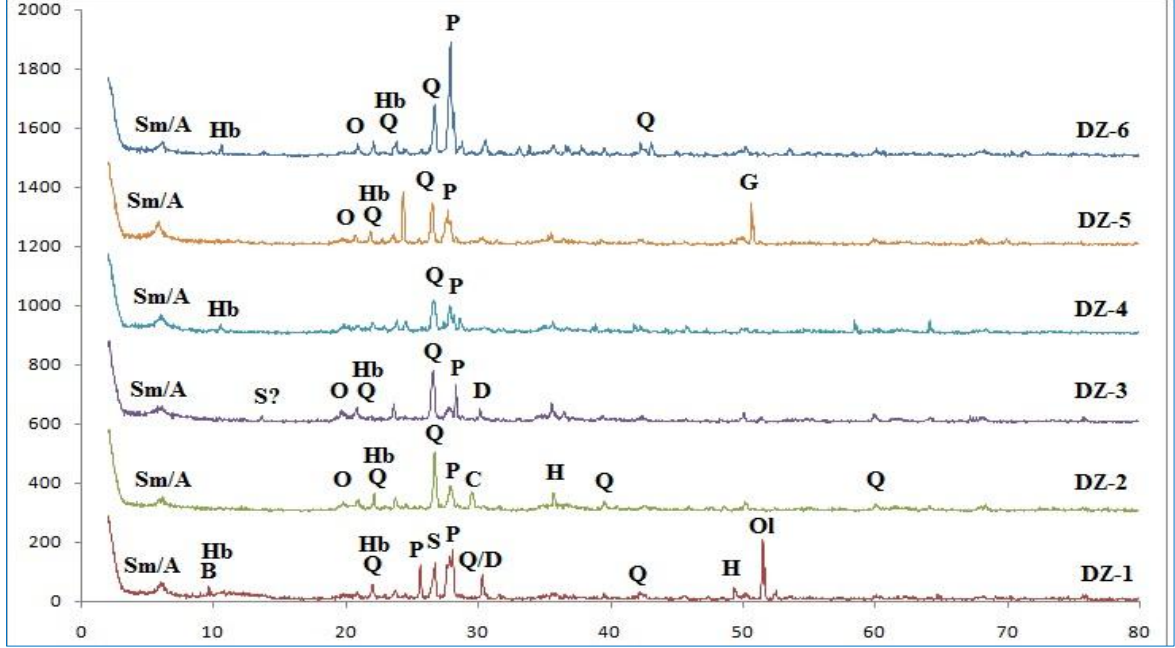
Hematit ve götit gibi Fe-oksit minerallerinin ise volkaniklastikler içerisindeki opak minerallerin (muhtemelen manyetit) oksitlenmesi sonucunda oluştuğu düşünülmektedir. Volkaniklastiklerin esas minerallerinden olan hornblendlerin ayrışması sonucunda serbestleşen Mg ve Ca'nın ortama sularla taşınan karbonat iyon kökü ile birleşmesi sonucunda ise dolomit ve kalsit minerallerinin meydana geldiği düşünülmektedir. Volkaniklastiklerdeki plajiyoklasların bozunması ile simektit oluşurken, bir zeolit minerali olan aerinitin ise atık sahası ve kuzeyindeki andezitik-bazaltik bileşimli volkaniklastik ve volkanitlerin hidrotermal alterasyonu sonucunda meydana gelmiş olduğu düşünülmektedir.

Tablo 3.1. Saha zeminin mineralojik bileşimi (Ö.N: Örnek No, Plaj: Plajiyoklas, Hornb: Hornblend).

Ö.N.	Zeminin Mineralojik Bileşimi										
	Kil	Plaj.	Kuvars	Hornb.	Opal	Sanidin	Biyotit	Hematit	Götüt	Dolomit	Kalsit
DZ-1	X	X	X	X		X	X	X		X	
DZ-2	X	X	X	X	X			X			X
DZ-3	X	X	X	X	X	X				X	
DZ-4	X	X	X	X							
DZ-5	X	X	X	X	X				X		
DZ-6	X	X	X	X	X						

Tüm örneklerde gözlenen 14 Å civarındaki geniş pikler şişebilen kil mineraline (muhtemelen Ca'ca zengin simektit), diğer pikler genel olarak feldispat grubu minerallere, 3.34 Å'da gözlenen pik kuvars mineraline ait olup, 3 ve 4 numaralı örneklerde ana mineral olarak görülmektedir. Yine tüm örneklerde gözlenen 3.22, 3.74, 2.51 Å pikleri sanidin

mineraline, 4.02, 3.19 ve 3.21 Å pikleri plajiyoklaslardan oligoklasa ait olduğu düşünülmektedir. Oligoklas 1 numaralı örnekte ana mineral iken diğerlerinde ikincil mineral olarak görülmektedir. 5 ve 1 nolu örneklerde gözlenen 1.77 ve 1.80 Å kuvars piki muhtemelen kristabolite (amorf kuvars) ait olup, bu pik diğer örneklerde mevcut değildir.



Şekil 3.16. Altı adet örneğin tüm kayaç X- ışınları kırınım difraktomları. DZ-1'den DZ-6'ya kadar örnek noları. A: aerinit, B: biyotit, C: Kalsit, D: dolomit, G: götit, H: hematit, Hb: hornblend, O: opal, Ol: oligoklas, P: plajiyoklas, S: sanidin, Sm/A: simektit/aerinit, Q: kuvars minerallerini temsil etmektedir.

3.3.3. Zemin Mekanik Deneylerinden Elde Edilen Bulgular

Tunceli katı atık sahasını temsil eden altı (6) adet örselenmiş örnekte yapılan su muhtevası (su içeriği), kıvam limitleri (plastik ve likit limit), özgül ağırlık, granülometrik analiz (elek ve hidrometre analizi) ve permeabilite (geçirimsizlik) deney sonuçları aşağıda verilmiştir.

1. Su içeriği

DZ-1 nolu örnekten DZ-6 nolu örneğe kadar elde edilen su içeriği değerleri sırasıyla %5,8; %3,9; %8,4; %18,2; %14,7 ve %8,8'dir. Elde edilen sonuçlardan, zeminin su içeriğinin atık sahasının güneyi ve güneydoğusunda yüksek olduğu ve %8,8-18,2 arasında

değiştirdiği görülmüştür. Bu örnekler içerisinde, atık alanının kuzey kesiminde yer alan zeminin (DZ-1 ve DZ-2 örnekleri) su içeriği, sahanın güney kesiminden çok daha azdır. Oysa bu alandaki çok kırıklı çatlaklı volkaniklastiklerin bulunduğu yamaçtan çıkan küçük debili mevsimsel yeraltı suları mevcuttur. Bu durum, sahanın kuzeyinde bulunan dere yatağının bu suları atık sahasına erişmeden drene ettiğini ve bu alanda yeraltı su seviyesinin dere yatağı kotundan daha aşağıda olduğunu göstermektedir. Ayrıca dört, beş ve altı nolu gözlem çukurlarının bulunduğu kesimlerin hemen güneyindeki yükseltilerden atık sahasına mevsimsel yeraltı ve yüzey sularının ulaştığı ve buradaki doğal jeomorfolojik yapının bu suları drene edemediği de anlaşılmaktadır.

2. Özgül Ağırlık

Zemin örneklerinin özgül ağırlıkları 2.45 ile 2.70 arasında değişmektedir. En yüksek özgül ağırlık değeri 2 Nolu çukurdan alınan zemin örneğinden elde edilmiştir. Bu alandaki zemin yeşilimsi, homojen yapılı ve diğer alanlardaki zeminlerden daha yumuşaktır. 1 Nolu çukurdan alınan örneğinde özgül ağırlığı 2.62 olup, atık sahasının güneyindeki örneklerden elde edilen değerlerden (2.45-2.60 arasında) daha yüksektir. Örneklerin özgül ağırlık değerleri; su içeriği, likit -plastik limit ve plastisite indisi değerleri ile birlikte Tablo 3.2'de görülebilir.

1 ve 2 Nolu örneklerin amfibol, piroksen gibi ferromagnezyen mineraller ile manyetit gibi demir oksit minerallerinin ayrışma ürünlerini içermesi nedeniyle özgül ağırlıklarının yüksek olduğu düşünülmektedir. Söz konusu örneklerin XRD çözümlerinde de hornblend ve manyetit ayrışma ürünü olan hematit piklerinin varlığı da bu düşünceyi desteklemektedir. Atık sahasının güneyindeki 5 ve 6 Nolu zemin örneklerinin bileşiminde bol miktarda kuvars ve feldispat minerallerinin varlığı ise zeminin özgül ağırlığını (2.45 ve 2.48) düşürmüştür.

3. Plastik ve Likit Limit

Örneklerin plastik ve likit limit deney sonuçları birlikte değerlendirildiğinde DZ-1, DZ-2, DZ-5 ve DZ-6 nolu zemin örneklerinin plastik olmayan zemin sınıfına girdiği görülmüştür. Bu sonuç, söz konusu örneklerin su içeriklerinin gerek yağışlarla gerekse de diğer yüzeysel akışlarla artması sonucunda, zemin yüzeyinde yavaş zemin akmasından ziyade hızlı zemin kaymalarına neden olacağına işaret etmektedir. Atık sahasının DZ-3 ve DZ-4 zemin örnekleri ise orta plastisiteli zemin sınıfındadır. Bu örneklerin doğal su içeriği

(w%) plastik limit değerlerinden düşük olmasından dolayı, zeminin ıslak özellikte olduğu da anlaşılmaktadır. Örnekleme yapıldığı 2010 yılı Kasım ayında yağışın olmayışı, bir önceki ay olan Ekim’de ise yeraltı su seviyesinin en düşük seviyede olması ve bahar aylarına göre yağışın oldukça düşük (73,6 mm) oluşu da zeminin su içeriğinin o dönemdeki yağışlardan kaynaklanmadığını göstermektedir.

DZ-1, DZ-2, DZ-5 ve DZ-6 nolu zemin örneklerinin plastik (şekil alabilme ve aldığı şekli belirli bir süre muhafaza etme) ve likit (akabilme) davranışlarında, örneklerin içerisindeki silt ve kil miktarlarının katkısı da değerlendirilmiştir. Değerlendirmede, plastik ve likit davranışları olan DZ-3 ve DZ-4 kodlu zemin örnekleri kontrol olarak kullanılmıştır.

Tablo 3.2. Zemin örneklerinin kıvam, plastisite, özgül ağırlık ve su içerik değerleri (NP: Plastik olmayan)

Çukur Örnekleri	Kıvam Limitleri		PI	G_s	w (%)
	Plastik Limit	Likit Limit			
Dz-1	Yok (NP)	Yok (NP)	0	2,62	5,8
Dz-2	Yok (NP)	Yok (NP)	0	2,70	3,9
Dz-3	%20,8	%37,08	16,3	2,58	8,4
Dz-4	%27,5	%45,37	17,9	2,60	18,2
Dz-5	Yok (NP)	Yok (NP)	0	2,48	14,7
Dz-6	Yok (NP)	Yok (NP)	0	2,45	8,8

Elek ve hidrometre analizleri sonucunda belirlenen zemin örneklerinin silt ve kil yüzdelerinden hareketle her bir zemin örneği için kil/silt oranı hesaplanmıştır. Oranlamada, silt miktarı sabit ve kil miktarı ise değişken olarak değerlendirilmeye alınmıştır. DZ-1’den DZ-6’ya kadar zemin örnekleri için kil/silt oranı sırasıyla 0,10; 0,06; 0,21; 0,26; 0,05 ve 0,09’dur. Oranlar incelendiğinde; plastik ve likit özellikleri olan DZ-3 ve DZ-4 zemin örneklerinin kil/silt oran değerlerinin, plastik ve likit özellikleri olmayan DZ-1, DZ-2, DZ-5 ve DZ-6 zemin örneklerinin kil/silt oran değerlerinden yüksek olduğu görülmüştür. Dolayısıyla, DZ-3 ve DZ-4 zemin örneklerinin plastik ve likit davranışa sahip olmasında ve DZ-1, DZ-2, DZ-5 ve DZ-6 zemin örneklerinin bu davranışı göstermemelerinde, içerdikleri kil miktarının belirleyici bir faktör olduğu anlaşılmaktadır.

4. Tane Boyu Dağılımı

Tüm örneklerin elekten geçen yüzdeleri Tablo 3.3’de, DZ-1, DZ-2 ve DZ-3 nolu zemin örnekleri için oluşturulan tane boyu dağılım eğrileri Şekil 3.17’de ve DZ-4, DZ-5 ve DZ-6 nolu zemin örnekleri için oluşturulan tane boyu dağılım eğrileri ise Şekil 3.18’de verilmiştir. Ayrıca tüm örneklerden elde edilen çakıl, kum, silt ve kil boyundaki tanelerinin yüzdesi ile örneklerin üniformaluluk katsayıları (C_u) ve derecelenme katsayıları (C_c) Tablo 3.4’de topluca görülebilir.

Zemin örnekleri üzerinde gerçekleştirilen elek analizlerinin sonucunda; DZ-1’den DZ-6’ya kadar sırasıyla, örneklerin çakıl boyutundaki tanelerinin ağırlıkça yüzdesi %27,7; %12,6; %14,4; %3,4; %12,9; %31,4, kum tane boyutundakilerin ağırlıkça yüzdesi %58,1; %65,5; %49,8; %32,3; %65,2; %60,5 ve kil-silt tane boyutundaki tanelerinin ağırlıkça yüzdesi ise %14,2; %21,9; %35,8; %64,3; %21,9 ve %8,2 olarak belirlenmiştir. Örneklerden sadece DZ-4’ün 200 Nolu elekten geçen tane yüzdesi %50’nin üzerinde olup, bu örnek ince taneli zemin sınıfına girmektedir.

DZ-1, DZ-2, DZ-3, DZ-5 ve DZ-6 kodlu örnekler ise iri taneli zemin sınıfında olup kum boyutundaki taneleri daha baskındır. Örneklerin kil ve silt boyundaki tanelerin ağırlıkça yüzde oranlarına bakıldığında ise DZ-1’den DZ-6’ya kadar silt boyundaki tanelerin yüzdesi, sırasıyla %12,9; %20,68; %29,67; %50,9; %20,88 ve %7,5 iken kil boyundaki tanelerinin yüzdesi ise %1,3; %1,22; %6,13; %13,4; %1,02 ve %0,7’dir.

DZ-1, DZ-2, DZ-5 ve DZ-6 kodlu zemin örneklerinin plastik olmayışı, kil boyutlu tanelerin azlığı nedeniyle; bu örneklerin temsil ettiği sahanın kuzey, kuzeydoğu (DZ-1 ve DZ-2 nolu örnekler) ve güneybatı kesimlerinde (DZ-5 ve DZ-6 nolu örnekler) yüzey suları ve atık sızıntı suyu ile temasta olduklarında tanelenerek dağılacağı ve su içeriğinin artmasıyla da bu sular içinde süspansiyon halde kolayca taşınacağı anlaşılmaktadır.

Sahanın bu kesimlerinin oldukça eğimli olması hem taşınım mekanizmasını kolaylaştıracak, hem de taşınan malzeme miktarını arttıracaktır. Atık tarafından kirletilmiş olan bu zeminin kolaylıkla taşınması, atık sahasındaki kirlilik yükünün azalacağı anlamına gelebilir. Ancak, taşınan zemin tanelerinin kil oranının çok az, buna karşın silt ve kum oranlarının daha fazla olması, XRD sonuçlarına göre zeminin esas minerallerini feldispat ve kuvarsın oluşturması gibi nedenlerle, taşınan tanelerin bu kirliliği sınırlı süreler için adsorbılayabileceği ve taşındığı mesafeler boyunca ortama geri vereceği düşünülmektedir.

Bu durum atık kaynaklı kirliliğin daha geniş bir alana yayılmasına neden olacaktır. Zemin deneylerinden edinilen bulgular, arazi çalışmalarındaki gözlemlerle de desteklenmektedir. Şöyle ki; Atık sahasının kuzeyini sınırlayan ve yaklaşık doğu batı uzanımlı dar, derin ve dik vadinin Pülümür çayı vadisine açıldığı düzlüğe ulaşmadan, eğiminin azaldığı (Tunceli-Erzincan karayolunun hemen üst kısmı) kesimde, atık sahasından taşınmış ince taneli malzemenin birikmiş olması da atık kaynaklı kirliliğin hem zemin hem de sızıntı suyu aracılığıyla atık sahasının dışına taşındığını göstermektedir.

5. Zemin Sınıfları

DZ-4 nolu zemin örneği dışındaki tüm örneklerde 200 Nolu elekten geçen tane yüzdesi, %50'nin altında olduğu için bu örnekler, iri taneli zemin sınıfındadırlar. 200 Nolu elekten geçen tane yüzdesi %50'nin üzerinde olan DZ-4 nolu örnek ise ince taneli zemin sınıfında olup, diğer zemin örneklerinden bu yönüyle farklıdır. Bu nedenle DZ-4 nolu örneğin zemin sınıflandırması yapılırken plastisite abağından yararlanılmıştır. Örneğin likit limit ve plastisite indis değerleri kullanılarak, plastisite abağı üzerinde düştüğü yere bakıldığında, abak üzerinde LL=50 çizgisinin (B hattı) solunda, A hattının altında kaldığı ve ML sembolüyle gösterilen zemin sınıfında bulunduğu görülmüştür. Zemin örneklerinin USCS'ye göre sınıflandırmasında, DZ-1, DZ-2, DZ-5 ve DZ-6 numaralı zemin örneklerinin plastisite indisi (PI) sıfır olduğundan ($PI < 4$), SM sembolü ile gösterilen zemin sınıfında yer almaktadır. DZ-3 kodlu çukur örneğinin plastisite indis değeri 7'den büyüktür ve bu nedenle de SC sembolüyle gösterilen zemin sınıfına dahil olmuştur.

Tablo 3.3. Zemin örneklerinin elek açıklıklarına göre eleklerden geçen yüzdeleri

Elek Açıklıkları		Elekten Geçen Yüzde (%)					
		Zemin Örnekleri					
		Dz-1	Dz-2	Dz-3	Dz-4	Dz-5	Dz-6
¾ inç	(19,00 mm)	94,6	94,8	100	100	99	90,8
No.4	(4,75 mm)	72,4	87,4	85,6	96,6	87,1	68,6
No.10	(2,00 mm)	59,7	79,3	72,9	93,6	81,2	57,2
No.40	(0,425 mm)	36,2	54,3	55,6	85,3	60,8	23,2
No.50	(0,300 mm)	25,6	38	48	80,8	51,7	17,1
No.100	(0,150 mm)	18,4	26,3	36,4	71,1	36,6	10,7
No.200	(0,075 mm)	14,2	21,9	35,8	64,3	21,9	8,2

Tablo 3.4. Zemin örneklerinin çakıl, kum, silt ve kil tanelerinin ağırlıkça yüzdeleri ile C_u , C_c katsayıları

Çukur Örnekleri	Çakıl Boyu	Kum Boyu	Silt Boyu	Kil Boyu	C_u	C_c
Dz-1	%27,7	%58,1	%12,9	%1,3	172,3	0,4
Dz-2	%12,6	%65,5	%20,68	%1,22	81,4	0,4
Dz-3	%14,4	%49,8	%29,67	%6,13	121	0,4
Dz-4	%3,4	%32,3	%50,9	%13,4	90	0,4
Dz-5	%12,9	%65,2	%20,88	%1,02	62,1	0,4
Dz-6	%31,4	%60,5	%7,5	%0,7	237,3	0,3

6. Geçirimsizlik

Tüm örneklerin zemin sınıfları ve geçirimsizlik katsayıları Tablo 3.5’de verilmiştir. Tablo 3.5’de görüldüğü gibi, atık tabanında yer alan zeminin geçirimsizlik katsayıları oldukça değişken olup 10^{-5} ile 10^{-8} arasında değişmektedir.

Sahanın güneyinde yer alan DZ-3 ve DZ-4 nolu zemin örneklerinde geçirimsizlik katsayısı küçük (10^{-7} ve 10^{-8}) olup bu alandaki diğer örneklerin (DZ-5 ve DZ-6) ve atık sahasının kuzeyinde yer alan örneklerin (DZ-1 ve DZ-2) geçirimsizlik katsayıları ise büyük (10^{-5} ve 10^{-6})’tür. Bu durum, atık sahası ve civarında bahar aylarında yapılan arazi çalışmalarında elde edilen veriler ile de örtüşmektedir. Atık sahasının kuzeyindeki yamaçta yüzeylenen volkaniklastiklerden yağışlı dönemlerin ardından küçük debili su çıkışlarının, ayrışmanın fazla olduğu alanlarda yaz aylarına kadar devam etmesi de zeminin geçirimsizliğinin yüksek olduğuna işaret etmektedir. İlavenen, örselenmiş örnekler üzerinde yapılan geçirimsizlik deney sonuçları, atık sahasındaki zeminin orta geçirimsiz olduğuna işaret ediyor olsa da, arazi verileri ile birlikte değerlendirildiğinde, zeminin bulunduğu yerdeki doğal geçirimsizlik değerlerinin daha yüksek olduğu düşünülmektedir. Bu nedenle, laboratuarda elde edilen değerlerin, saha zeminin geçirimsizliğini birebir yansıtmadığı, gerçek değerlere arazide yerinde yapılacak permeabilite deneyleri ile daha fazla yaklaşılabileceği anlaşılmıştır.

Çünkü; Geçirimsizlik deneyi esnasında, zemin örneği sınırlı süre su baskısına tabi tutulmuş ve ilk doygunluktan sonra, deney başlatılmış ve değerler okunmuştur. Böylelikle elde edilen geçirimsizlik değerlerinin, arazide zeminin su baskısına ilk maruz kaldığı andaki geçirimsizlik değerlerini yansıttığı düşünülmektedir. Halbuki, arazide zeminler üzerine etkileyen su baskısının süresi çok daha uzundur. Yine, deney esnasında zemin örnekleri

permeabilite kabı içerisinde sabit bir şekilde kalmaya zorlanmıştır. Oysa, zeminin doğal ortamında su baskısı sebebiyle hacim genişlemesini engelleyecek yönlü kuvvetler, permeabilite kabındaki gibi sonsuz değildir.

Atık sahasının güneyinde yer alan dar bir alan (DZ-3 ve DZ-4 nolu, kil içeriği yüksek örnekleme alanları) dışında, diğer zemin örneklerinin SM zemin sınıfında olması, bu sınıf zeminlerin kıvam ve tane boyu özellikleri nedeniyle, atık sahası tabanındaki zeminler çoğu alanda duraylı olmayacaktır. Bu sebeple, saha zemini üzerine depolanan atıklarda kayma ve göçmelerin olmasının mümkün olacağı unutulmamalıdır. Atık sahasındaki zeminler için, ikinci önemli husus zeminin su baskısına maruz kalma süresi uzadıkça geçirimsizliğinin artacak olmasıdır. Bu nedenlerden dolayı; Tunceli düzensiz katı atık depo sahası zemininin duraylı kalabilmesi için, dış ortamdan gelecek suların atık sahasına ulaşmadan uzaklaştırılması gerekmektedir.

Tablo 3.5. Zemin örneklerinin geçirimsizlik katsayıları ve zemin sınıfları

Zemin Örnekleri	USCS'ye göre Örneklerin Zemin Sınıfı	Geçirimsizlik Katsayısı, k (cm/s)
Dz-1	SM, kötü derecelenmiş kum-silt karışımları	$k_{20}^{\circ C} = 3,44 \times 10^{-6}$
Dz-2	SM, kötü derecelenmiş kum-silt karışımları	$k_{20}^{\circ C} = 5,21 \times 10^{-5}$
Dz-3	SC, kötü derecelenmiş kum-kil karışımları	$k_{20}^{\circ C} = 7,36 \times 10^{-7}$
Dz-4	ML, çok az plastik siltli veya killi ince kumlar	$k_{20}^{\circ C} = 3,32 \times 10^{-8}$
Dz-5	SM, kötü derecelenmiş kum-silt karışımları	$k_{20}^{\circ C} = 6,72 \times 10^{-6}$
Dz-6	SM, kötü derecelenmiş kum-silt karışımları	$k_{20}^{\circ C} = 7,28 \times 10^{-5}$

3.4. Kaynak Suyu Analizlerinden Elde Edilen Bulgular

Katı atıkların düzensiz olarak depolandığı sahanın kuzey yamaçlarında Kasım ve Mayıs aylarında değişen debilerle yüzeye çıkan ve sızıntı suyunun akış halinde olduğu dere yatağını besleyen mevsimsel yer altı suyu kaynakları mevcuttur. Atıkların düzensiz depolanmasının yapıldığı sahanın kuzey ucundan başlamak üzere neredeyse vadi sonuna kadar bu yamaçlarda yeraltı suyu çıkışları yer yer gözlenmektedir. Tüm bu mevsimsel yeraltı suyu kaynaklarını temsil etmek üzere 3 ve 4 nolu sızıntı suyu istasyon noktaları arasındaki yamaçtan yüzeylenen yeraltı suyundan (kuzey kaynak suyu) Ocak 2011 tarihinde bir kereye mahsus olmak üzere gerekli ölçümler için örnek alınmıştır. Sahanın

kuzey yamacında yüzeylenen kaynak suları içerisinde en yüksek debiyle yüzeye çıkan kaynak, bu nokta olduğu için örnekleme noktası olarak burası tercih edilmiştir.

Sahanın güneyinde, sahadan yaklaşık 500 ve 1000 m mesafede yüzeylenen iki mevsimsel yeraltı kaynak suyundan (sırasıyla güney kaynak suyu-1 ve güney kaynak suyu-2) da Mart ve Nisan 2011 tarihinde yine bir kereye mahsus olmak üzere örnekler alınıp gerekli analizler yapılmıştır. Atıkların yayıldığı saha zemininin geçirimsizliği çoğunlukla yüksek olup (Tablo 3.5) buna ilaveten Bölüm 3.2’de bahsedildiği gibi zeminin çok kırıklı ve çatlaklı ve ayrıca tabakalı yapısı ölçülen eğim ve belirlenen doğrultuları sahanın güney kesiminde akifer tabakalarına, atık kaynaklı sızıntı sularından bulaşma olacağı şüphesini doğurmuştur. Esas olarak böyle bir bulaşmanın olup olmadığını tespit etmeye yönelik yapılan analizlerin sonuçları kuzey kaynak suyu ile birlikte Tablo 3.6’da görülebilir.

Tablo 3.6. Çalışma sahası mevsimsel yeraltı kaynak sularının analiz sonuçları ve I. ve II. sınıf kıta içi kaynak suyu standartları (ö.a: analizlerde kullanılan cihazın ölçüm aralığı; KKS: Kuzey Kaynak Suyu; GKS-1: Güney Kaynak Suyu-1; GKS-2: Güney Kaynak Suyu-2; KİSKS-I: 1. Kalite Kıta İçi Su Standartları; KİSKS-II: 2. Kalite Kıta İçi Su Standartları).

Parametre	KKS	GKS-I	GKS-II	KİSKS-I	KİSKS-II
Sıcaklık (°C)	5,4	11,6	21,2	25	25
pH	8,68	8,33	8,19	6.5-8.5	6.5-8.5
ORP (mV)	-93	-79	-93	-	-
İletkenlik (mS)	-	0,42	0,41	-	-
KOİ (mg/L)	5	10	0	25	50
Alkalinite (mg CaCO ₃ /L)	1100	400	360	-	-
Klorür (mg/L)	30	90	50	25	200
T. Kjendal Azotu (mg/L)	3	3,22	0,62	-	-
Amonyum Azotu (mg/L)	0,4	3,02	0,31	0,2	1
Sülfat (mg/L)	6,56	19,1	11,33	200	200
Ortofosfat (mg/L)	1,34	1,29	2,37	-	-
TKM (mg/L)	270	350	250	-	-
AKM (mg/L)	10	70	70	-	-
TUKM (mg/L)	20	30	60	-	-
Sodyum, Na ⁺ (mg/L)	4,63	3,11	5,92	125	125
Potasyum, K ⁺ (mg/L)	0,2	1,25	0,6	-	-
Magnezyum, Mg ²⁺ (mg/L)	1	13	10,3	-	-
Kalsiyum, Ca ²⁺ (mg/L)	8,17	66,7	47,6	-	-
Demir, Fe ²⁺ (mg/L)	<ö.a.	0,09	0,12	0,3	1,0
Mangan, Mn ²⁺ (mg/L)	<ö.a.	0,1	0,11	0,1	0,5
Bakır, Cu ²⁺ (mg/L)	0,04	<ö.a.	<ö.a.	0,02	0,05
Çinko, Zn ²⁺ (mg/L)	<ö.a.	0,07	0,07	0,2	0,5
Kadmiyum, Cd ²⁺ (mg/L)	<ö.a.	<ö.a.	<ö.a.	0,003	0,005

Tablo 3.6’da çalışma sahası yeraltı kaynak suları ile verilen standart değerler karşılaştırıldığında bu suların çoğunlukla I. sınıf kalitede olduğu ve kısmen de I. ve II. sınıf

arasında kaldığı anlaşılmaktadır. Sonuçta, saha zemininin tabakalanma özelliklerine (eğim, doğrultu, kırık ve çatlak vb.) göre sızıntı suyu bulaşmasının olabileceğine pek ihtimal verilmeyen sahanın kuzey kesimiyle birlikte bulaşmanın olabileceği düşünülen sahanın güney kesimlerinde yüzeyleyen kaynak sularında herhangi bir bulaşma izine rastlanılmamıştır.

3.5. Sızıntı Suyu Analizlerinden Elde Edilen Bulgular

3.5.1. Sıcaklık

Sıcaklık, biyolojik aktivite hızını artıran, oksijen doygunluğunu azaltan önemli bir iklimsel faktördür. Özellikle yaz aylarında sıcaklığın artış göstermesi sulardaki metabolik faaliyetler üzerinde etkili olmaktadır. Sıcaklık, özümsemeyi hızlandırarak kısa sürede yüksek BOİ₅ oluşumuna neden olmaktadır. Ayrıca sıcaklık, atık kütlesi içerisinde gelişen mikroorganizma faaliyetini sekteye uğratan önemli bir çevresel faktördür. Atık kütesinde on yıllar boyunca faaliyet gösterecek metan bakterilerinin faaliyetleri düşük sıcaklıklarda (<13 °C) şiddetle inhibe olmaktadır.

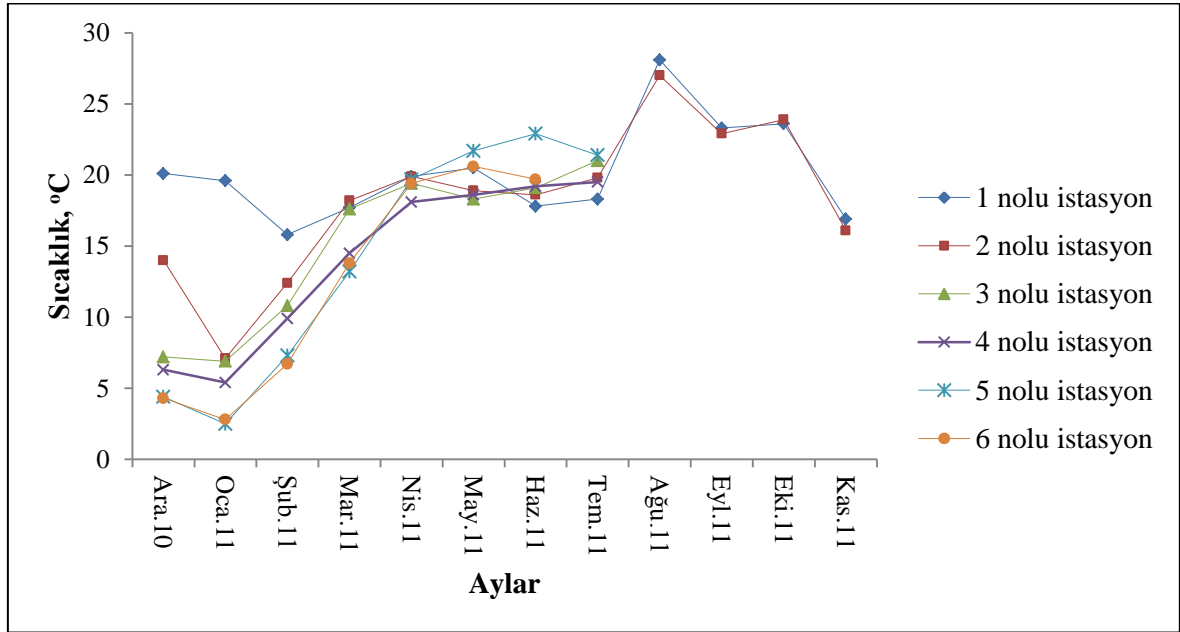
Tunceli ili katı atık sahasında açığa çıkan sızıntı suyu sıcaklık ölçümleri, Aralık 2010 - Kasım 2011 ayları arasında arazide yapılmıştır. İstasyon noktalarının aylık ölçüm sonuçları Tablo 3.7'de ve istasyon noktalarında elde edilen değerlerin zamansal değişimi ise Şekil 3.19'da görülebilir.

1 ve 2 nolu istasyon noktalarına ait sızıntı suyu örneklerinin sıcaklık ölçüm sonuçları incelendiğinde; Aralık, Ocak ve Şubat aylarında 1 nolu istasyon noktası için okunan sıcaklık değerlerinin 2 nolu istasyon noktası için okunan değerlerden yüksek olduğu görülmektedir.

1 ve 2 nolu istasyon noktaları birbirine paralel başlangıç noktalarıdır. 1. istasyon atıklardan sızıntı suyunun ilk açığa çıktığı yerdedir. 2. istasyon ise sızıntı suyunun atıklardan açığa çıktığı yerden sonra yaklaşık 50 m'lik bir mesafede bulunmaktadır. Bu yer sızıntı suyu örneği alabilmek için en uygun yerdir ve bu nedenle istasyon noktası olarak bu yer tercih edilmiştir. İlk üç ölçüm ayında 2. istasyonda ölçülen sıcaklık değerlerindeki düşüklük, sızıntı suyunun istasyon noktasına gelinceye kadar katı atık kütesinden ilk çıktığı andaki yüksek sıcaklığında meydana gelen ani ve yüksek düşüşten kaynaklanmaktadır.

Tablo 3.7. İstasyon noktalarında elde edilen aylık sıcaklık değerleri

Ölçüm Ayları	Sızıntı Suyu Aylık Sıcaklık (°C) Ölçüm Sonuçları					
	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	20,1	14	7,2	6,3	4,4	4,3
Ocak (2011)	19,6	7,1	6,9	5,4	2,5	2,8
Şubat (2011)	15,8	12,4	10,8	9,9	7,3	6,7
Mart (2011)	17,7	18,2	17,6	14,5	13,2	13,8
Nisan (2011)	19,9	19,9	19,4	18,1	19,7	19,4
Mayıs (2011)	20,5	18,9	18,3	18,6	21,7	20,6
Haziran (2011)	17,8	18,6	19,1	19,2	22,9	19,7
Temmuz (2011)	18,3	19,8	21	19,5	21,4	su yok
Ağustos (2011)	28,1	27	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	23,3	22,9	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	23,6	23,9	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	16,9	16,1	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	3,6	5,45	5,22	5,46	8,03	7,53



Şekil 3.19. İstasyon noktalarında ölçülen sıcaklık değerlerinin aylara göre değişimi

Yine ilk üç ayda benzer ani sıcaklık düşüşleri, 1. istasyon ile 3. istasyon arasında da görülmektedir. Sonraki istasyon noktaları (3 nolu, 4 nolu, 5 nolu ve 6 nolu) arasında sıcaklık düşüşleri devam etmiş fakat ilk istasyon noktalarındaki gibi kısa mesafelerde ani düşüşler olmamıştır.

Diğer aylarda ise hava sıcaklıklarının artmasıyla ilk üç soğuk ayda (Aralık, Ocak ve Şubat) gözlenen ani sıcaklık düşüşleri gerçekleşmemiş ve tüm istasyon noktalarında ölçülen sıcaklık değerleri birbirine yakın ve birbiriyle uyumludur.

3.5.2. pH

Çalışma sahası sızıntı suyu istasyon noktalarında aylık olarak yerinde ölçülen pH değerleri Tablo 3.8’de verilmiştir. Ayrıca değerlerin zamansal değişimini gösteren grafik ise Şekil 3. 20’de görülebilir.

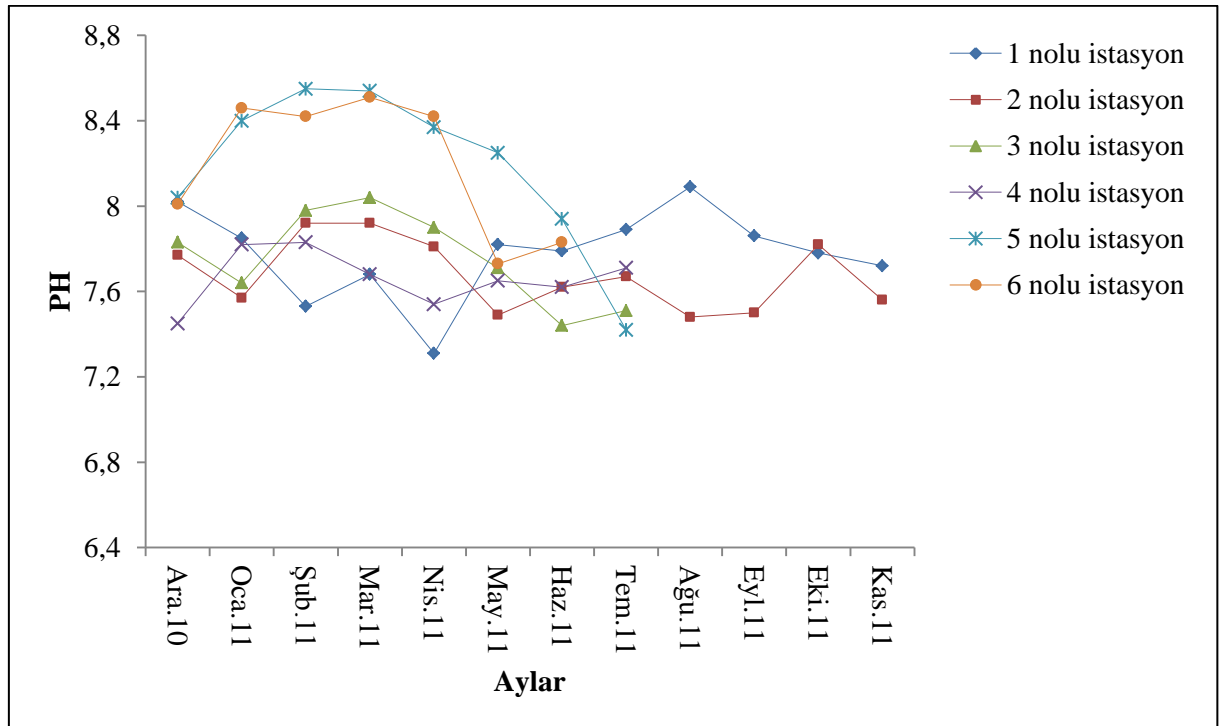
Çalışma sahasında, sızıntı suyunun ölçülen en düşük pH değeri 7,31 (1. istasyon, Nisan-11) ve sızıntı suyunda ölçülen en yüksek değer ise 8,55’dir (5. istasyon, Şubat-11). Sızıntı suyunu en iyi şekilde karakterize edecek 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarının tüm ölçüm aylarında aldığı pH değerlerinin ortalaması 7,73 olup hafif alkalidir. Bu sonuç, asit fermantasyon safhasında oluşan uçucu yağ asitlerinin sızıntı suyunun düşük pH değerleri almasını sağlayamadığını göstermektedir. Bu durumun gerçekleşebilmesi için tek seçenek atık kütesinin genelinde metan fermantasyon safhasının baskın hale gelmesi ve asidik safhada üretilen serbest asitlerin bu safhada hızla tüketilmesidir. O halde bu atık kütesinde baskın safhanın metan fermantasyon safhası olduğu rahatlıkla söylenebilir.

Atık depolamasının devam ettiği bu sahada depolanan taze atıklardan kaynaklı asit fermantasyon safhasının (asidojenik safha) sürekli gelişmesi olağan ve beklenen bir durumdur. Fakat, gerek yeni depolanan atık miktarının daha önceden depolanmış ve daha fazla stabilize olmuş atık miktarına kıyasla çok az olması ve gerekse de sızıntı suyunun alkalinite değerlerinin (ortalama 1761 mg CaCO₃/L) yüksek olması atık kütesinde gelişen asidojenik safhanın karakteristik özelliğini (pH<7) gizlemektedir.

Tunceli düzensiz katı atık depo sahasının da içinde yer aldığı vadinin kuzeydoğu yamaçlarında yüzeye çıkan ve sızıntı suyunun akış halinde olduğu dere yatağını besleyen yeraltı suyunun Ocak 2011’de yapılan pH ölçümlerinde aldığı değer 8,68’dir.

Tablo 3.8. Sızıntı suyu örneklerinde arazide ölçülen pH değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	8,02	7,77	7,83	7,45	8,04	8,01
Ocak (2011)	7,85	7,57	7,64	7,82	8,40	8,46
Şubat (2011)	7,53	7,92	7,98	7,83	8,55	8,42
Mart (2011)	7,68	7,92	8,04	7,68	8,54	8,51
Nisan (2011)	7,31	7,81	7,9	7,54	8,37	8,42
Mayıs (2011)	7,82	7,49	7,71	7,65	8,25	7,73
Haziran (2011)	7,79	7,62	7,44	7,62	7,94	7,83
Temmuz (2011)	7,89	7,67	7,51	7,71	7,42	su yok
Ağustos (2011)	8,09	7,48	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	7,86	7,5	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	7,78	7,82	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	7,72	7,56	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	0,21	0,17	0,22	0,13	0,38	0,33



Şekil 3.20. İstasyon noktalarında ölçülen pH değerlerinin aylara göre değişimi

Atık sahasının güneybatısında bulunan iki ayrı mevsimsel yeraltı kaynak suyunun ölçülen pH değerleri ise 8,33 ve 8,19'dur (Tablo 3.6). Mevsimsel yeraltı kaynak sularının farklı aylarda ve farklı noktalarda ölçülen pH değerleri katı atık depo sahası çevre sularının alkali (pH= 8-9) karakterde olduğunu göstermektedir.

Sızıntı suyu, aktığı dere yatağı boyunca en yüksek pH değerlerini (ortalama 8,20) çoğunlukla son ölçüm noktaları olan 5 ve 6 nolu noktalarda almıştır. Böylece sızıntı sularının, çevre sularıyla birlikte aktığı dere yatağının bu son kısmında (Pülümür Vadisi'ne açılan boğaz) çevre sularınca neredeyse tamamen seyreltiildiği ve dere suyunun doğal ortamdaki pH değerlerini yakaladığı anlaşılmaktadır.

3.5.3. Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli

İstasyon noktalarında, ORP ölçümlerine Ocak 2011 itibariyle başlanılmıştır. Arazide yerinde yapılan aylık ölçümler sonucunda elde edilen ORP değerleri Tablo 3.9'da ve ORP değerlerindeki zamansal değişim ise Şekil 3.21'de verilmiştir.

1 nolu istasyonda yağışlı aylarda ölçülen ORP değerleri yağışsız aylarda ölçülen ORP değerlerinden yüksektir. 1. istasyonda en yüksek ORP değeri (-35 mV) 2. ölçüm ayı (Şubat 2011)'nda, en düşük değer (-78 mV) ise 8. ölçüm ayı (Ağustos 2011)'nda ölçülmüştür. 2 nolu istasyon noktasında ölçülen ORP değerleri yağışlı aylarda (Ocak 2011 – Nisan 2011) azalma sonraki kurak aylarda ise genelde artma eğilimindedir. 2 nolu istasyonda en yüksek ORP değeri (-33 mV) 1. ölçüm ayı (Ocak 2011)'nda ve en düşük değer (-68 mV) ise 4. ölçüm ayı (Nisan 2011)'nda elde edilmiştir. 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarının ORP sonuçları, yağışlı ve yağışsız dönemde atık kütlesi içerisinde neler olduğuna dair birçok ipucu vermektedir. Örneğin, 1 nolu istasyon noktasında yağışlı dönemde -35 ile -49 mV arasında ölçülen ORP değerleri, -56 ile -78 mV arasında ölçülen kurak dönem değerlerinden yüksektir. Yağışlı dönemde atık kütlesi, ya yeraltı kaynak suları ya da yağmur suları ile beslenmektedir. Yeraltı kaynak sularının düşük ORP değerlerine sahip olduğu bilindiğine göre bu dönemde yağışsız döneme göre daha yüksek ORP değerlerinin ölçülmesinin sebebinin yağmur suları olduğu sonucu ortaya çıkmaktadır. Bu sonuç özellikle yağmur sularının, katı atık-sızıntı suyu sistemlerindeki su hidroliğinin en önemli bileşeni olduğunu ve sızıntı suyunun kazandığı karakteristik özellikleri de daha çok bu su bileşeninin belirlediği düşüncesini desteklemektedir.

1 nolu istasyon noktasında yağışsız dönemde yağışlı döneme kıyasla daha düşük ORP değerlerinin elde edilmesinde şu sürecin etkili olduğu üzerinde durulmaktadır. Yağışsız dönemde, atık kütlesi içerisinde azalan su miktarları nedeniyle suyun atık boşluklarında ve yüzeylerinde tutulması kolaylaşmakta ve sızıntı suyu atık yığımından daha geç salınmaktadır. Dolayısı ile sızıntı suyunun atık kütlesi içerisinde hidrolik bekleme süresi uzamaktadır. Uzayan bekleme sürelerinin neden olacağı daha uzun mikroorganizma faaliyetine ek olarak artan sıcaklıklarla hızlanan mikroorganizma faaliyetleri sızıntı suyunda kullanılabilecek son elektron alıcılarının (düşük tepkime kinetikleri nedeniyle tercih edilmeyen türler) da tüketilmesine olanak verecektir. Böylelikle bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında yağışsız dönemde daha indirgen çevrelerin oluşması mümkün olacaktır.

Yağışlı dönemde 2 nolu başlangıç istasyon noktasında, 1 nolu başlangıç istasyon noktasında ölçülen değerlerin aksine daha düşük ORP değerleri ölçülmüştür. Bu durumu izah etmek için bazı önermeler yapılabilir. Bunlardan ilki 2 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarına yeraltı suyu girişinin daha fazla olduğudur. Düşük ORP değerlerine sahip çevre yeraltı sularının istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında bu düşüşü gerçekleştirebilmesi mümkün görünmektedir. Diğer önerme ise bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında daha uzun hidrolik bekleme süreleri vasıtasıyla metanojenik fazın oldukça ilerleyen seviyelere ulaştığı ve dolayısı ile daha indirgen çevrenin bu atık kısımlarında etkili olduğu şeklindedir. Bu istasyon noktasında düşük ORP değerlerinin görüldüğü aylarda ölçülen yüksek pH değerleri metanojenik safhanın ilerleyen düzeylerde gerçekleştiğini doğrulamakta ve ikinci önermenin geçerli olabileceğini göstermektedir. O halde yağışlı aylarda 2 nolu istasyon noktasında ölçülen düşük ORP değerlerinden, bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarına yeraltı suyu girişi olabileceği, metanojenik fazın ilerleyen düzeylere ulaştığı ve atık kısımlarından sızıntı suyunun yavaş salındığı sonuçları çıkmaktadır.

Yağışlı dönem aylarında 5 ve 6 nolu son istasyon noktalarında ölçülen ORP değerleri, diğer istasyon noktalarına göre oldukça düşüktür. Bu istasyon noktalarında, ORP değerleri yağışsız dönemin son ölçüm aylarına doğru giderek yükselmekte ve başlangıç noktalarında elde edilen değerlere yaklaşmaktadır. Atık sahası çevre yer altı sularının ölçülen ORP değerleri; Ocak-11 kuzey kaynak suyu için -93 mV, Mart-11 güney kaynak suyu-1 için -79 mV ve Nisan-11 güney kaynak suyu-2 için -93 mV'dir. Bu sonuçlardan, yağışlı aylarda

atık sahasının da içinde yer aldığı vadinin çeşitli yerlerinde kaynaklanan ve sızıntı sularının akış halinde olduğu dere yatağını besleyen yer altı kaynak sularının, son istasyon noktalarında ORP'nin düşük değerler almasında katkısının son derece yüksek olduğu anlaşılmaktadır. Çevre yeraltı kaynak sularının sahada görülmediği yağışsız dönem aylarında son istasyon noktalarının ORP değerlerinin başlangıç istasyon noktalarındaki değerlere yaklaşması da çevre yeraltı kaynak sularının, son istasyon noktalarının ORP değerlerine olan katkısının yüksek olduğu fikrini doğrulamaktadır.

3.5.4. İletkenlik

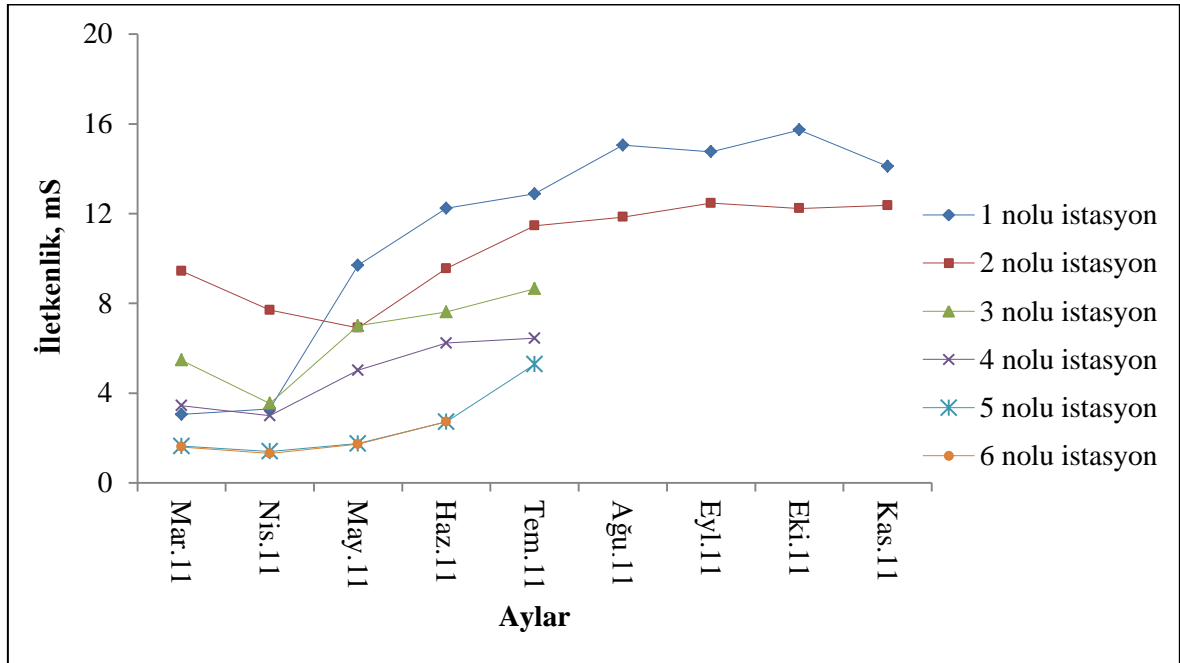
Sızıntı suyu iletkenlik ölçümlerine Mart 2011 itibari ile başlanılmıştır. Arazide yerinde yapılan iletkenlik ölçüm sonuçları Tablo 3.10'da, iletkenlik değerlerinin zamana bağlı değişimi ise Şekil 3.22'de verilmiştir.

Bir suyun elektriksel iletkenliği suda bulunan tuzların veya çözünebilir maddelerin miktarlarının toplamıdır. Bu nedenle elektriksel iletkenlik, sızıntı suyunda çözülmüş inorganik maddelerin ve iyonların miktarlarını değerlendirilmesinde kullanılabilir iyi bir göstergedir. Suyun elektriksel iletkenliği hem jeolojik etkenlere hem de dışarıdan gelen etkilere bağlıdır.

Sıcaklık ve suda çözülmüş halde bulunan madde (anyon ve katyon) miktarındaki değişimlere doğrudan bağlı olan elektriksel iletkenlik değerleri, mevsim şartlarına bağlı olarak değişkenlik göstermiştir. 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarında yağışlı dönem ayı (Mart-11) ve hemen ardından gelen Nisan ve Mayıs aylarında, sızıntı suyunda bu dönemde mevcut olan düşük çözülmüş anyon ve katyon konsantrasyonlarına paralel olarak düşük iletkenlik değerleri aldığı görülmektedir. Sonraki kurak aylarda ise sızıntı suyu içerisinde konsantre olarak değerleri artan çözülmüş anyon ve katyonlara bağlı olarak da elektriksel iletkenlik değerlerinin giderek yükseldiği görülmektedir. 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarında olduğu gibi diğer istasyon noktalarında da elektriksel iletkenlik değerleri, ilerleyen ölçüm ayları ile paralel giderek artmaktadır. Mesafeye bağlı olarak da başlangıç istasyon noktalarından son istasyon noktalarına doğru ölçülen iletkenlik değerlerinde seyrelmeye bağlı olarak azalma söz konusudur. Tüm ölçüm aylarında en düşük değerler, son istasyon noktalarında (5 ve 6 nolu) elde edilmiştir ve ölçülen değerler birbirine son derece yakındır.

Tablo 3.10. İstasyon noktalarına ait aylık iletkenlik değerleri

Sızıntı Suyu Örneklerinin Aylık İletkenlik (mS) Ölçüm Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Mart (2011)	3,05	9,44	5,47	3,44	1,641	1,602
Nisan (2011)	3,29	7,7	3,54	2,99	1,404	1,308
Mayıs (2011)	9,7	6,91	7	5,02	1,75	1,72
Haziran (2011)	12,24	9,56	7,62	6,23	2,72	2,72
Temmuz (2011)	12,88	11,46	8,65	6,45	5,28	su yok
Ağustos (2011)	15,05	11,85	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	14,76	12,47	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	15,73	12,23	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	14,11	12,37	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	4,9	2,1	1,99	1,58	1,6	0,61



Şekil 3.22. İstasyon noktalarında elde edilen iletkenlik değerlerinin zamana bağlı değişimi

3.5.5. Biyolojik Oksijen İhtiyacı

Sızıntı suyu istasyon noktalarına ait aylık BOİ₅ değerleri Tablo 3.11’de ve bu değerlerin zamansal değişimi ise Şekil 3.23’de görülebilir.

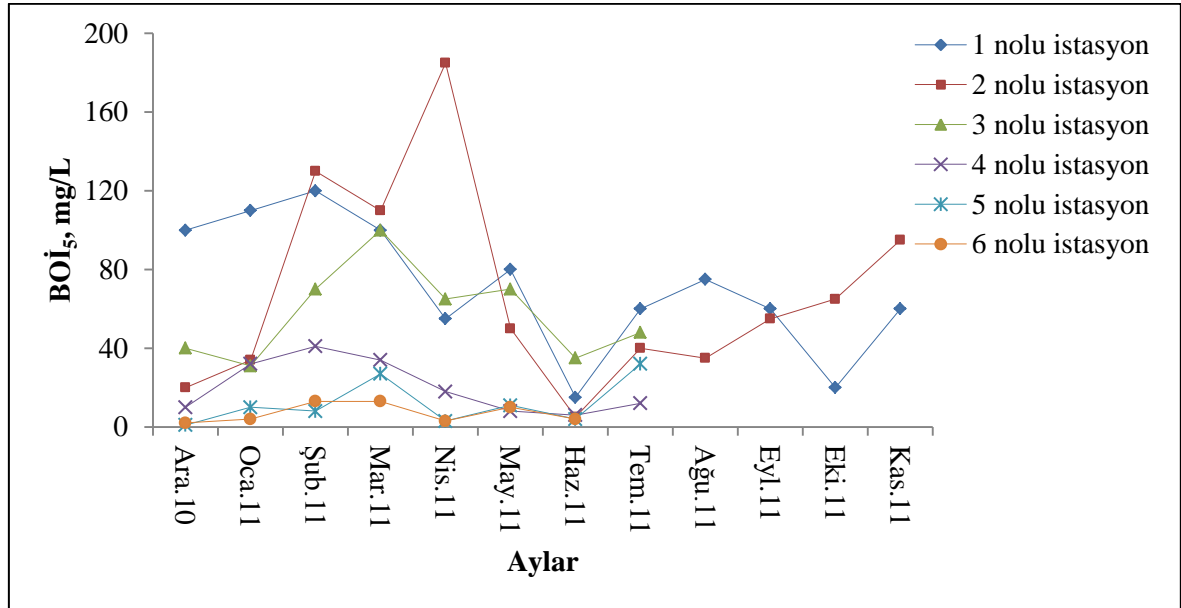
1 nolu istasyon noktasında yağışlı dönem aylarının genelinde BOİ₅ değerleri yağışsız aylara göre yüksektir. Bu istasyon noktasında ilk üç ölçüm ayında BOİ₅ değerleri artma eğilimindedir ve en yüksek değer 3. ölçüm ayında (Şubat-11) 120 mg/L olarak ölçülmüştür. Sonraki yağışlı aylarda (Şubat ve Nisan ayları arasında) BOİ₅ değerleri azalmıştır. Yağışsız dönemde ise BOİ₅ değerlerinde iki yüksek düşüş gerçekleşmiştir. Düşüşlerden ilki Haziran-11’de görülmüştür ve bu ayda ölçülen BOİ₅ değeri (15 mg/L) istasyon noktasının sezon boyunca ölçülen en düşük değeridir. BOİ₅ değerlerinde ikinci yüksek düşüş ise Ekim 2011’de gerçekleşmiştir. Yağışsız dönemin diğer ölçüm aylarında ise birbirine yakın değerler bulunmuş ve bulunan değerler ortalama 65 mg/L seviyesindedir.

2 nolu istasyon noktasında ölçülen BOİ₅ değerleri yağışlı dönemin ilk iki ayında düşük değerler almıştır. Sonraki yağışlı dönem aylarında BOİ₅ değerleri yükselmiş ve en yüksek değer (185 mg/L) Nisan-11’de ölçülmüştür. Nisan-11 ile Mayıs-11 arasında BOİ₅ değerinde yüksek bir düşüş gerçekleşmiş ve Haziran-11’de 2 nolu istasyona ait en düşük BOİ₅ değeri (5 mg/L) ölçülmüştür. Haziran ayından sonra ölçülen BOİ₅ değerleri giderek artmış ve yağışsız dönemin en yüksek değeri (95 mg/L) Kasım-11’de elde edilmiştir.

1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarında yağışlı dönemde, BOİ₅ değerlerinde görülen yükselişler ve yağışsız dönemde görülen düşüşler, seyrelmenin BOİ₅ değerlerindeki değişimi yönlendiremediğini göstermektedir. Aksine, yağışlı aylarda katı atık kütlesine yağışsız aylara kıyasla daha fazla miktarlarda çevre suyu girişi ile biyolojik olarak parçalanabilir organik maddelerin hidrolizinin arttığı ve sonraki asidojenik safha için bol miktarda çözünmüş ürün oluştuğu anlaşılmaktadır. Bu uygun başlangıç koşulları yani uygun su miktarlarının optimum hidroliz süreçlerine imkan vermesi nedeniyle süreç sonunda oluşan bol miktardaki çözünmüş ürün, asit fermantasyon süreçleri ile kolay biyodegrede edilebilir organik asitlere dönüştürülmektedir. Böylelikle, yağışlı aylarda başlangıç istasyon noktalarında ölçülen yüksek BOİ₅ konsantrasyon değerlerinin, atık kütlesine giren çevre sularının özellikle hidroliz ve sonrasında asidojenik aşamanın optimum düzeyde işlemini sağlayacak miktarlarından kaynaklandığı ağırlık kazanmaktadır.

Tablo 3.11. Sızıntı suyu örneklerinin aylık BOİ₅ ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	100	20	40	10	1	2
Ocak (2011)	110	34	31	32	10	4
Şubat (2011)	120	130	70	41	8	13
Mart (2011)	100	110	100	34	27	13
Nisan (2011)	55	185	65	18	3	3
Mayıs (2011)	80	50	70	8	11	10
Haziran (2011)	15	5	35	6	4	4
Temmuz (2011)	60	40	48	12	32	su yok
Ağustos (2011)	75	35	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	60	55	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	20	65	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	60	95	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	33,10	52,10	23,24	13,57	11,41	4,83



Şekil 3.23. İstasyon noktalarında elde edilen BOİ₅ değerlerinin zamana bağlı değişimi

Bununla birlikte, atık kütlesine su girişinin arttığı yağışlı dönem aylarında atık kütlesi içerisinde su dağılımının kısıtlandığı bölgelerde de suyun yayılabilme olanağı bulması bahsedilen süreçlerin kütle içerisinde daha geniş bir kesimde etkili olmasını sağlamaktadır. Optimum koşulların atık kütlesinin daha geniş bir kesimine yayılması, yağışlı aylarda BOİ₅ değerlerinin yüksek değerler almasının anlaşılabilirliğini daha da arttırmaktadır.

Yaklaşık 8 senedir katı atık depolamasının yapıldığı ve halen depolamanın sürdürüldüğü bu sahada katı atık kütlesinde baskın safha metanojenik safhadır. Bununla birlikte depolanan yeni atıklardan kaynaklı asidojenik evreler gelişmekle birlikte baskın evre durumuna geçememektedir. Barlaz vd. (1992), aktif olarak metan oluşumunun gerçekleştiği atıkların kimyasal ve mikrobiyolojik özelliklerinde geri döngülü ve döngüsüz atık kolonlarında meydana gelebilecek farklılıkları inceledikleri çalışmalarında metanojenik evrenin yerleşmesi ile organik asit tüketiminin hızlandığını görmüşlerdir. Bu çalışmada elde edilen sonuca benzer olarak Erses vd. (2008), yaptıkları laboratuvar ölçekli çalışmada; anaerobik koşulların sağlandığı sabit katı atık yüklemeli reaktörde BOİ₅ değerlerinde görülen azalmanın metanojenik evrenin gelişmesiyle hızlandığını ve değerlerde ani ve yüksek düşüşlerin gerçekleştiğini tespit etmişlerdir. Tıpkı bahsedilen çalışmalarda olduğu gibi Tunceli düzensiz katı atık depo sahasında oluşan sızıntı suyunun BOİ₅ değerlerinde görülen yüksek düşüşlerde de gelişen asidojenik evrenin hemen ardından baskın duruma geçen metanojenik evrede hızlanan organik madde degradasyonunun sebep olduğu düşünülmektedir.

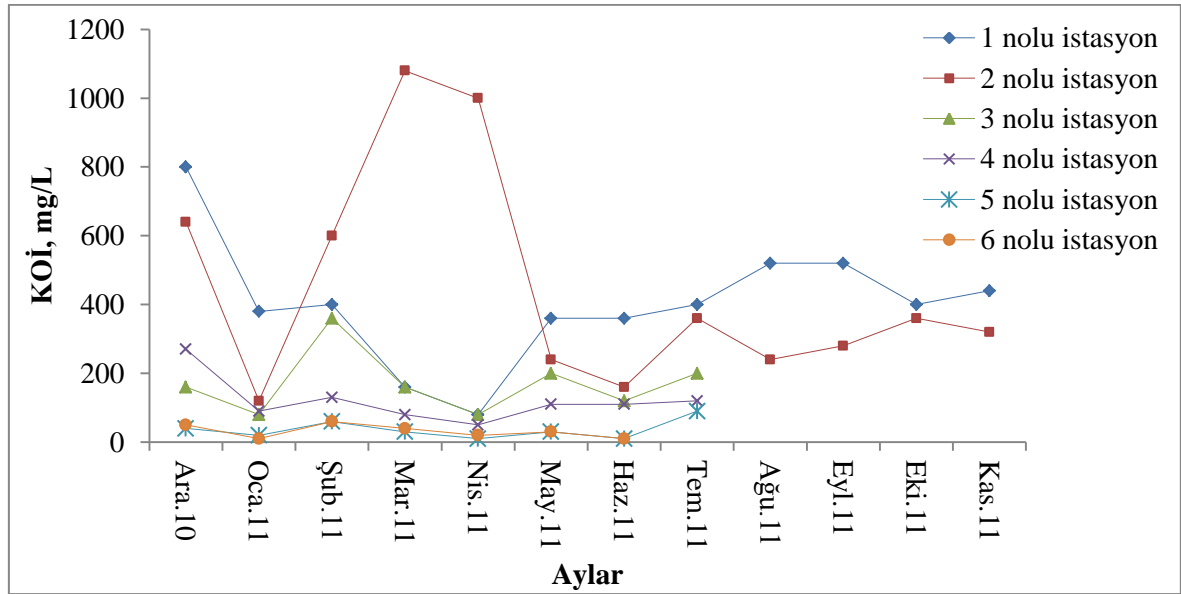
3.5.6. Kimyasal Oksijen İhtiyacı

İstasyon noktalarından alınan sızıntı suyu örneklerinin laboratuvarda yapılan KOİ analizleri sonucunda elde edilen değerler Tablo 3.12’de ve bu değerlerden hareketle oluşturulan ve değerlerin zamansal değişimini gösteren grafik ise Şekil 3.24’de verilmiştir.

1. istasyon noktasında en yüksek KOİ değeri (800 mg/L) ilk ölçüm ayında (Aralık-2010) ölçülmüştür. Aralık 2010’dan sonra bu istasyon noktasında ölçülen KOİ konsantrasyon değerleri azalarak en küçük değerini (80 mg/L) Nisan 2011’de almıştır. Nisan 2011’den sonraki aylarda ise istasyon noktasında gözlenen KOİ değerleri yükselerek ortalama 430 mg/L seviyesinde seyretmiştir.

Tablo 3.12. Sızıntı suyu örneklerinin aylık KOİ ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	800	640	160	270	40	50
Ocak (2011)	380	120	80	90	20	10
Şubat (2011)	400	600	360	130	60	60
Mart (2011)	160	1080	160	80	30	40
Nisan (2011)	80	1000	80	50	10	20
Mayıs (2011)	360	240	200	110	30	30
Haziran (2011)	360	160	120	110	10	10
Temmuz (2011)	400	360	200	120	90	su yok
Ağustos (2011)	520	240	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	520	280	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	400	360	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	440	320	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	179,40	316,40	90,1	65,7	27,2	19,52



Şekil 3.24. İstasyon noktalarında elde edilen KOİ değerlerinin zamana bağlı değişimi

1. istasyon noktasında Aralık-10 ile Nisan-11 yağışlı dönemde KOİ değerlerinde görülen azalma ve Nisan-11 ile Kasım-11 kurak dönemde değerlerde gözlenen artma eğiliminden seyrelme-yoğunlaşma süreçlerinin KOİ değerlerindeki zamansal değişimde etkili faktör olduğunu göstermektedir.

2 nolu istasyon noktasında 2. ölçüm ayında, 1. ölçüm ayına kıyasla KOİ değerinde yüksek bir düşüş gerçekleşmiş ve en küçük değer (120 mg/L) bu ayda elde edilmiştir. Bu istasyon noktasında yağışlı dönemin sonraki aylarında (Ocak-11 ile Nisan-11 arasında) KOİ değerleri artmış ve en yüksek KOİ değeri (1080 mg/L) Mart-11'de ölçülmüştür. Nisan-11 ile Mayıs-11 arasında KOİ değerinde yüksek bir düşüş gerçekleşmiş ve sonraki kurak dönem aylarında KOİ değerleri hafif dalgalanmalar yaparak ortalama 280 mg/L seviyesinde seyretmiştir.

2 nolu istasyon noktasında yağışlı dönemde KOİ değerlerinde görülen artışlara, yağışın dolayısı ile atık kütesine giren suyun en önemli katkısı, atık kütesinde süzülen su miktarının artmasına olanak vermesi ve bu sayede daha fazla organik maddenin hidrolize olma imkanı bulmasıdır. Daha fazla organik maddenin hidrolize olması aynı zamanda, sonraki safhada tüketilecek hazır organik madde miktarının artması anlamına gelmektedir. İşte bu süreç, yağışlı aylarda KOİ'nin artan değerler almasında ve bu değerlerin yağışsız dönem değerlerinden yüksek olmasında en önemli rolü oynamaktadır.

2 nolu istasyon noktasında Ocak ile Mart ayı arasındaki yağışlı dönemde KOİ değerlerinde görülen yüksek artışların ikinci ayağını, bu aylarda bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında gelişen asidojenik safhada, oldukça bol miktardaki çözülmüş organik maddenin organik asitlere dönüştürülmesi oluşturmaktadır. Sızıntı suyunun bu istasyon noktasında yüksek KOİ değerleri aldığı aylarda BOİ₅/KOİ oranları (Aralık, Şubat, Mart, Nisan ayları için sırası ile 0,03; 0,22; 0,10; 0,19'dur.) ise oldukça düşüktür. Düşük BOİ₅/KOİ oran değerleri, asidojenik safhada açığa çıkan kolay biyodegrede edilebilir organik asitlerin tüketildiği üçüncü bir ayağın da mevcut olmasını gerektirmektedir. Bu ayağı da metanojenik safha süreçleri oluşturmaktadır. Bu süreçler ile asidojenik safhada açığa çıkan kolay degrede edilebilir organik asitler hızlı bir şekilde tüketilmekte ve geriye biyodegradasyonu daha zor ve zaman alan organik maddeler kalmaktadır. Anlatılan süreçler; 2 nolu istasyon noktasında yağışlı aylarda ölçülen yüksek KOİ değerlerinin, biyolojik parçalanmaya dirençli bu organik maddelerden kaynaklandığını göstermektedir.

2 nolu istasyon noktasında yağışlı dönemde KOİ değerlerinin artması ve yağışsız döneme göre daha yüksek değerlerin ölçülmesi, seyrelmenin yağışlı aylarda bu istasyon

noktasındaki KOİ değerlerine azaltma yönünde etki etmediğini göstermektedir. Aksine 2 nolu başlangıç istasyon noktasını besleyen atık kısımlarına giren suyun miktarları yukarıda anlatılan süreçlerin en uygun şekilde işlemlerini sağlayacak seviyededir. Bu su miktarı hidroliz, asidojenik ve metanojenik süreçlerin optimum işlemesi için uygunluk göstermekte ve KOİ'nin yağışlı aylarda yüksek değerler almasını sağlamaktadır.

Ayrıca tüm bu süreçlerin (hidroliz, asit oluşum ve metan oluşum safhaları) bahsedilen doğrultuda gelişmesi ve biyolojik parçalanmaya dirençli organik maddelerin yüksek miktarları ile sonuçlanmasında atık yığnında geçerli olan su rejiminin etkisi son derece belirleyicidir. Yağışlı aylarda atık kütlesine giren suyun miktarlarının artması hidroliz ve asit oluşum safhalarının optimum düzeylere ulaşmasını sağlayabilir. Fakat, üçüncü ayak olarak verilen metan oluşum safhasının da gerçekleşebilmesi için kütleye infiltre olan suyun kütle içerisindeki hidrolik bekleme sürelerinin yeterince uzun olması da gerekmektedir. Bu durum; yığın içerisindeki mevcut tercihli su yollarının dışında ek su yollarının açılması, suyun daha geniş atık kısımlarına yayılması ve bu yeni atık kısımlarında bekleme sürelerinin uzaması ile mümkün olabilir. Öyleyse bu atık sahasında yağışlı aylarda atık kütlesine infiltre olan suyun miktarlarının artması, mevcut tercihli su yollarına ek olarak yeni su yollarının açılmasına olanak verdiği ve suyun atık kütlesinin daha geniş kısımlarına yayıldığı daha da netlik kazanmaktadır.

1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarından son istasyon noktalarına doğru KOİ değerleri mesafeye bağlı olarak giderek azalmaktadır. Değerlerdeki azalmada seyrelme en önemli faktördür. En düşük KOİ değerleri tüm ölçüm aylarında 5 ve 6 nolu istasyonda ölçülmüştür. Bu istasyonlarda ölçülen KOİ değerleri birbirine yakın ve zamansal değişim birbiriyle uyumludur.

3.5.7. Alkalinite

Sızıntı suyu istasyon noktaları için belirlenen aylık alkalinite değerleri Tablo 3.13'de ve bu değerlerin zamansal değişimi ise Şekil 3.25'de görülebilir.

Katı atık depo sahalarında dekompozisyon ve çözünme prosesleri nedeniyle sızıntı sularında bikarbonat iyonu konsantrasyonu ve CO₂ basıncı genellikle yüksektir (Christensen vd., 2001). Alkalinite, anaerobik ayrışma için gerekli pH değerinin istenen düzeyin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesini göstermektedir. Yüksek alkalinite sistemin pH dengesini sağlamaktadır. Depolamanın

ardından gelişen ve genellikle kısa süreli olan aerobik dekompozisyon evresinde alkalinite değerleri giderek artar. Anaerobik evrenin gelişmesiyle alkalinite konsantrasyonu azalma eğilimi göstermektedir.

1, 2, 3 ve 4 nolu istasyonlarda en yüksek alkalinite değerleri 2. ölçüm ayında (Ocak-11), 5 ve 6 nolu istasyonda ise 1. ölçüm ayında (Aralık-10) ölçülmüştür. İstasyonlarda ölçülen alkalinite değerleri, bu ölçüm aylarından sonra tüm istasyonlarda giderek azalmış ve en düşük alkalinite değerleri son ölçüm aylarına doğru elde edilmiştir. Alkalinite değerlerinde yağışlı dönemde görülen azalma da seyrelmenin etkili olduğu kesinlikle söylenebilir fakat değerlerdeki azalmanın kurak dönemde de devam etmesi seyrelmenin dışında farklı süreçlerinde etkili olduğunu göstermektedir.

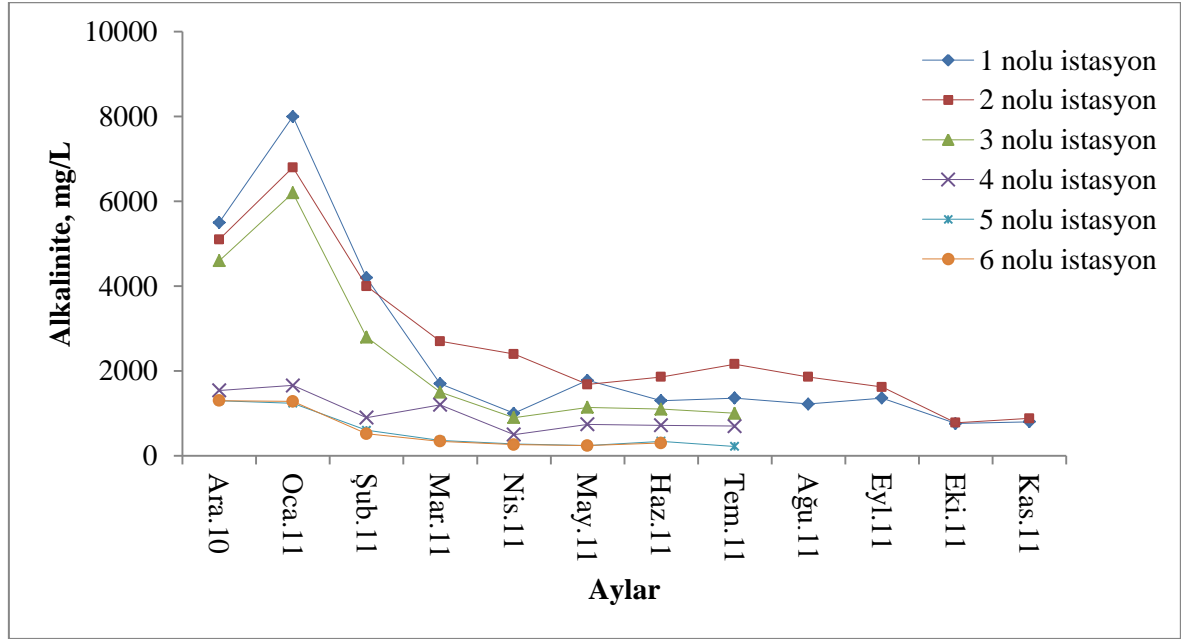
Yağışlı dönemin ardından yağışsız dönemde de alkalinite değerlerinde görülen sürekli azalma, anaerobik evrenin sezon boyunca giderek gelişmesi ve HCO_3^- iyonlarının daha indirgen çevrelerde sürekli tüketilmesi sonucunda gerçekleşebilir. Yağışsız ve sıcak bu aylarda hem atmosferle temas halindeki sızıntı sularında oksijen gazı çözünürlüğünün azalması ve hem de artan mikroorganizma faaliyetleri nedeniyle yağışlı aylara göre daha indirgen koşulların mevcut olması HCO_3^- iyonunun bu mekanizmayla azalmasını mümkün kılmaktadır. Bu dönemde gelişen indirgen çevrede sülfat konsantrasyon değerlerinin azalma eğiliminde olmaması HCO_3^- iyonunun elektron alıcısı olarak öncelikli kullanıldığını ve HCO_3^- iyon konsantrasyonunun yüksekliği elektron alıcısı olarak sülfatın kullanılmasını sezon boyunca ötediğini göstermektedir. Sülfatın yavaş indirgenme kinetiğine sahip olması HCO_3^- iyonunun öncelikli kullanılmasının nedenini açıklamaktadır.

Sızıntı suyunda HCO_3^- iyonunun önemli bir özelliği de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe^{2+} ve Mn^{2+} iyonları ile kompleksler ve çökelekler oluşturmasıdır (Christensen, vd., 2001). Yapılan araştırmalarda çözülmüş kalsiyum iyonlarının (Ca^{2+}), alkalinite değerlerini değiştiren en önemli etkenlerden biri olduğu görülmüştür. Alkalinitenin sürekli azalmasında etkili olan diğer bir sürecin de bahsedilen iyonlarla birlikte HCO_3^- iyonunun kompleksler ve devamında çökelekler oluşturması olduğu üzerinde de durulmaktadır.

1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarından son ölçüm ve gözlem noktalarına doğru alkalinitenin aldığı değerler mesafeye bağlı olarak azalmıştır. Ölçülen en düşük alkalinite değerleri 5. ve 6. istasyon noktalarına aittir ve bu değerler birbiriyle iyi derecede uyumludur.

Tablo 3.13. Sızıntı suyu örneklerinin aylık alkalinite ölçüm değerleri

Sızıntı Suyu Örneklerinin Aylık Alkalinite (mg CaCO ₃ /L) Analiz Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	5500	5100	4600	1540	1300	1300
Ocak (2011)	8000	6800	6200	1660	1240	1280
Şubat (2011)	4200	4000	2800	900	600	520
Mart (2011)	1700	2700	1500	1200	360	340
Nisan (2011)	1000	2400	900	500	280	260
Mayıs (2011)	1780	1680	1140	740	240	240
Haziran (2011)	1300	1860	1100	720	340	300
Temmuz (2011)	1360	2160	1000	700	220	su yok
Ağustos (2011)	1220	1860	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	1360	1620	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	760	780	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	800	880	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	2277,50	1789,67	1990,60	424,77	446,44	476,34



Şekil 3.25. İstasyon noktalarına ait alkalinite değerlerinin zamana bağlı değişimi

3.5.8. Klorür İyonu

Cl⁻ iyonunun istasyon noktalarında aldığı aylık değerler Tablo 3.14’de ve bu değerlerin zamansal değişimini gösterir grafik Şekil 3.26’da verilmiştir.

Cl⁻ kararlı ve korunumlu yapısı nedeni ile bulunduğu ortamlarda pek fazla değişikliğe uğramamaktadır. Bu nedenle, Cl⁻ değerlerinde zamanla ve mesafeye meydana gelen değişimin çalışma sahası atık kütlesi-sızıntı suyu sisteminde gerçekleşen seyrelmeyi yansıtması beklenmektedir.

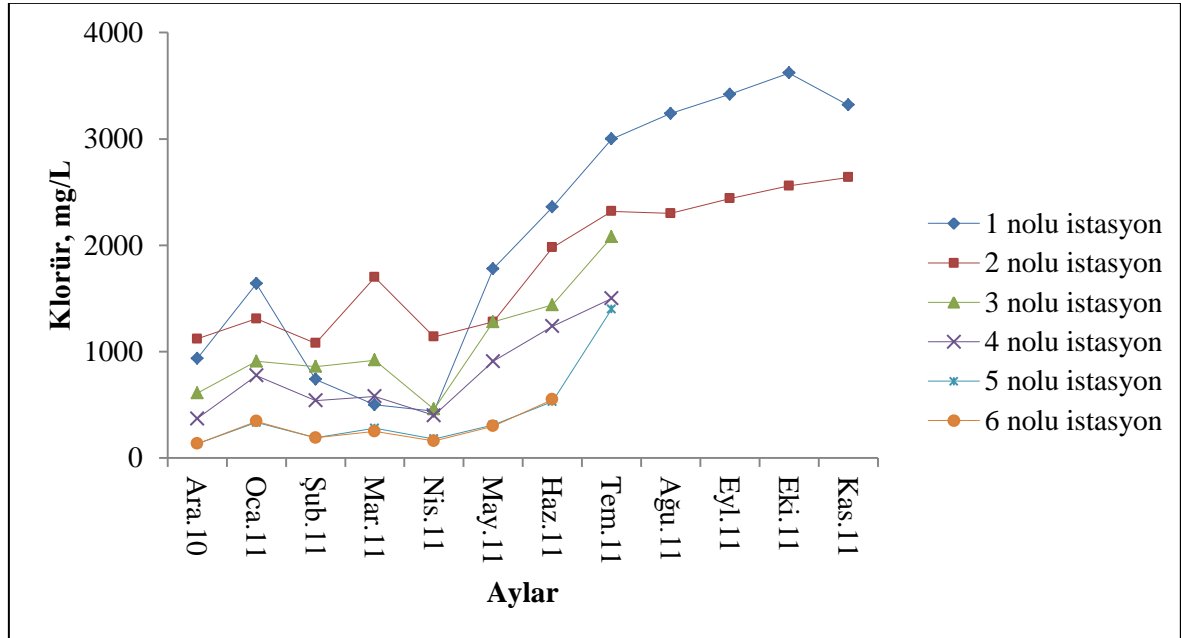
Sızıntı suyunun ölçülen klorür değerleri, Nisan 2011’den itibaren 1’den 6’ya tüm istasyon noktalarında kademeli olarak artmıştır. Nisan 2011’den sonraki dönemde Mayıs ve Kasım ayları dışında (Sırasıyla bu aylarda 78,8 ve 52.7 mm ortalama aylık yağış ölçülmüştür.) yağış önceki aylara (Aralık 2010 ve Ocak, Şubat, Mart 2011) göre oldukça düşüktür. Sızıntı suyu ölçüm istasyonlarında Cl⁻ değerlerinde yağışsız dönem aylarında görülen bu genel artma eğilimi, Cl⁻ iyonunun sızıntı suyu içerisinde konsantre hale geldiğini göstermektedir.

1 nolu başlangıç istasyonunda, Ocak ayı dışında yağışlı aylarda Cl⁻ değerlerinde genel bir azalma eğilimi varken 2 nolu başlangıç istasyonunda ise genel bir azalmadan ziyade değerlerde artma ve azalmalar birlikte görülmektedir. Yağışlı dönemde 1 ve 2 nolu başlangıç istasyonundaki Cl⁻ iyonu değerlerindeki değişim ve 1 nolu istasyonda ölçülen değerlerin 2 nolu istasyon noktasında ölçülen değerlerden Ocak-11 dışında küçük olması, bu dönemde seyrelmenin 1 nolu istasyon noktasında 2 nolu istasyon noktasına kıyasla daha fazla etkili olduğunu göstermektedir. 2 nolu istasyon noktasında özellikle KOİ ve BOİ₅ sonuçlarının değerlendirilmesinden sonra kabul edilen, hidrolik bekleme sürelerinin bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında etkili olduğu görüşü Cl⁻ iyon değerlerinin yağışlı aylardaki dalgalanmalı değişimi ile desteklenmektedir.

1. ve 2. başlangıç noktalarından son noktalara doğru sızıntı suyunun aktığı dere yatağını besleyen çevre kaynak suyu miktarının artması ile mesafeye bağlı olarak dere suyunun debisi giderek artmaktadır. Her bir ölçüm ayı için 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktasından 6 nolu son istasyon noktasına doğru Cl⁻ değerlerinin giderek azalması, artan mesafeye dere suyunun debisinin artmasından kaynaklanmaktadır. Mesafeye bağlı olarak Cl⁻ iyon değerlerinde görülen değişim, seyrelme süreçlerinin başlangıç istasyon noktalarından son noktalara doğru oldukça etkili bir şekilde işlediğini göstermektedir.

Tablo 3.14. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Cl⁻ iyonu ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	934,7	1119,7	609,8	369,9	134	134
Ocak (2011)	1639,5	1309,6	909,7	774,8	334,9	344,9
Şubat (2011)	739,77	1079,67	859,73	539,83	189,94	189,94
Mart (2011)	499,85	1699,5	919,71	579,82	279,91	249,92
Nisan (2011)	439,9	1139,6	459,9	399,9	179,9	160
Mayıs (2011)	1779,5	1279,6	1279,6	909,7	310	300
Haziran (2011)	2359,3	1979,4	1439,6	1239,6	529,8	549,8
Temmuz (2011)	2999,1	2319,3	2079,4	1500	1400	su yok
Ağustos (2011)	3239	2299,3	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	3419	2439,2	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	3619	2559,2	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	3319	2639,2	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	1226,29	615,99	517,68	406,42	414,70	142,60



Şekil 3.26. İstasyon noktalarına ait Cl⁻ değerlerinin zamana bağlı değişimi

3.5.9. Sülfat İyonu

SO_4^{-2} iyonunun istasyon noktalarında aldığı aylık değerler Tablo 3.15’de ve bu değerlerin zamansal değişimini gösteren grafik Şekil 3.27’de verilmiştir.

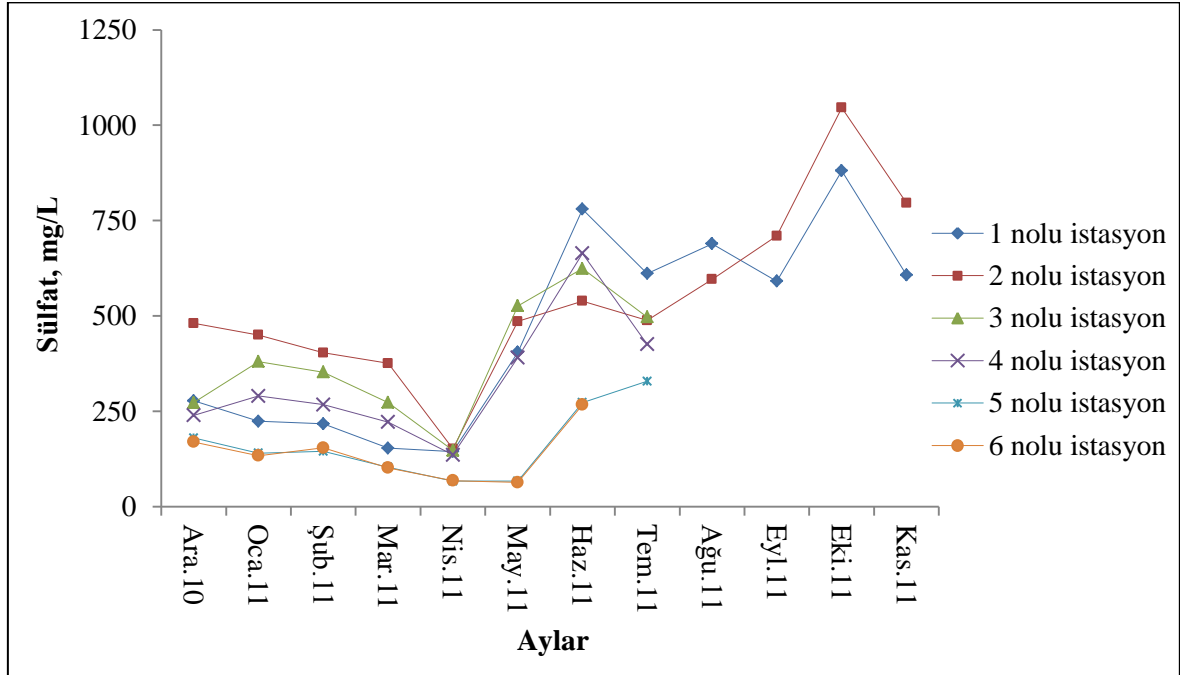
1. ve 2. başlangıç istasyon noktalarında SO_4^{-2} değerleri yağışlı aylarda giderek azalmış ve Nisan 2011’de tüm ölçüm aylarının en düşük SO_4^{-2} değerleri ölçülmüştür. Nisan 2011’den sonraki kurak dönemde ise SO_4^{-2} değerleri artma eğilimindedir ve istasyon noktalarına ait en yüksek değerler Ekim-11’de ölçülmüştür. 1 ve 2 nolu istasyon noktalarında olduğu gibi diğer sızıntı suyu gözlem ve ölçüm noktalarında ölçülen SO_4^{-2} konsantrasyon değerlerinde de yağışlı dönemde genelde bir azalma ve kurak dönemde genelde bir artma eğilimi hakimdir.

Yağışlı dönemde yağmur suları vasıtasıyla atık kütlesi içerisine çözülmüş oksijen girişi olabilmektedir. Böylece atık kütlesi içerisinde daha yükseltgen bir çevrenin oluşma ihtimali artmaktadır. Böyle bir ortamda organik maddenin dekompozisyonu için kullanılacak serbest oksijenin varlığı nedeni ile sülfatın indirgenmesi ve bu nedenle miktarında azalma meydana gelmesi beklenmemektedir. Kurak dönemde ise atık kütlesi içerisine yağmur suları vasıtasıyla serbest oksijen taşınmayacağı için ve çevre sıcaklıklarının artmasıyla mikroorganizma faaliyetlerinin hızlandığı bu dönemde sülfatın organik madde parçalanması esnasında indirgeneceği daha müsait ortamlar oluşmaktadır. Fakat gerçekleştirilen sezonsal ölçümler sonucunda SO_4^{-2} iyonunda görülen değişim yukarıda bahsedilenin aksine yağışlı dönemde azalma ve kurak dönemde artma şeklindedir. Anlatılanlardan, yağışlı dönemde sülfat konsantrasyonlarında gerçekleşen azalmada seyrelmenin çok önemli bir faktör olduğu ve süreci birebir yönlendirdiği anlaşılmaktadır. Seyrelmenin etkisinin azaldığı kurak dönem aylarında ise sülfat iyonlarının sızıntı suyunda konsantre hale gelerek değerlerinin arttığı sonucu ortaya çıkmaktadır.

Sızıntı suyunun sahip olduğu sülfat değerleri, başlangıç noktalarından son noktalara doğru birkaç ölçüm ayı dışında düzenli olarak azalmıştır. Başlangıç istasyon noktaları ile son istasyon noktaları arasında, akış yolu boyunca akış şartları (çalkantılar, çevrintiler ve suyun kimi yüksek yerlerden aşağı düşmesi) sızıntı suyunun atıklardan ilk çıktığı durumundan daha fazla oksijen kazanmasına imkan verebilmektedir. Böylelikle akış yolu boyunca başlangıç noktalarına kıyasla daha yükseltgen koşullar mevcut olabilmekte ve sülfat iyonlarının sülfite indirgenmesi zorlaşmaktadır.

Tablo 3.15. Sızıntı suyu örneklerinin aylık SO_4^{2-} ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	277,7	481	272,8	239,48	180,46	169,96
Ocak (2011)	224,1	450,1	380,6	290,2	140,46	133,8
Şubat (2011)	217,5	403,7	352,9	267,92	145,36	154,58
Mart (2011)	153,7	375,8	273,2	221,9	103,6	102,2
Nisan (2011)	145	152,1	147,6	135,9	67,32	68,4
Mayıs (2011)	404,8	485,7	526,6	391,2	67,4	63,8
Haziran (2011)	780	539,3	624,4	664,3	273,12	267,2
Temmuz (2011)	611,2	488,4	497,3	426	329	su yok
Ağustos (2011)	689,5	596,4	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	591	710	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	880,6	1046	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	607,5	796,2	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	258,88	226,99	156,97	163,75	94,59	70,28



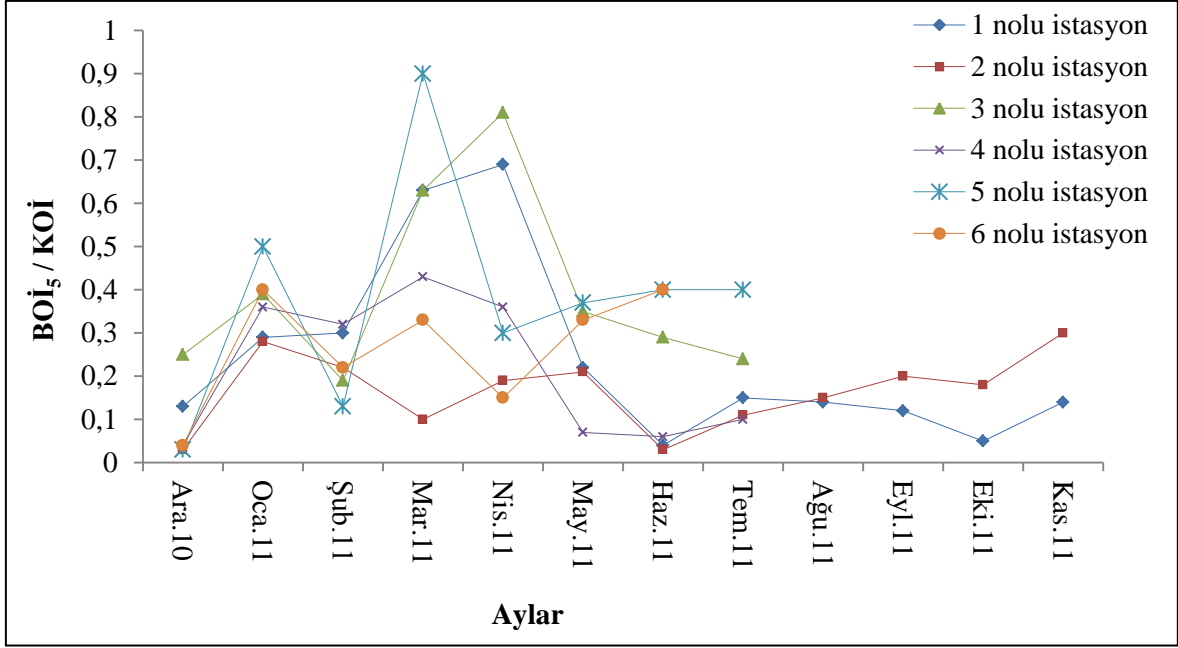
Sülfat konsantrasyonlarındaki azalmada önemli bir paya sahip olan sülfatın sülfide indirgenme süreçlerinin akış yolu boyunca mevcut olabilecek daha yükseltgen çevreler nedeniyle sekteye uğraması, iyonun değerlerinde mesafeye bağlı azalmada en etkin sürecin seyrelme olduğu sonucunu doğurmaktadır.

3.5.10. BOİ₅/KOİ Oranı

BOİ₅/KOİ oranı çoğunlukla sızıntı suyunda bulunan organik maddenin biyodegrede edilebilirliğini ve böylece depolanan atıkların stabilizasyon derecesini belirlemede kullanılan yararlı bir göstergedir (Johansen ve Carlson, 1976). Çalışma sahası sızıntı suyu istasyon noktalarına ait BOİ₅/KOİ oran değerlerinin zamansal değişimi Şekil 3.28’de görülebilir.

BOİ₅/KOİ oranı atık kütlesi içerisinde gelişen farklı biyolojik evrelerde farklı değerler almaktadır. Çalışma sahası istasyon noktalarının BOİ₅/KOİ oranı çoğunlukla düşüktür (< %40) ve asidojenik - metanojenik karışık fazı işaret etmektedir. Metanojenik faz (BOİ₅/KOİ < %20) ve asidojenik faz (BOİ₅/KOİ > %40) ise sınırlı aylarda görülmektedir. Katı atık depolamasının günlük olarak devam ettiği bu sahada taze atıklardan kaynaklı kolay biyodegrede edilebilir organik madde her zaman mevcuttur. Günlük depolanan atık miktarının (asidojenik fazın gelişeceği atıklar), şu ana kadar depo edilen atık miktarından (metanojenik fazın baskın olduğu atık kütlesi) çok küçük olması biyodegrede edilebilir organik maddelerin hızlı bir şekilde tüketilmesine olanak vermekte ve fermantasyon safhaları arasında melezleşmenin oluşmasını sağlamaktadır.

Şekil 3.28’de dikkat çekici olan 1 nolu istasyon noktası için hesaplanan BOİ₅/KOİ oranlarının, son dört ölçüm ayı (Ağustos-11, Eylül-11, Ekim-11 ve Kasım-11) dışında 2 nolu istasyon noktası için hesaplanan değerlerden büyük olmasıdır. Bu durum, 1 nolu istasyon noktasına ait sızıntı suyundaki organik maddelerin 2 nolu istasyon noktasına kıyasla daha fazla biyodegrede edilebilirliğini göstermektedir. Bu sonuç aynı zamanda 2 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında, 1 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarına kıyasla daha ileri düzeylerde metan fermantasyon süreçlerinin gerçekleşiyor olduğuna da işaret etmektedir. Bilindiği gibi metan fermantasyon süreçlerinin ileri düzeylere ulaşmasıyla orantılı olarak biyodegrede edilebilir organik madde miktarları azalmaktadır.



Şekil 3.28. İstasyon noktaları için hesaplanan BOI_5/KOI oran değerlerinin zamana bağlı değişimi

3.5.11. Ortofosfat

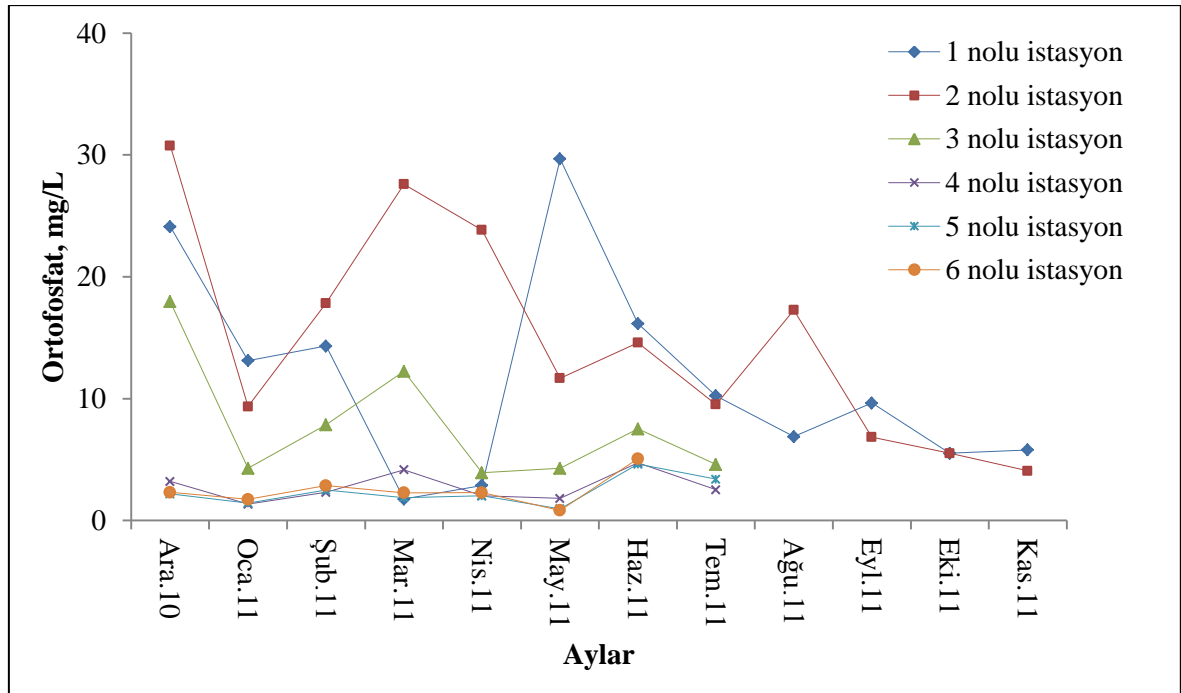
Sızıntı suyu ortofosfat ölçümlerine Aralık 2010 itibari ile başlanılmış ve Kasım 2011 itibari ile de bitirilmiştir. Sızıntı suyu örneklerinin ölçülen ortofosfat değerleri Tablo 3.16’da, analiz sonuçlarının zamana bağlı değişimi ise Şekil 3.29’da verilmiştir.

Ortofosfat değerlerinde görülen artma, çoğunlukla organik fosfor bileşiklerinin hidrolizi ve değerlerde görülen azalma ise çoğunlukla seyrelme ve mikroorganizma asimilasyonu ile ilişkilidir (Erses, vd., 2008). Ortofosfat değerlerinde görülen azalmada etkili olan diğer faktörler ise demir, alüminyum veya kalsiyum iyonlarının katı formları üzerine adsorbsiyon veya organik fosfor bileşikleri şeklinde çökelmedir (Frasconi, vd., 2004).

1 nolu istasyonda ilk ölçüm ayından 5. ölçüm ayına (Nisan-11) kadar ölçülen ortofosfat değerlerinde genel bir azalma eğilimi hakimdir. Aralık ile Ocak ve Şubat ile Mart ayları arasında ortofosfat konsantrasyonlarında görülen düşüşler bir hayli yüksektir. İstasyon noktasında en düşük ortofosfat değeri (1,76 mg/L) Mart-11’de ölçülmüştür. Mayıs 2011’de, Nisan 2011’de ölçülen ortofosfat değerine göre oldukça yüksek bir değer elde edilmiştir. Bu değer (29,68 mg/L), bu istasyon noktasında ölçülen en yüksek değerdir. Mayıs ayından sonraki aylarda ise Eylül ayı dışında ölçülen değerlerin giderek azaldığı görülmektedir.

Tablo 3.16. Sızıntı suyu örneklerinin aylık ortofosfat ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	24,12	30,76	17,96	3,21	2,18	2,31
Ocak (2011)	13,12	9,36	4,28	1,34	1,44	1,74
Şubat (2011)	14,32	17,84	7,86	2,32	2,5	2,86
Mart (2011)	1,76	27,6	12,24	4,16	1,88	2,27
Nisan (2011)	2,88	23,84	3,92	2,03	2,03	2,29
Mayıs (2011)	29,68	11,68	4,28	1,81	0,96	0,83
Haziran (2011)	16,16	14,6	7,52	4,74	4,63	5,07
Temmuz (2011)	10,24	9,52	4,6	2,53	3,39	su yok
Ağustos (2011)	6,88	17,28	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	9,64	6,84	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	5,52	5,52	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	5,8	4,08	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	8,45	8,78	4,97	1,18	1,16	1,31



Şekil 3.29. İstasyon noktalarına ait ortofosfat değerlerinin zamana bağlı değişimi

2 nolu istasyonda en yüksek ortofosfat değeri (30,76 mg/L) ilk ölçüm ayında elde edilmiştir. Birinci ölçüm ayı ile ikinci ölçüm ayı arasında ortofosfat değerlerinde yüksek bir düşüş gerçekleşmiş ve sonraki üç yağışlı ayda (Şubat, Mart ve Nisan 2011) değerler yükselerek ortalama 23 mg/L seviyesine ulaşmıştır. Haziran-11 ve Ağustos-11 dışındaki yağışsız aylarda ise ölçülen ortofosfat değerlerinde genel bir azalma eğilimi vardır. Bu istasyon noktasında en düşük değer (4,08 mg/L) son ölçüm ayında görülmüştür.

Görüldüğü gibi bir ve iki nolu başlangıç noktalarında ölçülen ortofosfat değerlerinin, yağışsız aylardaki (Nisan-11 ile Kasım-11 arası) zamansal değişimi azalma eğilimlidir. Yağışlı aylarda ise iki noktada gözlenen değişim birbiri ile uyumlu değildir. Bu aylarda 1. istasyon noktasında ortofosfat değerlerinde genelde bir azalma eğilimi varken 2. istasyonda ise genelde yüksek değerler alma eğilimi hakimdir.

Yağışlı aylarda atık kütlesi içerisine yağmur suyu vasıtası ile çözülmüş oksijen taşınacağı için ortofosfatın bu aylarda elektron alıcısı olarak kullanılması dolayısıyla bu önemli süreçle değerlerinde azalma beklenmemektedir. Öyleyse 1 nolu istasyon noktasında yağışlı aylarda görülen azalma bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarındaki seyrelmenin yüksek etkinliğinden kaynaklanmaktadır.

KOİ ve ortofosfat değerlerindeki zamansal değişim Aralık 2010 ile Mayıs 2011 arasında iyi derecede benzerlik göstermektedir. Bu durum ortofosfatın organik kaynaklı olduğuna işaret etmektedir. 2 nolu istasyon noktasında yağışlı aylarda görülen yüksek KOİ değerleri bu istasyon noktasında yine yağışlı aylarda ortofosfatın yüksek değerler almasına neden olabilir. Bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında seyrelmenin daha az etkili olması ve suyun bu kısımlardaki bekleme sürelerinin uzun olması ortofosfatın yağışlı aylarda bu istasyon noktasında yüksek değerler almasını kolaylaştırmaktadır.

Yağışsız aylarda (Nisan-11 ile Kasım-11 arası) her iki istasyonda da ortofosfat değerlerinde görülen düşüşler, katı atık kütlesine çevre su girişlerinin olmadığı bu aylarda ortofosfatın sızıntı suyunda yoğunlaşarak değerlerinin artması beklentisine ters düşmektedir. Bu durum ise sızıntı suyu-katı atık sistemlerinde daha indirgen koşulların hakim olduğu yağışsız dönemde ortofosfatın her iki istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında elektron alıcısı olarak tercih edilirliliğinin yağışlı aylara göre arttığının bir göstergesidir.

3.5.12. Amonyum Azotu

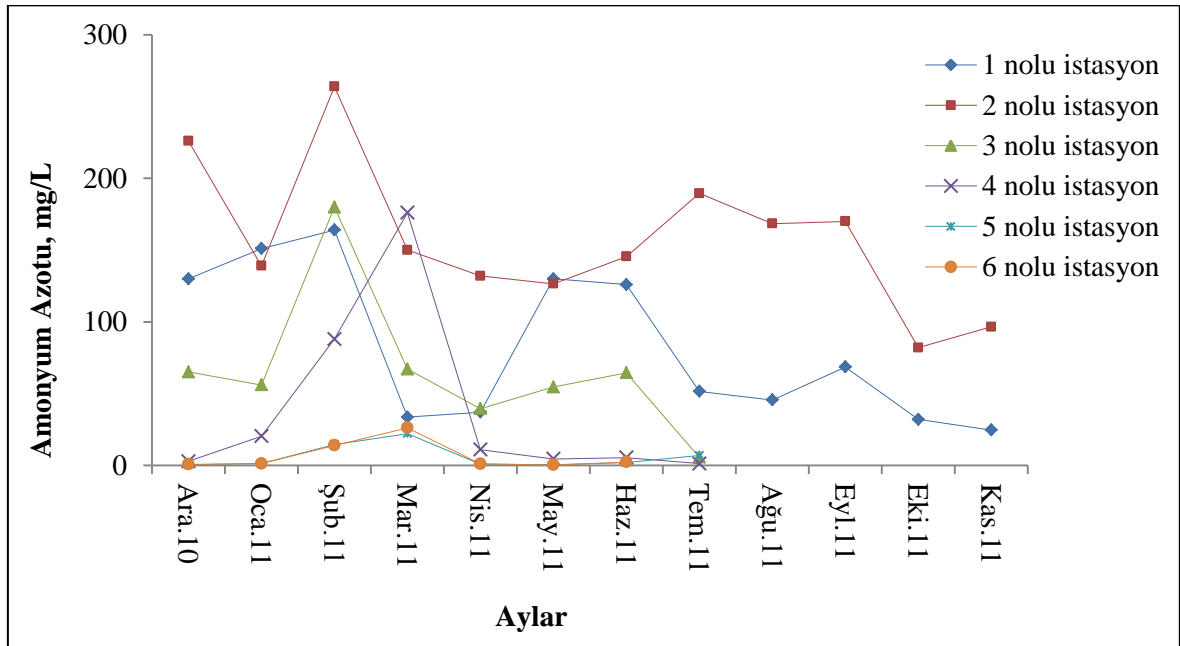
NH_4^+ -N aylık analiz sonuçları Tablo 3.17’de verilmiştir. Sızıntı suyu gözlem ve ölçüm istasyon noktalarında elde edilen NH_4^+ -N değerlerinin bir yıllık (Aralık-10’dan Kasım-11’e) ölçüm sonuçları, NH_4^+ -N değerlerindeki değişimin dalgalanmalı olduğunu göstermektedir (Şekil 3.30). İstasyon noktalarında ölçülen değerlerde genel bir artma ve azalma eğilimi görülmemektedir. NH_4^+ -N değerlerindeki azalma biyolojik nitrojen asimilasyonunun ve artma ise taze atıkların içerdiği azotlu organik maddelerin dekompozisyonunun hızlanması sonucunda gerçekleşebilir. NH_4^+ -N değerlerindeki artışlar (azot oksitlerin amonyuma dönüşmesi yoluyla) sızıntı suyunda indirgen ve azalışlar (amonyumun azot oksitlere dönüşmesi yoluyla) ise sızıntı suyunda yükseltgen ortamın baskın olduğunun belirteci olarak da değerlendirilebilir.

Ocak ve Mayıs ayları haricindeki diğer tüm ölçüm aylarında 2. istasyonda ölçülen NH_4^+ -N değerleri 1. istasyonda ölçülen değerlerden büyüktür. Anaerobik ortamda amonyum azotunun değişime uğramaması ve konsantrasyon değerlerinin giderek artması bilgisinden hareketle 2 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında ileri düzeyde anaerobik koşulların mevcut olduğu anlaşılmaktadır. Bu koşulların bahsedilen atık kısımlarında mevcut olduğu ORP, KOİ ve BOİ₅ sonuçlarında zaten görülmüştü. NH_4^+ -N sonuçlarıyla birlikte 2 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında ileri düzeyde metan fermantasyon süreçlerinin gerçekleşiyor olduğu fikri daha da güçlenmektedir.

1. istasyon noktasında Mart, Temmuz ve Ekim 2011’de ve 2. istasyon noktasında ise Ocak, Mart ve Ekim 2011’de NH_4^+ -N konsantrasyonlarında ani ve yüksek düşüşler görülmektedir. Ocak, Mart ve Temmuz 2011’de ölçülen ortalama aylık yağış değerleri sırasıyla 113,8; 122,7; 5,0 mm’dir. Ekim 2011’de ise yağış görülmemiştir. Yağış verilerinden de görüldüğü gibi sızıntı suyu NH_4^+ -N değerlerinde ani ve yüksek düşüşler yalnızca yağışlı dönemlerde değil kurak dönemlerde de gerçekleşmiştir. Dolayısı ile NH_4^+ -N değerlerindeki düşüşte seyrelmenin haricinde bazı farklı süreçlerinde etkili olduğu anlaşılmaktadır. 1 ve 2 nolu istasyonda belirtilen aylarda daha yükseltgen bir çevrenin hakim olması bu düşüşlere neden olan diğer bir etken olarak değerlendirilebilir. Bunun yanı sıra, amonyum değerlerindeki düşüşlerde bir diğer etken de NH_4^+ -N uçucu amonyak formuna geçmesi olabilir. Fakat sızıntı suyunun ölçülen pH değerleri, tüm ölçüm ayları için bu dönüşümün olması için yeterince yüksek değildir.

Tablo 3.17. Sızıntı suyu örneklerinin $\text{NH}_4\text{-N}$ aylık ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	130	226	65	2,8	0,3	0,6
Ocak (2011)	151	139	56	20,25	1,15	1,15
Şubat (2011)	164	264	180	88	14,5	13,8
Mart (2011)	33,5	150	67	176	22,1	26,1
Nisan (2011)	37	132	39,5	10,9	0,9	0,92
Mayıs (2011)	130	126,5	54,5	4,4	0,28	0,2
Haziran (2011)	126	145,5	64,5	5,35	1,98	2,14
Temmuz (2011)	51,5	189,5	5,5	1,2	6,78	su yok
Ağustos (2011)	45,5	168,5	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	68,5	170	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	32	82	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	24,5	96,5	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	52,79	51,27	50,13	65,54	8,13	9,92



Şekil 3.30. İstasyon noktalarına ait $\text{NH}_4\text{-N}$ değerlerinin zamana bağlı değişimi

Sızıntı suyu en düşük $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değerlerini son noktalarda (5 ve 6 nolu) almıştır. Değerlerde mesafeye bağlı bu azalma daha çok seyrelmeden ileri gelirken amonyumun iyon değişimine olan yüksek ilgisi de değerlerdeki azalmayı sağlayan faktörlerden bir diğeridir. Mesafeye bağlı $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değerlerindeki düşüşte bir diğer etken de sızıntı suyunun çevre suları ile birlikte aktığı dere yatağı boyunca çözünmüş oksijen miktarında meydana gelen artışların aerobik nitrifikasyon bakterileri için uygun ortamlar oluşturmasıdır. Atık kütlelerinde anaerobik safhanın baskın olması nedeni ile 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarında ise $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonlarında oksitlenme yoluyla meydana gelen azalmada, aerobik nitrifikasyon süreçlerinden ziyade anaerobik amonyum oksidasyon süreçlerinin etkili olduğu üzerinde durulmaktadır (Xu vd., 2010).

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ iyonu, organik maddelerin aksine depo yaşının artmasıyla sızıntı suyunda artma eğilimindedir. Bunun sebebi, depo içerisinde kısa sürede baskın hale gelen anaerobik ortamın uzun yıllar boyunca devam etmesi ve bu süreç boyunca amonyumun dönüşüme uğrayamaması veya çok az uğramasıdır. Yapılan çalışmanın süresi (12 ay) amonyumun bu genel artış trendini görmek için yeterli bir süre değildir. Yapılan uzun süreli (birkaç yıllık) çoğu çalışmada amonyumun zamanla gösterdiği genel artış trendleri ortaya koyulmuştur (Ehrig, 1983; Tatsi vd., 2002; Kulikowska ve Klimiuk, 2008). Yapılan çalışmada ise amonyumun sadece sezonsal değişimi görülmektedir. Elde edilen amonyumun sezonsal değişimi, amonyumun genel artış trendini yakalamadan önce sezon içerisinde oldukça değişken değerlere sahip olabileceğini göstermektedir.

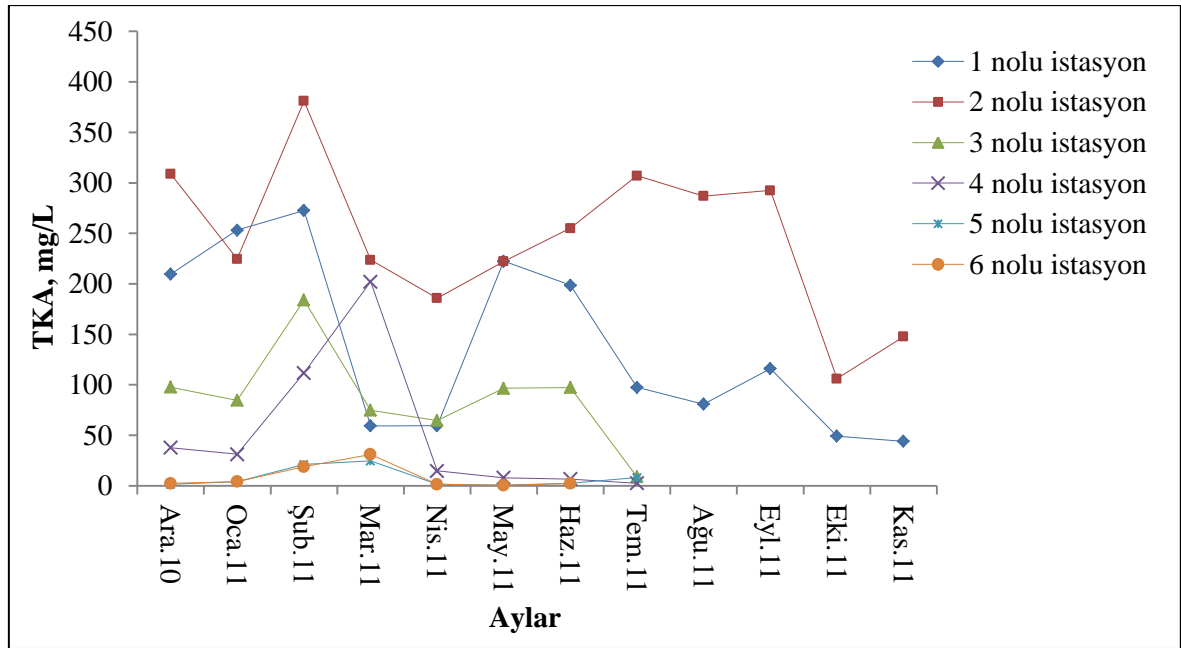
3.5.13. Toplam Kjendal Azotu

Sızıntı suyu içerisinde azotlu bileşikler amonyak azotu, organik azot ve okside olmuş azot formlarında bulunmaktadır. İnorganik azot ve azot bileşikleri sularda çözünmüş gaz halinde, çözünmüş veya asılı organik bileşik ve mineral şeklinde bulunabilir. Sızıntı suyu TKA ölçümlerine Aralık 2010 itibari ile başlanılmıştır. Sızıntı suyu örneklerinin ölçülen TKA değerleri Tablo 3.18'de ve ölçüm sonuçlarının zamana göre değişimi Şekil 3.31'de verilmiştir.

1 nolu istasyonda, en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla Kasım-11 ve Şubat-11, 2 nolu istasyonda ise Ekim-11 ve Şubat-11 aylarında ölçülmüştür. En düşük TKA ölçüm değerleri, bütün ölçüm ayları için 5 ve 6 nolu istasyon noktalarında elde edilmiştir. 5 ve 6 nolu istasyonlarda ölçülen TKA değerleri birbiriyle iyi derecede uyumludur.

Tablo 3.18. Sızıntı suyu örneklerinin aylık TKA ölçüm değerleri

Sızıntı Suyu Örneklerinin Aylık TKA (mg/L) Analiz Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	209,5	308,9	97,7	37,7	1,4	2,3
Ocak (2011)	253,2	224,7	84,6	31,25	4,15	4,15
Şubat (2011)	272,64	381,04	183,92	111,7	21,03	18,84
Mart (2011)	59,26	223,64	74,84	202,13	24,53	31,14
Nisan (2011)	59,4	185,76	64,7	14,82	1,35	1,37
Mayıs (2011)	222,4	222,3	96,5	8	0,62	0,42
Haziran (2011)	198,66	255,1	97,26	6,69	2,32	2,25
Temmuz (2011)	97,42	307,1	8,86	2,46	8,04	su yok
Ağustos (2011)	80,78	286,94	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	116,1	292,4	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	49,08	106,08	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	44,1	147,74	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	86,24	76,40	48,50	70,27	9,50	11,78



Şekil 3.31. İstasyon noktalarına ait TKA değerlerinin zamana bağlı değişimi

TKA ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ grafikleri incelendiğinde tüm istasyon noktalarının TKA değerlerindeki zamansal değişimle, amonyum azotu değerlerindeki zamansal değişimin oldukça benzer olduğu görülmektedir. TKA ve amonyum azotu değerlerinin zamansal değişiminde görülen bu benzerlik, sızıntı suyu TKA konsantrasyonlarının önemli bir kısmını amonyum azotunun oluşturmasından kaynaklanmaktadır.

Organik azotun büyük bir bölümü hidrolize olup amonyum formunda bulunmaktadır. Sızıntı suyu ile ilgili yapılan diğer çalışmalarda (Tatsi ve Zouboulis, 2002) olduğu gibi bu çalışmada da TKA konsantrasyonunun önemli bir kısmını amonyum azotunun oluşturduğu anlaşılmaktadır.

3.5.14. Askıda Katı Madde

Sızıntı suyu örneklerinin ölçülen AKM değerleri Tablo 3.19'da, analiz sonuçlarının zamana bağlı değişimi ise Şekil 3.32'de verilmiştir.

1 nolu istasyon noktasında yağışlı dönem aylarında AKM değerlerinde genelde bir artma veya genelde bir azalma eğilimi görülmemektedir. 2 nolu istasyon noktasında ise ilk üç ölçüm ayında (Aralık-10 ile Şubat-11 arası) değerler giderek azalmaktadır. Bu istasyon noktasında Mart-11 ve Nisan-11'de elde edilen AKM değerleri oldukça yüksektir. Yağışsız dönem aylarında ise 1 nolu istasyon noktasında elde edilen değerlerde dalgalanmalar olmakla birlikte değerler son ölçüm aylarına doğru giderek artmaktadır. 2 nolu istasyon noktasında da benzer durum olduğu gözlenmektedir.

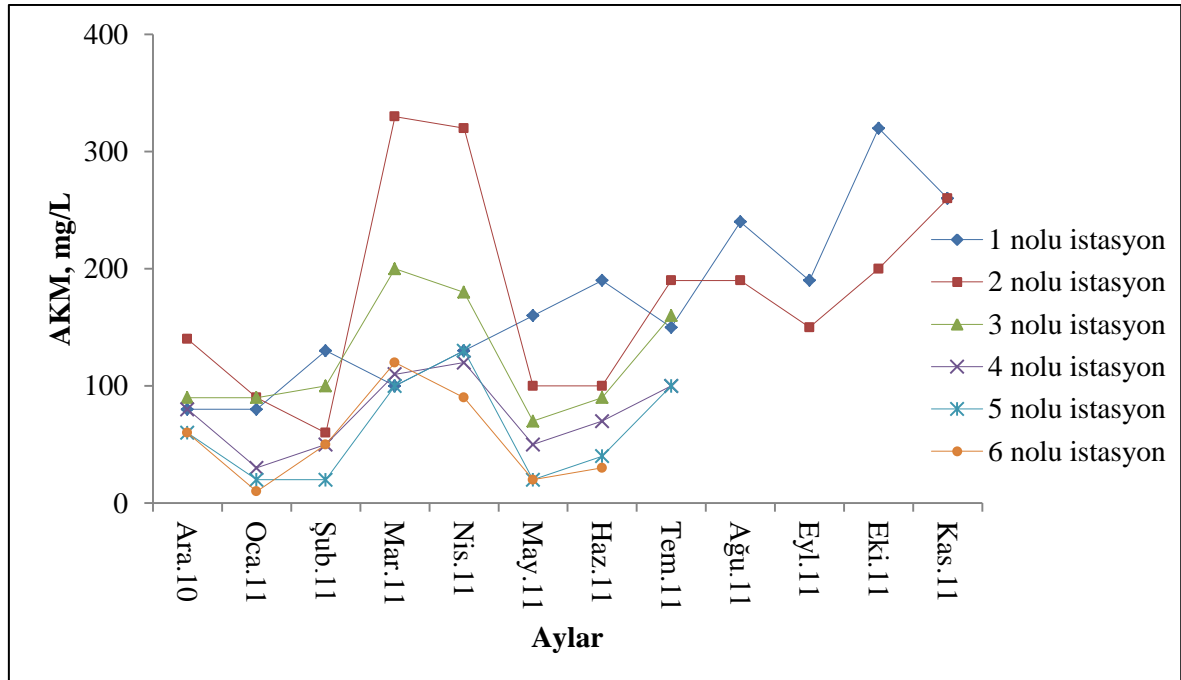
3.5.15. Toplam Katı Madde

Sızıntı suyu örneklerinin ölçülen TKM değerleri Tablo 3.20'de, analiz sonuçlarının zamana bağlı değişimi ise Şekil 3.33'de görülebilir.

Aralık 2010 - Nisan 2011 yağışlı dönemde 1 nolu istasyon noktasında Ocak ayı dışında ve 2 nolu istasyonda ise Ocak ve Mart ayları dışında TKM değerleri azalmaktadır. Nisan 2011'den sonraki kurak dönemde ise konsantrasyon değerleri, ölçüm noktalarında belirgin bir şekilde artmaktadır. 1 nolu istasyon noktasında en yüksek TKM değeri (9030 mg/L) Ağustos 2011'de ve 2 nolu noktada ise en yüksek TKM değeri (7890 mg/L) Ekim 2011'de ölçülmüştür.

Tablo 3.19. Sızıntı suyu örneklerinin aylık AKM ölçüm değerleri

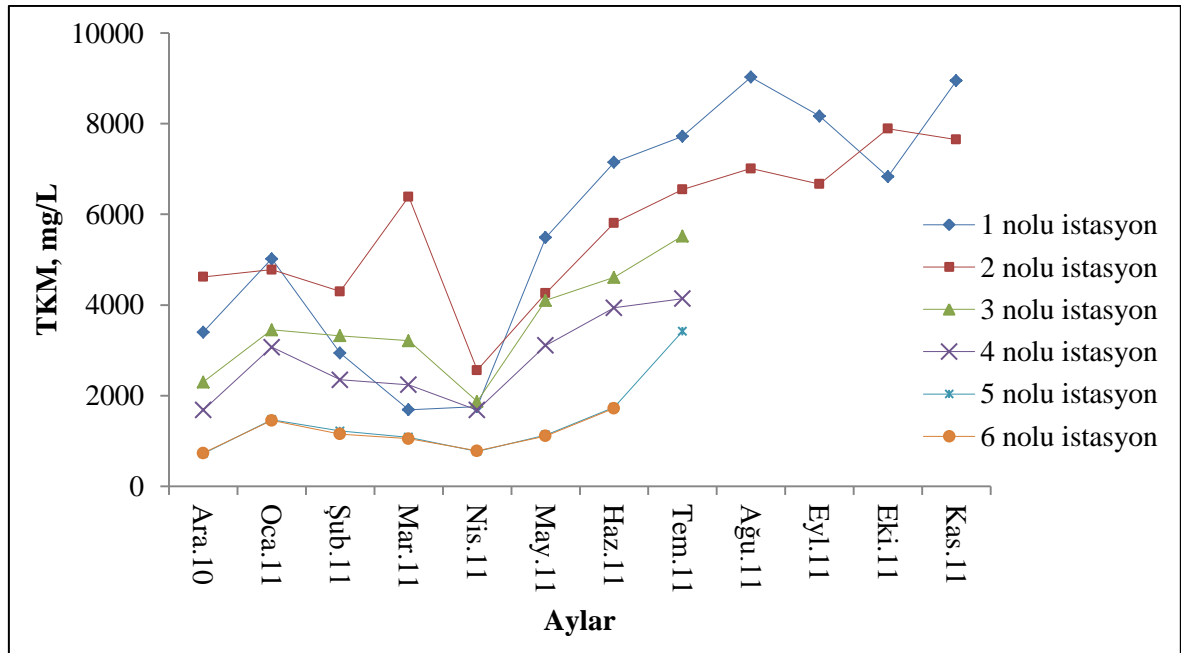
Sızıntı Suyu Örneklerinin Aylık AKM (mg/L) Analiz Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	80	140	90	80	60	60
Ocak (2011)	80	90	90	30	20	10
Şubat (2011)	130	60	100	50	20	50
Mart (2011)	100	330	200	110	100	120
Nisan (2011)	130	320	180	120	130	90
Mayıs (2011)	160	100	70	50	20	20
Haziran (2011)	190	100	90	70	40	30
Temmuz (2011)	150	190	160	100	100	su yok
Ağustos (2011)	240	190	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	190	150	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	320	200	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	260	260	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	74,52	88,84	49,50	32,04	43,57	39,52



Şekil 3.32. İstasyon noktalarına ait AKM değerlerinin zamana bağlı değişimi

Tablo 3.20. Sızıntı suyu örneklerinin aylık TKM ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	3400	4620	2300	1680	720	730
Ocak (2011)	5020	4780	3450	3070	1470	1450
Şubat (2011)	2940	4300	3320	2350	1220	1150
Mart (2011)	1690	6390	3210	2240	1080	1050
Nisan (2011)	1760	2560	1870	1680	770	780
Mayıs (2011)	5490	4260	4100	3110	1130	1110
Haziran (2011)	7150	5810	4610	3940	1740	1720
Temmuz (2011)	7720	6550	5520	4140	3420	su yok
Ağustos (2011)	9030	7010	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	8170	6670	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	6830	7890	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	8950	7650	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	2700,58	1606,00	1187,50	947,52	866,24	351,02



Şekil 3.33. İstasyon noktalarına ait TKM değerlerinin zamana bağlı değişimi

1 ve 2 nolu başlangıç istasyonlarında olduğu gibi 3, 4, 5 ve 6 nolu ölçüm istasyonlarında da en yüksek TKM değerleri son ölçüm aylarında (kurak dönem aylarında) ölçülmüştür. Bu durum bütün sızıntı suyu ölçüm ve gözlem istasyonlarında TKM konsantrasyon değerlerindeki zamansal değişimde yağışın dolayısıyla seyrelmenin etkisinin büyük olduğunu göstermektedir.

1. ve 2. başlangıç sızıntı suyu gözlem ve ölçüm istasyonlarından son istasyon noktalarına doğru ölçülen TKM değerleri mesafeye bağlı olarak azalmaktadır. Bu azalmada seyrelme süreçleri etkin olarak işlemektedir. En düşük TKM değerleri 5 ve 6 nolu istasyon noktalarında elde edilmiş ve elde edilen TKM değerleri birbiriyle iyi derecede uyumludur.

3.5.16. Toplam Uçucu Katı Madde

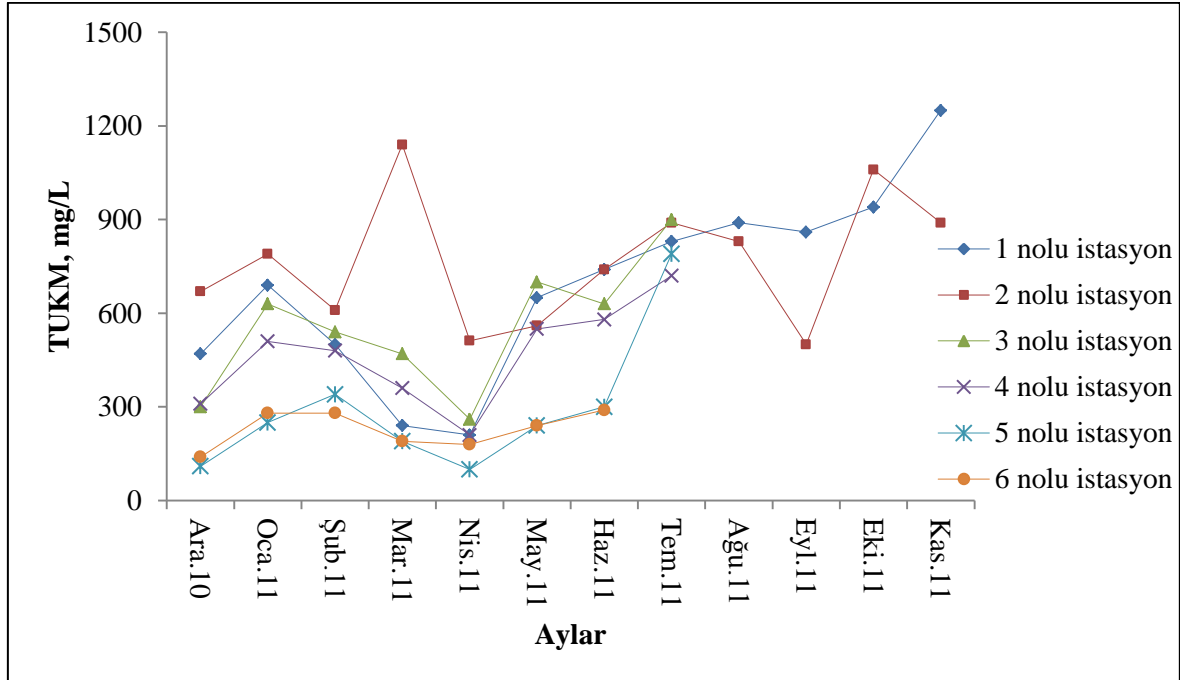
Sızıntı suyu TUKM ölçümlerine Aralık 2010 itibari ile başlanılmıştır. Sızıntı suyu örneklerinin laboratuarda belirlenen TUKM değerleri Tablo 3.21’de görülmektedir. Sızıntı suyu örneklerinin elde edilen TUKM ölçüm sonuçlarının zamansal değişimi ise Şekil 3.34’de verilmiştir.

1 nolu istasyonda en düşük ve en yüksek TUKM değerleri sırasıyla Nisan-11 ve Kasım-11’de, 2 nolu istasyon noktasında ise Eylül-11 ve Mart-11’de elde edilmiştir. Yağışlı dönem aylarında 1 nolu istasyon noktasında azalma eğilimi hakimken, 2 nolu istasyon noktasında yüksek değerler alma eğilimi de hakimdir. Yağışlı aylarda 1 nolu istasyon noktası değerlerinde görülen azalma, istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında etkili olan seyrelme süreçleri nedeniyledir. 2 nolu istasyon noktasında görülen yüksek değerler alma eğilimi ise bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarının hidrolik özelliklerinden ve seyrelmenin düşük etkinliğinden kaynaklanmaktadır.

Yağışsız dönem aylarında, 1 nolu istasyon noktasında Ağustos-11 ile Eylül-11 arasında TUKM değerlerinde gerçekleşen azalma dışında değerlerin son ölçüm aylarına doğru giderek arttığı görülmektedir. Aynı dönemde 2 nolu istasyon noktasında ise Temmuz-11 ile Eylül-11 ve Ekim-11 ile Kasım-11 arasında gerçekleşen azalmanın dışında değerlerde genelde artma eğiliminin olduğu görülmektedir. Yağışsız dönemde her iki başlangıç istasyon noktalarında ölçülen yüksek değerler, seyrelme süreçlerinin etkililik derecesinin kurak dönem aylarında giderek azalmasından kaynaklanmaktadır.

Tablo 3.21. Sızıntı suyu örneklerinin aylık TUKM ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	470	670	300	310	110	140
Ocak (2011)	690	790	630	510	250	280
Şubat (2011)	500	610	540	480	340	280
Mart (2011)	240	1140	470	360	190	190
Nisan (2011)	210	512	260	210	100	180
Mayıs (2011)	650	560	700	550	240	240
Haziran (2011)	740	740	630	580	300	290
Temmuz (2011)	830	890	900	720	790	su yok
Ağustos (2011)	890	830	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	860	500	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	940	1060	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	1250	890	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	299,41	207,52	210,71	163,79	218,83	59,00



Şekil 3.34. İstasyon noktalarına ait TUKM değerlerinin zamana bağlı değişimi

TUKM değerleri 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarından 5 ve 6 nolu son istasyon noktalarına doğru mesafeye bağlı olarak giderek azalmıştır. Mesafeye bağlı azalmada etkili olan sũreç seyrelmedir. En dũřuk TUKM ۆlçũm değerleri, bũtũn ۆlçũm ayları için 5 ve 6 nolu istasyonlarda elde edilmiştir.

3.5.17. Sodyum İyonu

Her bir istasyon noktası için elde edilen aylık Na⁺ değerleri Tablo 3.22’de ve değerlerin zamansal değişimi ise Şekil 3.35’de gۆrũlebilir.

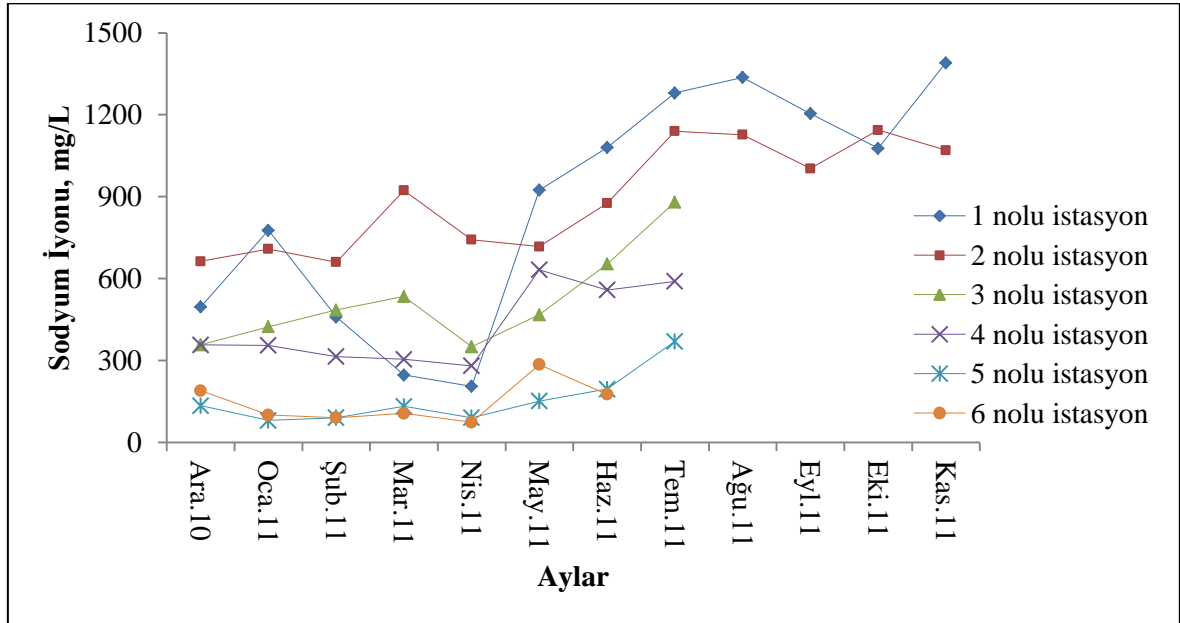
Katı atık depo sahalarında sadece birinci oksidasyon seviyesinde bulunan sodyum, ۆnemli derecede okelek oluşturamamaktadır (Erses, vd., 2008). Bunun nedeni, iyonun kompleksleşme reaksiyonlarına yatkınlığının çok yũksek olmamasıdır. Na⁺ iyonu, bu korunumlu ۆzellięinden ۆtũrũ klorũr iyonunda olduğu gibi seyrelmenin etkilerini belirlemede kullanılabilmektedir. Çalışma sahasında 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarında ۆlçũlen Na⁺ iyonu konsantrasyonlarının zamansal değişimi aynı istasyon noktalarında ۆlçũlen Cl⁻ iyonunun değişimi ile oldukça benzerdir. Bu sonuç, sodyum iyonunun katı atık–sızıntı suyu sistemlerinde korunumlu gۆsterge olarak kullanılabilişliğini doğrulamaktadır.

1 nolu istasyonda ۆlçũlen Na⁺ değerlerinin, ilk ۆlçũm ayından Nisan-11’e kadar ki zamansal değişimi, Ocak-11 dışında azalma yۆnũndedir. İstasyon noktasında en dũřuk Na⁺ değeri (205 mg/L) Nisan-11’de ۆlçũlmũřtũr. Nisan-11’den sonraki aylarda ۆlçũlen değerler giderek yũkselmiř ve en yũksek değer (1390 mg/L) son ۆlçũm ayı (Kasım-11)’nda elde edilmiştir.

2 nolu istasyonda sodyum iyonunun; Aralık-10 ile Nisan-11 arası yağışlı dۆnemde ۆlçũlen değerleri, Mayıs-11 ile Kasım-11 arası yağışsız dۆnemde ۆlçũlen değerlere kıyasla daha dũřuktur. 2. istasyon noktasında, yağışlı dۆnemde Ocak ve Mart aylarında Na⁺ değerlerinde gۆrũlen dalgalanmalar nedeni ile 1. istasyon noktasında olduğu gibi iyonunun değerlerinde genel bir azalma eğilimi gۆrũlmemektedir. Kurak dۆnemde ise Na⁺ değerlerinde genel bir artma eğilimi hakimdir. Bu istasyon noktasında, en dũřuk Na⁺ değeri (660 mg/L) Şubat-11’de ve en yũksek Na⁺ değeri (1144 mg/L) ise Ekim-11’de ۆlçũlmũřtũr.

Tablo 3.22. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Na⁺ ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	496	663	357	357	134	189
Ocak (2011)	777	708	423	355	80	100
Şubat (2011)	459	660	485	314	90	90
Mart (2011)	247	923	534	304	132	106
Nisan (2011)	205	742	350	280	90	73
Mayıs (2011)	924	717	467	632	151	285
Haziran (2011)	1080	876	653	558	195	176
Temmuz (2011)	1280	1140	880	590	370	su yok
Ağustos (2011)	1337	1127	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	1204	1003	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	1077	1144	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	1390	1070	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	427,01	195,01	175,82	144,05	94,78	75,6



Şekil 3.35. İstasyon noktalarına ait Na⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi

1. istasyon noktasında yağışlı aylarda Na⁺ iyon değerlerinin giderek azalması, Aralık 2010 ile Nisan 2011 yağışlı dönemde bu istasyon noktasında seyrelmenin etkili olduğunu ve etkililik derecesinin yağışlı ayların sonuna doğru giderek arttığını göstermektedir. Kurak dönemde giderek artan Na⁺ değerleri ise seyrelmenin etkisinin kurak dönemin son aylarına doğru gittikçe azaldığını göstermektedir.

2 nolu istasyonda, yağışlı dönem aylarında Na⁺ iyonu değerlerinde görülen dalgalanmalar seyrelmenin bu istasyon noktasında o derece etkili olmadığına işaret etmektedir. Kurak dönemde Na⁺ değerlerinin ilerleyen aylarla birlikte giderek artması ise seyrelmenin etkisinin bu istasyon noktasında son aylara doğru kademe kademe azaldığına işaret etmektedir.

Ayrıca, 1 ve 2 nolu istasyon noktasında TKM değerlerindeki değişimle Na⁺ iyonu değerlerindeki değişimin oldukça benzer olduğu görülmektedir. Değerlerin değişimindeki bu benzerlik Na⁺ iyonunun önemli bir kısmının katı formda olduğunu ve sürekli çözünerek sıvı faza geçtiğini göstermektedir.

3.5.18. Potasyum İyonu

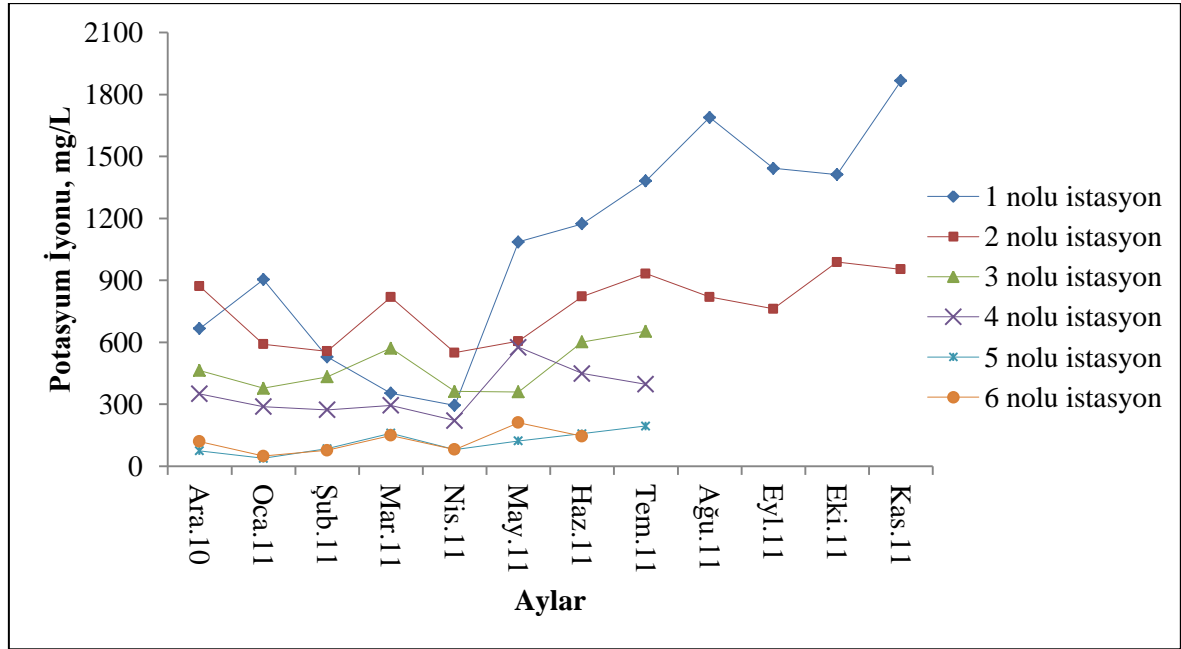
K⁺ aylık analiz sonuçları Tablo 3.23’de ve aylık değerlerin zamansal değişimini gösteren grafik Şekil 3.36’da verilmiştir.

1 nolu istasyon noktasında ölçülen K⁺ iyon değerleri ikinci ölçüm ayı dışında Aralık-10 ile Nisan-11 yağışlı dönemde azalma eğilimindedir. İstasyonda en düşük K⁺ değeri (295 mg/L) Nisan-11’de ölçülmüştür. Sonraki yağışsız dönem aylarında ise K⁺ değerleri giderek artmış ve istasyon noktasının en yüksek değeri (1867 mg/L) Kasım-11’de elde edilmiştir. 2 nolu istasyonda ise K⁺ iyonu değerleri, 4. ölçüm ayı dışında (Mart-11) Aralık-10 ile Nisan-11 yağışlı dönemde azalma eğilimindedir. İstasyon noktasında en düşük değer (550 mg/L) Nisan-11’de elde edilmiştir. Sonraki yağışsız dönemde ise değerler genelde artma eğilimindedir. Bu istasyonda en yüksek K⁺ iyonu değeri (989 mg/L) Ekim-11’de ölçülmüştür.

1 ve 2 nolu istasyon noktalarında ölçülen K⁺ iyon değerlerinin zamanla gösterdiği değişim, aynı istasyon noktalarında ölçülen Na⁺ ve Cl⁻ iyon değerlerinin zamanla gösterdikleri değişimle iyi derecede uyumludur. Bu sonuç K⁺ iyonunun, sodyum ve klorür gibi katı atık – sızıntı suyu sistemlerinde korunumlu olduğunu ve seyrelmenin belirteci olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

Tablo 3.23. Sızıntı suyu örneklerinin aylık K⁺ ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	667	872	464	351	75	120
Ocak (2011)	904	591	378	289	38	49
Şubat (2011)	530	557	433	273	85	77
Mart (2011)	354	819	572	295	160	149
Nisan (2011)	295	550	362	221	81	81
Mayıs (2011)	1086	606	360	576	123	211
Haziran (2011)	1174	822	602	449	158	145
Temmuz (2011)	1382	933	654	397	195	su yok
Ağustos (2011)	1689	820	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	1443	762	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	1413	989	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	1867	954	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	520,34	159,28	116,37	114,69	53,35	55



Şekil 3.36. İstasyon noktalarına ait K⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi

3.5.19. Kalsiyum İyonu

Ca^{2+} 'nın katyon değişim yüzeylerine olan ilgisi yüksektir. Bununla birlikte Ca^{2+} iyonunun çözülmüş organik madde ve HCO_3^- iyonu ile kompleks oluşturma ve çözünme/çökelme reaksiyonlarına olan ilgisi de yüksektir. Çalışma sahası istasyon noktalarına ait aylık Ca^{2+} iyon değerleri Tablo 3.24'de ve değerlerin zamansal değişimi ise Şekil 3.37'de görülebilir.

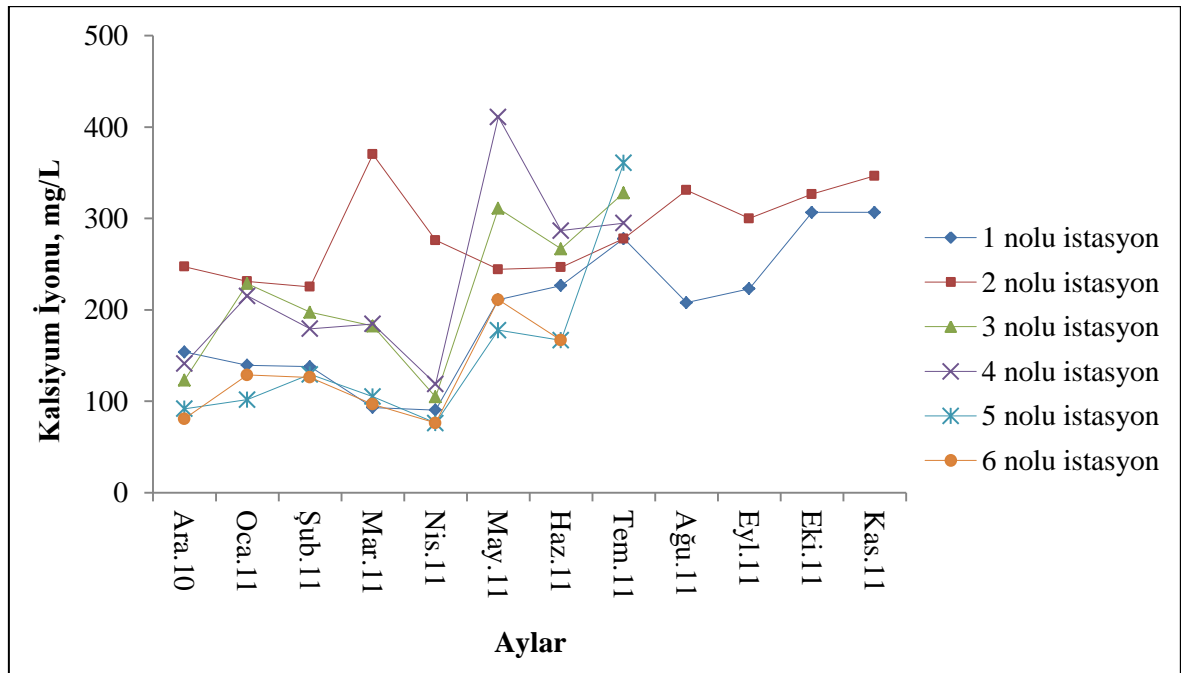
1 nolu istasyon noktasında yağışlı aylarda ölçülen Ca^{2+} iyon değerleri giderek azalmakta ve yağışsız aylarda ise artmaktadır. Ca^{2+} iyonu en küçük değerini (90,5 mg/L) Nisan 2011 ve en büyük değerini (306,7 mg/L) ise Ekim ve Kasım 2011'de almıştır. 2 nolu istasyon noktasında ise yağışlı dönemde Ca^{2+} iyon konsantrasyonları Mart ayı dışında azalma ve yağışsız dönemde (Mayıs ayından itibaren) Eylül ayı dışında ise giderek artmaktadır. İstasyon noktasında en yüksek değer (370,3 mg/L) Mart 2011'de ve en düşük değer (225,2 mg/L) ise Şubat 2011'de ölçülmüştür. 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarına ait Ca^{2+} iyon değerlerinin zamansal değişiminden, seyrelmenin iyonun değerlerindeki değişiminde etkili olduğu fakat değişimi tek başına yönlendirmediği anlaşılmaktadır.

1. istasyon noktasında ölçülen Ca^{2+} iyon değerleri Temmuz ayı dışındaki aylarda 2. istasyon noktasında ölçülen değerlerden küçüktür. Bu durum, seyrelmenin 1 nolu istasyon noktasındaki etkililik derecesinin 2 nolu istasyon noktasından daha yüksek olmasından kaynaklanabilir. Seyrelmenin etkililik derecesinin daha düşük olduğu önceden belirlenen 2 nolu istasyon noktasında, yağışlı aylarda ölçülen yüksek Ca^{2+} iyon değerlerine farklı süreçlerin de katkısının olup olmadığı düşünöldüğünde katı atık-sızıntı suyu sistemlerinde etkili olan önemli bir süreçten bahsetmek için iyi bir fırsat yakalanmış olur.

Bu süreç kompleksleşme süreçleridir. 2 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında organik madde konsantrasyonlarının yağışlı aylarda yüksek değerler aldığı KOİ sonuçlarında açıkça görölmüştü. Bu atık kısımlarında yüksek organik içeriğinin göröldüğü aylar, Ca^{2+} iyonuyla organik maddelerin kompleksler oluşturma için iyi bir çevre sunmaktadır. Bu uygun çevrede oluşan kompleksler sızıntı suyunda çoğunlukla çözünme eğilimlidir ve böylelikle süreç sızıntı suyu içerisinde bol miktarda çözülmüş Ca^{2+} iyonları ile sonuçlanmaktadır. Dolayısıyla 2 nolu istasyonda yağışlı aylarda ölçülen yüksek Ca^{2+} iyon değerlerinin, seyrelmenin düşük etkililik derecesine ilaveten kompleksleşme süreçlerinden de kaynaklandığı üzerinde durulmaktadır.

Tablo 3.24. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Ca^{2+} ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	154	247,4	123	141,2	91,8	80,8
Ocak (2011)	139,5	231,25	228,75	215,25	101,75	128,75
Şubat (2011)	137,9	225,2	197,5	179,4	129,4	126,2
Mart (2011)	93,2	370,3	182,3	184,7	105,2	96,8
Nisan (2011)	90,5	276,2	104,8	119	76,2	76,2
Mayıs (2011)	211,1	244,4	311,1	411,1	177,8	211,1
Haziran (2011)	226,7	246,7	266,7	286,7	166,7	166,7
Temmuz (2011)	278	278	328	295	361	su yok
Ağustos (2011)	208	331	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	223,1	300	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	306,7	326,7	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	306,7	346,7	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	75,84	48,88	81,76	96,55	91,93	48,78



Şekil 3.37. İstasyon noktalarına ait Ca^{2+} değerlerinin zamana bağlı değişimi

3.5.20. Magnezyum İyonu

İstasyon noktalarında alınan sızıntı suyu örneklerinin laboratuvarında ölçülen Mg^{2+} iyon değerleri Tablo 3.25’de ve değerlerdeki zamansal değişimi gösteren grafik ise Şekil 3.38’de verilmiştir.

1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarına ait Mg^{2+} değerlerinin zamanla değişimi inişli çıkışlıdır. Her iki istasyon noktasında da en düşük değerler ilk ölçüm ayında elde edilmiştir. En yüksek değerler ise 1 nolu istasyonda Ekim-11 ve 2 nolu istasyonda ise Temmuz-11’de elde edilmiştir. Yağışlı dönemde her iki istasyon noktasında Aralık-10 ile Ocak-11 arasında Mg^{2+} değerlerinde görülen artıştan sonra Ocak-11 ile Mart-11 arasında değerlerde düşüşlerin olduğu görülmektedir. Yağışsız dönem aylarında ise ölçülen Mg^{2+} değerlerinde ağırlıklı olarak dalgalanmaların olduğu göze çarpmaktadır. 2 nolu istasyon noktasında Mayıs-11 ile Temmuz-11 arasında ölçüm değerlerindeki artış ve Temmuz-11 ile Ağustos-11 arasında değerlerdeki düşüş dikkate değerdir. 1 ve 2 nolu başlangıç istasyonları için sırasıyla son 4 ve son 3 ölçüm ayında elde edilen Mg^{2+} değerleri diğer ölçüm aylarına kıyasla yüksek ve birbirine yakın değerlerdir.

Ölçüm aylarının çoğunda 2 nolu istasyon noktasında, 1 nolu istasyon noktasına kıyasla daha yüksek değerlerin ölçülmesi ve özellikle Haziran-11 ve Temmuz-11’de görülen pik değerler istasyon noktasını besleyen atık kısımlarına giriş yapan çevre suyu miktarlarının iyonun yüksek değerler alması için uygunluk gösterdiğine işaret etmektedir. Seyrelmenin pek etkili olamadığı ve hidrolik süreçlerin ise istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında sızıntı suyunun karakteristik özellikler kazanmasında oldukça etkili olduğu 2 nolu istasyon noktasında ölçülen daha yüksek Mg^{2+} iyon değerleri yine bu süreçlerle açıklanabilir.

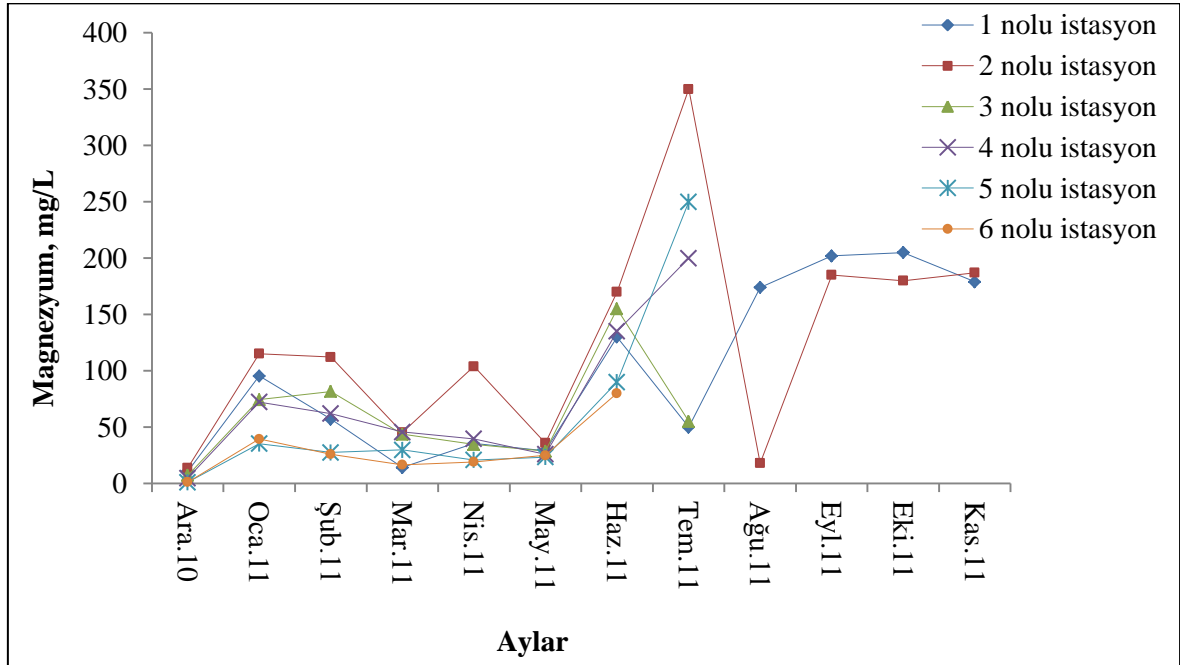
3.5.21. Demir İyonu

Sızıntı suyu örneklerinin ölçülen Fe^{2+} iyon değerleri Tablo 3.26’da ve değerlerdeki zamansal değişim ise Şekil 3.39’da verilmiştir.

Anaerobik koşulların hüküm sürdüğü ve pH aralığının 6-8 arasında değiştiği sularda, demir ve mangan iyonlarından baskın olan türler Fe^{2+} ve Mn^{2+} iyonlarıdır. Sülfürlerin varlığında FeS_2 baskındır ve metallerin ve CO_2 türlerinin yüksek konsantrasyonlarında hem $FeCO_3$ ve hem de $MnCO_3$ oluşabilir.

Tablo 3.25. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Mg^{2+} ölçüm değerleri

Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	10,7	13,9	7,2	4,8	1,1	1,2
Ocak (2011)	95,4	115,1	74,4	72,3	35,3	39,4
Şubat (2011)	57,1	112,2	81,7	62	27,5	25,9
Mart (2011)	14,2	45,3	43,7	45,7	29,8	16,5
Nisan (2011)	35,5	103,9	34,6	39,6	20,8	19,1
Mayıs (2011)	29,1	35,9	28,6	25,9	23,4	24,9
Haziran (2011)	130	170	155	135	90	80
Temmuz (2011)	50	350	55	200	250	su yok
Ağustos (2011)	174	18	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	202	185	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	205	180	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	179	187	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	68,85	102,68	45,38	64,17	81,00	25,03



Şekil 3.38. İstasyon noktalarına ait Mg^{2+} değerlerinin zamana bağlı değişimi

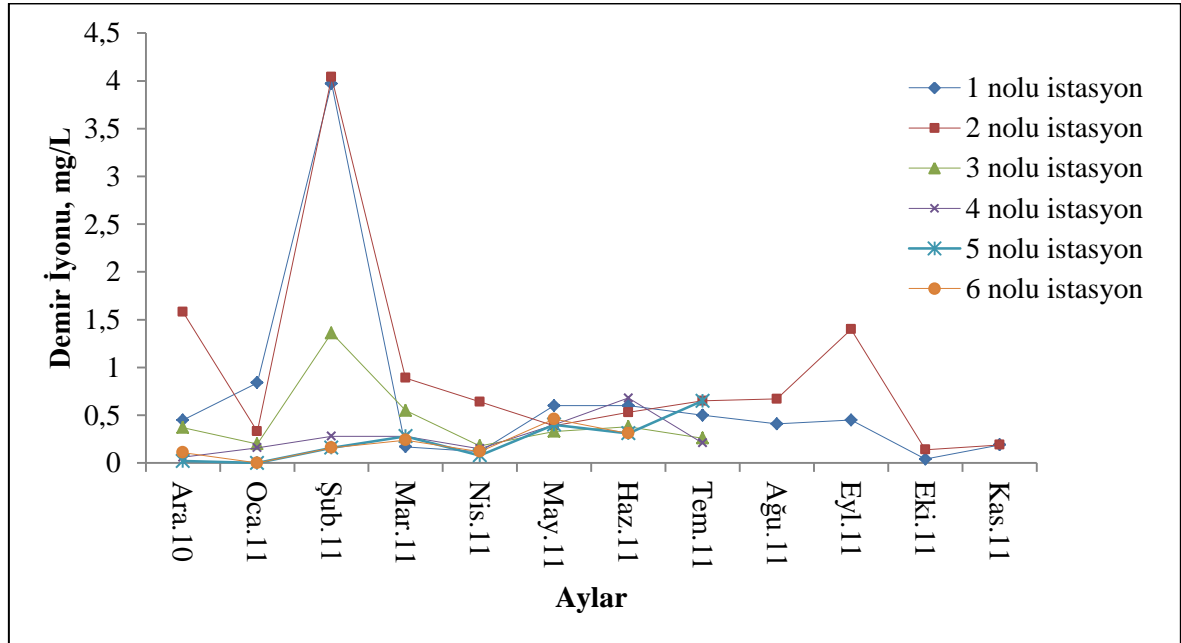
Yüksek ORP değerlerinde ise demirin ve manganın oksit ve hidroksitleri baskın duruma gelir. Demir iyonunun bahsedilen sülfür, karbonat, oksit ve hidroksitli bileşikleri çökelekler oluşturarak sıvı fazda demir konsantrasyonunun azalmasına neden olur. Demir iyonunun (Fe^{2+}) sıvı fazda azalmasına sebep olan diğer bir süreçte, Fe^{2+} iyonu ile organik asit kolloidlerinin floklar oluşturmasıdır (Baedeker ve Back, 1979).

1 ve 2 nolu istasyonda Şubat 2011'de ölçülen Fe^{2+} değerleri bu istasyon noktalarının dikkate değer pik değerleridir. Seyrelmenin etkisinin yüksek olduğu bu ayda istasyon noktalarında oluşan pik değerleri; demir oksit-hidroksitlerinin, karbonatlarının veya sülfür bileşiklerinin daha indirgen bir çevrede çözünmesinden ve bu sayede sıvı fazda çözünmüş Fe^{2+} iyon konsantrasyonunun artmasından ileri gelebilir. Şubat-11'de aynı istasyonlarda, tüm ölçüm aylarının en yüksek amonyum değerleri de ölçülmüştür. Amonyum konsantrasyonlarının da en büyük değeri aldığı (NO_3^- ve NO_2^- iyonlarının NH_4^+ iyonuna indirgenmesi yoluyla) bu ayda sızıntı suyunda daha indirgen bir çevrenin baskın olduğu ihtimali güçlenmektedir. 1 ve 2 nolu istasyonda Şubat-11'de alkalinite değerlerinde yüksek bir düşüş görülmektedir. Bir önceki ayda (Ocak 2011) her iki noktanın aldığı alkalinite değerleri pik değerlerdir. Alkalinite değerlerinde Şubat ayında görülen bu yüksek ve ani düşüş (HCO_3^- 'ün indirgenmesi yoluyla) Ocak ve Şubat ayları arasında sızıntı suyunda daha indirgen koşulların mevcut olduğu ve bu vesileyle sıvı fazda çözünmüş Fe^{2+} iyonlarının pik konsantrasyon değerlerine ulaştığı görüşü daha da güçlenmektedir.

1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarında Fe^{2+} konsantrasyonlarında Eylül-11 ve Ekim-11 arasında yüksek düşüşler gerçekleşmiş ve her iki istasyon noktasında da ölçülen en küçük değerler Ekim 2011'e aittir. Bu istasyon noktalarında yağışsız dönemin farklı aylarında bu düzeyde olmasa da Fe^{2+} iyon değerlerinde düşüşlerin olduğu görülmektedir. Seyrelmenin etkisinin giderek azaldığı yağışsız aylarda bu düşüşlerde, sızıntı suyunda hakim olabilecek daha yükseltgen bir çevrenin etkisi üzerinde durulmaktadır. Şöyle ki, Eylül ve Ekim ayları arasında amonyum değerlerinde görülen düşüşler (NH_4^+ iyonunun NO_2^- iyonuna yükseltgenmesi yoluyla) ve sülfat değerlerinin ulaştığı pik değerler (SO_3^{2-} iyonunun SO_4^{2-} iyonuna yükseltgenmesi yoluyla) bu aylar arasında 1 ve 2 nolu istasyon noktalarında diğer aylara kıyasla daha yükseltgen bir çevrenin mevcut olabileceğini göstermektedir. Daha yükseltgen çevrede, çözünmüş Fe^{2+} iyonlarının karbonat ve oksihidroksi bileşikleri formlarına dönüşerek sıvı ortamdan uzaklaşmaları mümkün görünmektedir.

Tablo 3.26. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Fe²⁺ ölçüm değerleri (ö.a: analizde kullanılan cihazın ölçüm aralığı).

Sızıntı Suyu Örneklerinin Aylık Fe ²⁺ (mg/L) Ölçüm Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	0,45	1,58	0,37	0,06	0,02	0,11
Ocak (2011)	0,84	0,33	0,2	0,16	< ö.a	< ö.a
Şubat (2011)	3,97	4,04	1,36	0,28	0,16	0,16
Mart (2011)	0,17	0,89	0,55	0,28	0,28	0,24
Nisan (2011)	0,12	0,64	0,18	0,15	0,08	0,12
Mayıs (2011)	0,6	0,39	0,33	0,4	0,4	0,46
Haziran (2011)	0,6	0,53	0,38	0,68	0,31	0,31
Temmuz (2011)	0,5	0,65	0,26	0,21	0,65	su yok
Ağustos (2011)	0,41	0,67	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	0,45	1,4	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	0,04	0,14	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	0,19	0,19	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	1,06	1,07	0,39	0,19	0,2	0,13



Şekil 3.39. İstasyon noktalarına ait Fe²⁺ değerlerinin zamana bağlı değişimi

Sadece 1 nolu başlangıç istasyon noktası için Haziran-Ağustos ayları arasındaki Fe^{2+} ve SO_4^{2-} iyonlarının değişimi, Fe^{2+} iyonunda sürekli azalma yönünde iken SO_4^{2-} iyonunda ise Haziran-Temmuz arası azalma ve Temmuz-Ağustos arası artma yönündedir. Temmuz-Ağustos ayları arasında SO_4^{2-} iyonunda görülen artma yükseltgen ortama işaret etmektedir ve bu aylarda Fe^{2+} iyonundaki azalmanın Eylül-Ekim arasında olduğu gibi bu çevrede oluşabilecek iyonun karbonat ve oksid-hidroksi bileşiklerine (çökeleklerine) bağlanabilir. Haziran-Temmuz arasında SO_4^{2-} iyon değerlerindeki azalma (SO_4^{2-} iyonunun SO_3^{2-} iyonuna indirgenmesi yoluyla) yağışın görülmediği dolayısıyla seyrelmenin etkisinin olmadığı bu aylarda daha indirgen çevreye işaret etmektedir. Bu aylarda Fe^{2+} iyon değerlerinde gerçekleşen azalma ise bu indirgen çevrede SO_3^{2-} iyonunun Fe^{2+} iyonları ile oluşturduğu çökeklere (pirit, FeS) bağlanabilir. O halde, sızıntı suyu Fe^{2+} iyon değerlerinde görülen azalmada hem indirgen ve hem de yükseltgen çevrelerin ayrı ayrı etkili olabileceği sonucu ortaya çıkmaktadır.

Fe^{2+} iyonunun ölçülen konsantrasyon değerleri son noktalara doğru (1. ve 2. başlangıç istasyonundan 6. istasyona) giderek azalmaktadır. Fakat, Haziran 2011'de 4. istasyonda ölçülen Fe^{2+} iyonu değeri, diğer noktalardan yüksektir. Yine Temmuz 2011'de 5. istasyonda ölçülen Fe^{2+} iyon değeri 2. istasyon hariç (aynı değerler ölçülmüştür) en yüksek değerdir. 4. istasyonun Haziran ve 5. istasyonun Temmuz ayına ait ORP ve pH değerleri incelendiğinde, ORP değerlerinin bahsedilen aylarda ve istasyonlarda yükseldiği fakat pH değerlerinin ise düştüğü görülmektedir. ORP'deki yükselme, Fe^{2+} iyonlarının su içerisinde çökerek uzaklaşmasına (ferrik hidroksit kolloidleri şeklinde) ve pH değerlerindeki düşüklük ise çözülmüş Fe^{2+} iyonu konsantrasyonunun artmasına neden olur. Böylelikle, 4. ve 5. ölçüm noktalarında Haziran ve Temmuz aylarında Fe^{2+} iyonunun yüksek değerler almasında pH'nın daha etkili olduğu anlaşılmaktadır.

1 ve 2 nolu başlangıç istasyonundan 6 nolu son istasyon noktasına doğru akan suyun debisinin artması nedeniyle, sızıntı suyunda artan mesafeyle Fe^{2+} iyon konsantrasyonlarında artan oranda seyrelmenin gerçekleşmesi gayet normaldir. Fakat yukarıda bahsedildiği gibi bazı aylarda artan mesafeyle Fe^{2+} iyonunun değerlerindeki azalmanın sürekli olmaması akış yolu boyunca ORP ve pH'a bağlı çözünme/çökme bölgelerinin oluşabileceğini göstermektedir. Yine her bir istasyon noktasında zamana bağlı değişimde görülen dalgalanmalarda da seyrelmenin dışında ORP ve pH'a bağlı çözünme/çökme süreçlerinin etkili olduğu ağırlık kazanmaktadır.

Sızıntı suyunun içerdiği Fe^{2+} konsantrasyonlarında görülen değişimde, katı atık kütlesi bileşimindeki demir içerikli atıkların miktarındaki sezonsal değişim de etkili olmaktadır. Demir iyonunda olduğu gibi diğer sızıntı suyu fiziksel ve kimyasal parametrelerinin değişiminde atık kompozisyonunun yıl içerisinde gösterdiği değişim oldukça etkilidir. Fakat Tunceli il merkezinde açığa çıkan atıkların bileşiminin ne olduğu ve zamanla (mevsim bazında) bileşimdeki atık türlerinin miktarının hangi oranlarda değiştiği konusunda herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Katı atık bileşimi ve mevsimsel değişimi konusundaki bilgi eksikliği, katı atık kompozisyonunun sızıntı suyu karakterine olan yansımaları hakkındaki değerlendirme olanağını ortadan kaldırmaktadır.

3.5.22. Mangan İyonu

Sızıntı suyu gözlem ve ölçüm istasyon noktalarına ait Mn^{2+} konsantrasyon değerleri Tablo 3.27’de ve iyonun ölçüm değerlerinin zamansal değişimini gösteren grafik ise Şekil 3.40’da görülebilir.

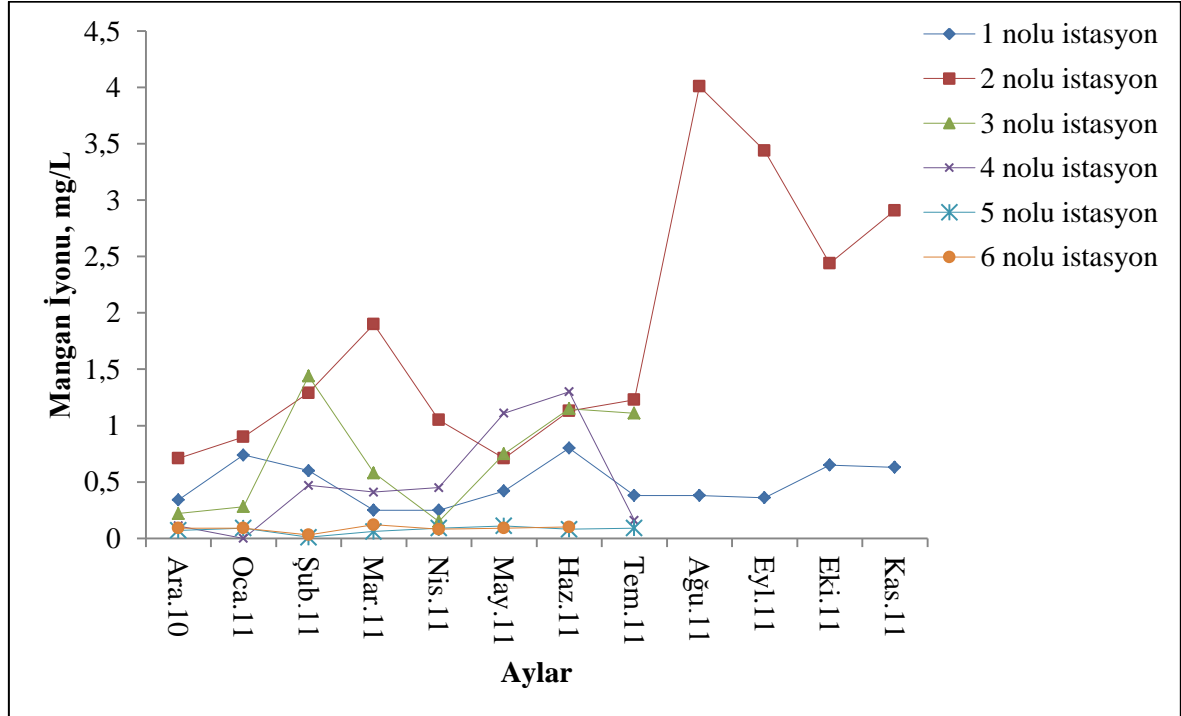
Şekil 3.40’dan görüldüğü gibi 2 nolu istasyon noktasında yağışlı dönem aylarında ölçülen Mn^{2+} değerleri giderek artmaktadır. Yağışsız dönemde ise Mayıs-11 ile Ağustos-11 arasında ölçülen Mn^{2+} iyon değerleri artarken son üç ölçüm ayında düşük değerler gözlemlenmiştir. İstasyon noktasında yağışlı aylarda Mn^{2+} iyon değerlerinde görülen artışlar, seyrelmenin bu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında etkili olmadığını ve hidrolik süreçlerin ise oldukça etkili olarak işlediğini bize tekrardan göstermektedir.

Yağışlı dönemde yüksek debilerle yüzeye çıkan yer altı suları atık sahasının yüzey su hidrolojisini oluşturan en önemli bileşendir. Bu sular atık kütlesi içerisine de girmekte ve sızıntı suyunun karakteristik özelliklerindeki değişimi yönlendirmektedir. Sızıntı suyu ile benzer pH değerlerine sahip çevre yer altı kaynak suları daha indirgen koşullara (düşük ORP) sahiptir (Tablo 3.6). Atık kütlesi içerisine çevre yer altı kaynak suyu girişinin arttığı yağışlı aylarda kütle içerisinde daha indirgen koşulların oluşma ihtimali yüksektir.

Sızıntı suyunda daha indirgen bir ortamın baskın hale gelmesi Mn^{2+} iyonlarının sıvı fazda çözünerek serbest kalması için uygun şartlar oluşturmaktadır. 2 nolu istasyonda ölçülen Mn^{2+} konsantrasyonunun ilk ölçüm ayından dördüncü ölçüm ayına (Mart-11) kadar düzenli bir şekilde artması bahsedilen uygun çevrenin oluşmasına bağlanmakta ve yağışlı dönemde bu prosesin devamlılığı çözülmüş Mn^{2+} iyon konsantrasyonlarının 2 nolu istasyonda sürekli artışı ile kendini gösterdiği düşünülmektedir.

Tablo 3.27. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Mn^{2+} ölçüm değerleri (ö.a: analizde kullanılan cihazın ölçüm aralığı).

Sızıntı Suyu Örneklerinin Aylık Mn^{2+} (mg/L) Ölçüm Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	0,34	0,71	0,22	0,11	0,07	0,09
Ocak (2011)	0,74	0,9	0,28	< ö.a	0,09	0,09
Şubat (2011)	0,6	1,29	1,44	0,47	0,01	0,03
Mart (2011)	0,25	1,9	0,58	0,41	0,06	0,12
Nisan (2011)	0,25	1,05	0,15	0,45	0,09	0,08
Mayıs (2011)	0,42	0,71	0,75	1,11	0,11	0,09
Haziran (2011)	0,8	1,13	1,15	1,3	0,08	0,1
Temmuz (2011)	0,38	1,23	1,11	0,16	su yok	su yok
Ağustos (2011)	0,38	4,01	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	0,36	3,44	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	0,65	2,44	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	0,63	2,91	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	0,19	1,13	0,48	0,45	3,86	0,03



Şekil 3.40. İstasyon noktalarına ait Mn^{2+} değerlerinin zamana bağlı değişimi

Sızıntı suyunda çözünen Mn^{2+} iyon konsantrasyonları, uygun çevre şartlarının oluşmasıyla iyon değişimi ve çökeltme ile azalmaktadır. 2 nolu istasyonda ilk üç aylık çözülmüş Mn^{2+} iyonu birikimi, iyonun aşırı doygunluk düzeyine ulaşmasını sağlamakta ve çökeltme prosesleri için ayrıca uygun şartlar oluşturup süreci hızlandırmaktadır. Bu istasyonda, Mart 2011'e kadar giderek artan Mn^{2+} konsantrasyonunun, Mart 2011'den Mayıs 2011'e giderek azalması ve bu ayda en düşük değeri (0,71 mg/L) alması yukarıda belirtilen süreçler doğrultusunda gerçekleştiğini düşündürmektedir.

2 nolu istasyonda Mayıs 2011'den sonraki üç ayda (Haziran-Ağustos) Mn^{2+} iyon değerleri giderek artmıştır. Ağustos 2011'de Mn^{2+} değeri bir önceki aya göre çok yüksek bir artış göstererek pik noktasına ulaşmıştır. Seyrelmenin etkisinin giderek azaldığı bu aylarda iyon değerlerindeki artış beklenen bir durumdur. Fakat pikten sonra değerler Eylül ve Ekim ayında giderek azalmış ve son ayda ise tekrar artmıştır. Mayıs-11 ile Kasım-11 ölçüm ayları arasında iyon değerlerindeki artış ve azalışların birlikte görülmesi, yağışlı dönemde etkili olduğu düşünülen çözünme/çökeltme süreçlerinin bu dönemde de etkili olduğuna işaret etmektedir.

Bu aylardaki Mn^{2+} iyonunun çözünme/çökeltme süreçlerinde, ORP'den ziyade pH'ın etkili olduğu ve bu süreçler için uygun ortamlar oluşturduğu söylenebilir. Çünkü çözülmüş Mn^{2+} iyon değerlerindeki artış esnasında, daha düşük ORP değerleri beklenirken aksine yüksek değerlerin ve Mn^{2+} değerlerindeki azalış esnasında, yüksek ORP değerleri beklenirken aksine daha düşük değerlerin görülmesi ORP'nin sürücü güç olmadığını göstermektedir. Çözülmüş Mn^{2+} iyonu değerlerindeki artış esnasında, pH değerlerinde beklenildiği gibi düşük ve çözülmüş Mn^{2+} iyonu değerlerindeki azalış esnasında pH değerlerinde yine beklenildiği gibi yüksek değerlerin gözlemlenmesi ise pH'ın Mayıs-11 ile Kasım-11 arasındaki Mn^{2+} iyonu değişiminde daha fazla etkili olduğunu göstermektedir.

1 nolu başlangıç istasyonunda, Ocak ayı haricinde yağışlı aylarda (Aralık-10 ile Nisan-11 arası) ölçülen Mn^{2+} iyon değerlerinde düşüşlerin olduğu görülmektedir. Bu istasyon noktasında en düşük Mn^{2+} iyon değerleri (0,25 mg/L) Mart-11 ve Nisan-11'de ölçülmüştür. Yağışsız dönemde, Mn^{2+} iyon değerleri Mayıs ayında artmış ve Haziran ayında ise pik değere (0,80 mg/L) ulaşmıştır. Temmuz, Ağustos ve Eylül aylarında ise düşük değerler gözlenirken son iki ölçüm ayında (Ekim ve Kasım) değerler tekrar yükselmiştir.

1 nolu istasyon noktasında yağışlı dönemde, Mn^{2+} iyon değerlerinde görülen genel düşüş eğilimi bu istasyon noktasında etkinlik derecesi yüksek seyrelmeden kaynaklanmaktadır.

Fakat, sonraki yağışsız dönem aylarında Mn^{2+} değerlerinde genel bir artış eğilimden ziyade dalgalanmaların görülmesi 2 nolu istasyon noktasında olduğu gibi iyonun çözünme/çökme süreçleriyle açıklanabilir.

2 nolu istasyon noktasında Mn^{2+} iyonunun ölçüm aylarında aldığı değerlerin değişim aralığı (0,71-4,01 mg/L) incelendiğinde, 1 nolu istasyon noktasında ölçülen değerlerin değişim aralığından (0,25-0,80 mg/L) daha geniş olduğu da görülür. Bahsedilen durumun gerçekleşmesi, yine seyrelmenin 1 nolu istasyon noktasındaki etkililik derecesinin yüksek olması koşuluyla gerçekleşir. Şöyle ki, 1 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarına giren ve kütleyi terk eden çevre sularının miktarı o derece fazladır ki, çözünme/çökme süreçleri sonucunda Mn^{2+} değerlerindeki artma ve azalmaların yani olabilecek değişimin görünürlüğü ortadan kalkmaktadır. 2 nolu istasyonu besleyen katı atık kısımlarına giren ve buralarda tutulan su miktarı ise çözünme/çökme süreçleri sonunda Mn^{2+} değerlerindeki artma ve azalmaların (dalgalanmaların) görünür olması için tam da uygun miktarlardadır. Şunu da belirtmek gerekir ki seyrelmenin 1 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında etkili fakat 2 nolu istasyon noktasını besleyen atık kısımlarında etkisiz kalmasında, kütleye giren su miktarlarından çok bu kısımların hidrolik özellikleri (özellikle hidrolik bekleme süreleri) belirleyici olmaktadır.

3.5.23. Bakır İyonu

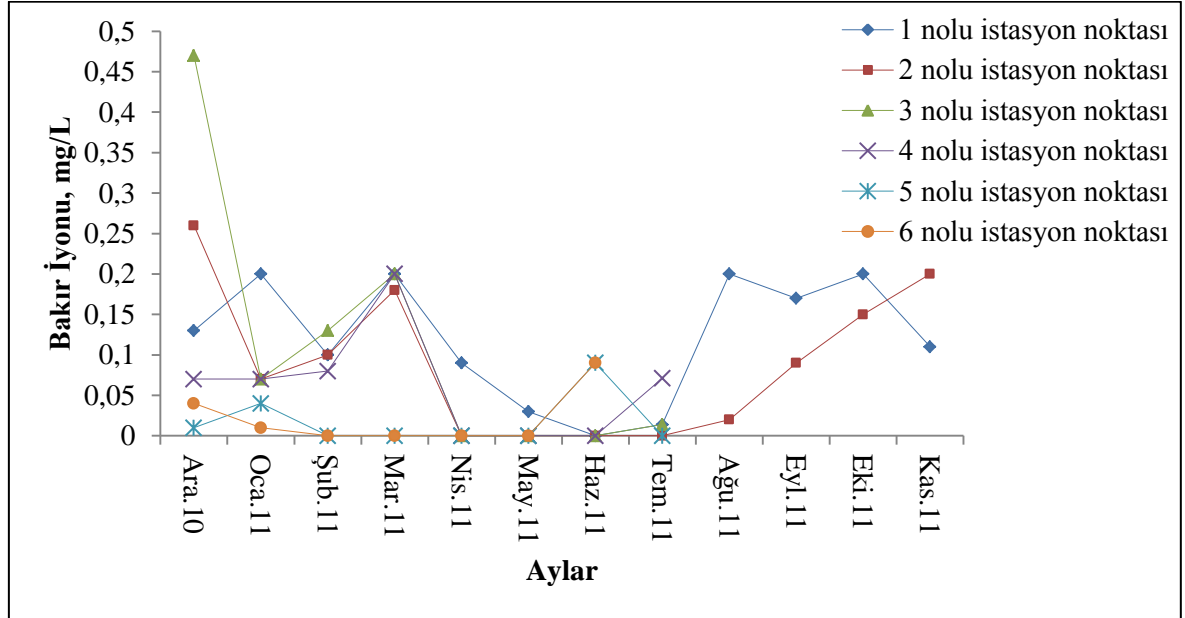
Sızıntı suyunda ağır metal konsantrasyonları genellikle düşüktür. Bunun en önemli sebebi sorbsiyon ve çökme süreçleriyle metal konsantrasyon değerlerinin azalmasıdır. Sızıntı sularında ağır metal konsantrasyon değerlerinin çökme süreçleri ile azalmasında özellikle sülfidler ve karbonatlar etkili olmaktadır. Bunun yanı sıra fosfatlar ve hidroksitler de ağır metal çözünürlüklerini küçük düzeylerde etkileyebilmektedir (Christensen vd., 2001). Atık sahalarında kısa sürede baskın duruma geçen ve uzun yıllar devam eden anaerobik ayrışma safhasında hakim olan hafif alkali pH değerleri de metallerin geri çözünerek sıvı faza geçmesine engel olmaktadır.

Çalışma sahası istasyon noktalarına ait Cu^{2+} değerleri Tablo 3.28'de ve bu değerlerin zamansal değişimi ise Şekil 3.41'de görülebilir.

1. istasyon noktasında yağışlı dönemde; Aralık-10 ile Ocak-11 ve Şubat-11 ile Mart-11 arasında Cu^{2+} konsantrasyonu artarken, değerler Ocak-11 ile Şubat-11 ve Mart-11 ile Nisan-11 arasında azalmaktadır.

Tablo 3.28. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Cu^{2+} ölçüm değerleri (ö.a: analizde kullanılan cihazın ölçüm aralığı).

Sızıntı Suyu Örneklerinin Aylık Cu^{2+} (mg/L) Ölçüm Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	0,13	0,26	0,47	0,07	0,01	0,04
Ocak (2011)	0,2	0,07	0,07	0,07	0,04	0,01
Şubat (2011)	0,1	0,1	0,13	0,08	< ö.a	< ö.a
Mart (2011)	0,2	0,18	0,2	0,2	< ö.a	< ö.a
Nisan (2011)	0,09	< ö.a	< ö.a	< ö.a	< ö.a	< ö.a
Mayıs (2011)	0,03	< ö.a	< ö.a	< ö.a	< ö.a	< ö.a
Haziran (2011)	< ö.a	< ö.a	< ö.a	< ö.a	0,09	0,09
Temmuz (2011)	0,014	< ö.a	0,014	0,071	< ö.a	su yok
Ağustos (2011)	0,2	0,02	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	0,17	0,09	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	0,2	0,15	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	0,11	0,2	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	0,069	0,078	0,178	0,04	0,04	0,069



Şekil 3.41. İstasyon noktalarına ait Cu^{2+} değerlerinin zamana bağlı değişimi

1 nolu istasyon noktasında yağışsız dönemde ise; Nisan-11 ile Haziran-11, Ağustos-11 ile Eylül-11 ve Ekim-11 ile Kasım-11 arasında ölçülen Cu^{2+} konsantrasyonları azalmakta, Haziran-11 ile Ağustos-11 ve Eylül-11 ile Ekim-11 arasında ise artmaktadır.

2. istasyon noktasında Cu^{2+} konsantrasyonu yağışlı dönemde, Aralık-10 ile Ocak-11 ve Mart-11 ile Nisan-11 arasında azalmış ve Ocak-11 ile Mart-11 arasında ise yükselmiştir. Yağışsız dönemde Nisan, Mayıs, Haziran ve Temmuz 2011'de elde edilen değerler ölçüm aletinin dedeksiyon limitinin altındadır. Sonraki aylarda ise Cu^{2+} konsantrasyonu giderek artmıştır. İstasyon noktasında Temmuz ayından sonra elde edilen Cu^{2+} konsantrasyonları, 1. istasyon noktasında olduğu gibi yüksek değerler almaktadır.

1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarının Cu^{2+} konsantrasyonlarında izlenen zamansal değişim, yağışlı ve yağışsız dönem ayrımını yapabilecek herhangi bir eğilim göstermemektedir. Yağışlı ve yağışsız dönemin her ikisinde de konsantrasyonlarda artış ve azalışlar birlikte görülmektedir. Cu^{2+} iyon değerlerinin 1 ve 2 nolu başlangıç istasyon noktalarından 6 nolu son istasyon noktasına doğru mesafeye bağlı olarak değişimi incelendiğinde, değerlerde düzenli ve sürekli bir azalmanın gerçekleşmediği de görülmektedir. Tüm istasyon noktalarında ölçümlerin yapıldığı ayların hemen hemen tamamında bu duruma rastlanılmakla birlikte özellikle 1. ölçüm ayında (Aralık-10) 3 nolu istasyon noktasında Cu^{2+} iyonunun aldığı değer başlangıç istasyon noktalarında gözlenen değerlerin yaklaşık 2 katıdır. Bu durum, diğer sızıntı suyu kirlilik parametre konsantrasyonlarındaki değişimde oldukça etkili olduğu görülen seyrelme süreçlerinin, Cu^{2+} iyon değerlerindeki hem zamansal ve hem de mesafeye bağlı değişimde pek de belirleyici olmadığını göstermektedir.

Metallerin büyük bir kısmı, yaklaşık %70, katı atık kütlesi içerisinde tutulu durumdadır. Geriye kalan kısım ise sıcaklık, pH, ORP gibi çevre şartlarındaki değişimlere oldukça hassastır ve stabiliteleri düşüktür. Çalışmanın yürütüldüğü sahada atık depolamasının devam etmesinden dolayı sızıntı suyu içerisinde asidojenik ve metanojenik safhaların birlikte görülmesi, sızıntı suyunun çevresel şartlarının zaman içerisinde değişmesine olanak vermektedir. Bu nedenle Cu^{2+} konsantrasyon değerlerinde zamana ve mesafeye bağlı dalgalanmaların oluşmasında en önemli faktörün, çevre şartlarında (sıcaklık, pH ve ORP) meydana gelen değişiklikler olduğu üzerinde durulmaktadır.

Bahsedilen çevre şartlarında meydana gelebilecek değişiklikler (ORP'de azalma) zamana ve mesafeye bağlı sülfat indirgenme bölgeleri oluşturabilir. Bu bölgelerde mevcut olacak sülfidler ortamda bulunan ağır metallerin neredeyse tamamını çökeltebilirler

(Christensen vd., 2001). Metal-sülfid çökeleklerinin oluşum süreçleri boyunca pH'ın yüksek değerler alması da bu süreçleri daha da etkin kılacaktır. Ayrıca uygun çevre koşullarında oluşacak demir ve mangan oksitleri de Cu^{2+} iyon değerlerinde büyük değişiklikler meydana getirebilir. Dolayısıyla atık sahasında sızıntı suyu Cu^{2+} iyon değerlerinde zamana ve mesafeye bağlı olarak gerçekleşen iniş ve çıkışların seyrelmeden ziyade bu çözünme/çökme süreçleri tarafından yönetildiği ağırlık kazanmaktadır.

3.5.24. Çinko İyonu

Her bir istasyon noktası için elde edilen aylık sızıntı suyu Zn^{2+} konsantrasyon değerleri Tablo 3.29'da ve bu değerlerin zamansal değişimi ise Şekil 3.42'de verilmiştir.

1 nolu istasyon noktasında Aralık-10 ile Nisan-11 yağışlı dönem aylarında ölçülen Zn^{2+} konsantrasyon değerleri Aralık-10 ile Ocak-11 ve Mart-11 ile Nisan-11 arasında artarken Ocak-11 ile Mart-11 arasında azalmaktadır. Yağışsız dönemde ise Nisan-11 ile Mayıs-11 arasında gerçekleşen artışın ardından Eylül-11'e kadar değerlerde giderek bir azalma meydana geldiği görülmektedir. Son iki ölçüm ayında ise değerlerde hafif artışlar olmuştur. İstasyon noktasında en yüksek Zn^{2+} iyonu konsantrasyonu Ocak-11'de 0,26 mg/L ve en düşük konsantrasyon değeri ise Ekim-11'de 0,02 mg/L olarak ölçülmüştür. Eylül-11'de ise Zn^{2+} iyon değeri ölçüm aletinin dedeksiyon limitinin altındadır.

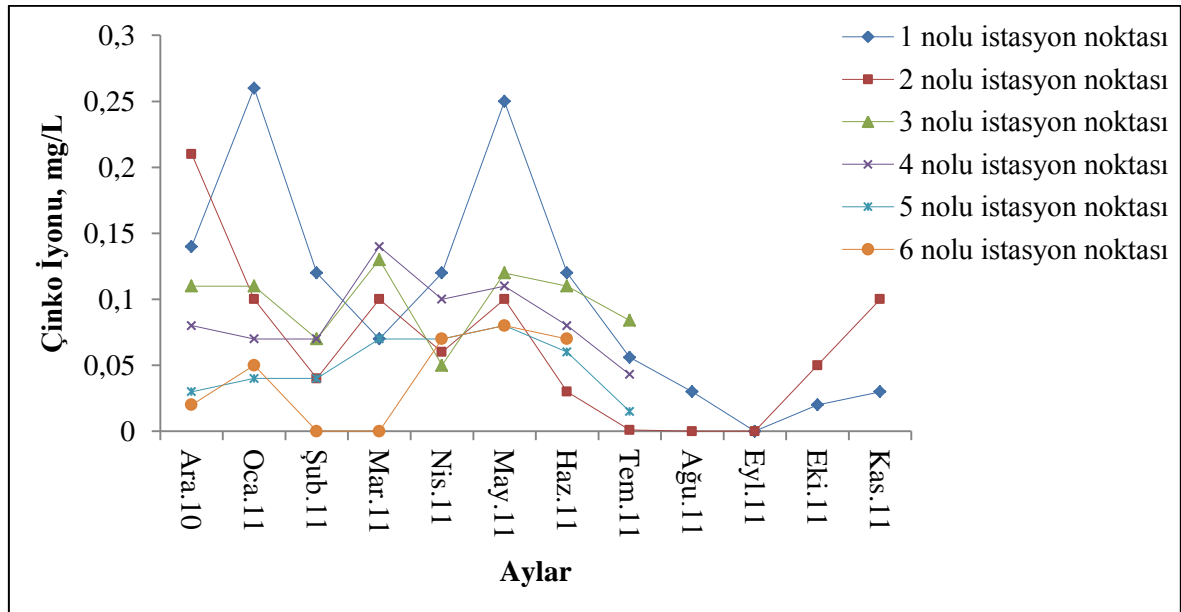
2 nolu istasyon noktasında yağışlı dönem aylarında ölçülen Zn^{2+} iyon konsantrasyon değerleri Mart-11 dışında azalmaktadır. Yağışsız dönemde; istasyon noktasında Zn^{2+} iyon değerlerinde görülen zamansal değişim, 1 nolu istasyon noktasında görülen değişimle benzerdir. Bu istasyon noktasında da Nisan-11 ile Mayıs-11 arasında gerçekleşen artışın ardından Eylül-11'e kadar değerlerde azalmalar meydana gelmiştir. Son iki ölçüm ayında ise değerler yükselmiştir. Bu istasyon noktasında, en yüksek Zn^{2+} değeri 0,21 mg/L olarak Aralık-10'da ve en düşük değer ise 0,001 mg/L olarak Temmuz-11'de ölçülmüştür. Ağustos ve Eylül 2011'de ölçülen Zn^{2+} iyon değerleri ölçüm aletinin dedeksiyon limitinin altındadır.

Zn^{2+} iyonunun istasyon noktalarındaki zamansal değişimi, artma ve azalma bakımından belirli bir eğilim göstermemektedir. İstasyon noktalarında, yağışlı ve yağışsız aylarda iyon konsantrasyon değerlerinde artma ve azalmalar birlikte görülmektedir.

Özellikle, 1 ve 2 nolu başlangıç istasyonlarında Mayıs-11'den Eylül-11'e kadar Zn^{2+} değerlerinde görülen azalma atık kütesine çevre suyu girişinin olmadığı bu aylarda iyonun

Tablo 3.29. Sızıntı suyu örneklerinin aylık Zn^{2+} ölçüm değerleri (ö.a: analizde kullanılan cihazın ölçüm aralığı).

Aylık Zn^{2+} (mg/L) Ölçüm Sonuçları						
Ölçüm Ayları	İstasyon Noktaları					
	1 nolu	2 nolu	3 nolu	4 nolu	5 nolu	6 nolu
Aralık (2010)	0,14	0,21	0,11	0,08	0,03	0,02
Ocak (2011)	0,26	0,1	0,11	0,07	0,04	0,05
Şubat (2011)	0,12	0,04	0,07	0,07	0,04	< ö.a
Mart (2011)	0,07	0,1	0,13	0,14	0,07	< ö.a
Nisan (2011)	0,12	0,06	0,05	0,1	0,07	0,07
Mayıs (2011)	0,25	0,1	0,12	0,11	0,08	0,08
Haziran (2011)	0,12	0,03	0,11	0,08	0,06	0,07
Temmuz (2011)	0,056	0,001	0,084	0,043	0,015	su yok
Ağustos (2011)	0,03	< ö.a	su yok	su yok	su yok	su yok
Eylül (2011)	< ö.a	< ö.a	su yok	su yok	su yok	su yok
Ekim (2011)	0,02	0,05	su yok	su yok	su yok	su yok
Kasım (2011)	0,03	0,1	su yok	su yok	su yok	su yok
Standart Sapma	0,083	0,058	0,027	0,03	0,023	0,024



Şekil 3.42. İstasyon noktalarına ait Zn^{2+} değerlerinin zamana bağlı değişimi

sızıntı suyu içerisinde konsantrasyon olarak değerlerinin artması beklentisine ters düşmektedir. Böylelikle, Cu^{2+} değerlerindeki değişimde olduğu gibi Zn^{2+} değerlerindeki değişimde de seyrelmeden ziyade istasyon sızıntı sularının çevresel şartlarında (sıcaklık, pH, ORP vb.) meydana gelen değişiklikler ve bu değişikliklere paralel olarak gelişen çözünme/çökme süreçlerinin etkili olduğu anlaşılmaktadır.

3.5.25. Kadmiyum İyonu

1'den 6'ya tüm sızıntı suyu ölçüm ve gözlem istasyonlarında tüm ölçüm aylarında Cd^{2+} iyonunun ölçülen değerleri ölçüm aletinin dedeksiyon limitinin altında kalmıştır.

Johansen ve Carlson (1976), Norveç ve Amerika'da bulunan toplam 8 katı atık depo sahasında yaptıkları sızıntı suyu karakterizasyon çalışmasında, Cd^{2+} iyon değerlerinin oldukça düşük değerler aldığını tespit etmişlerdir. Kulikowska ve Klimiuk (2008), atık yaşının sızıntı suyu karakterine olan etkilerini inceledikleri çalışmalarında Polonya'da bulunan depo sahasında 4 yıllık bir izleme yapmışlardır. Bu sahada oluşan sızıntı suyunda, konsantrasyon değerleri takip edilen ağır metallere Cd^{2+} iyon değerlerinin Zn^{2+} ve Cu^{2+} iyon değerlerine göre oldukça düşük seviyede kaldığı tespit edilmiştir.

Toksik ve kanserojen özellikteki bu ağır metalin muhtemel kaynakları kadmiyum içeren boyalar, plastik katkı maddeleri ve özellikle pillerdir. Bahsedilen araştırmacılar çok düşük de olsa belli Cd^{2+} iyon değerleri elde etmişlerdir. Tunceli düzensiz katı atık sahasında oluşan sızıntı suyunda hiçbir ölçüm ayında küçük de olsa belli değerlerin elde edilememesinde bu sahada depolanan atık miktarlarının dolayısıyla iyonun muhtemel kaynak miktarlarının bahsedilen araştırmacıların çalıştıkları sahalara kıyasla çok az olmasından kaynaklandığı üzerinde durulmaktadır.

4. SONUÇ ve TARTIŞMA

Tunceli düzensiz katı atık depolama sahasının zemininde ve civarında yapılan jeolojik çalışmalar, atık kaynaklı sızıntı suyunda arazide yerinde yapılan ölçümler ve laboratuarda yapılan analizler ile elde edilen veriler sonucunda;

- Depolama sahasında, katı atıklar homojen olmayan doğal zemin üzerinde depolanmakta, atık depolama alanı ve civarında tuf ve volkanik kumtaşı (lapillitaşı)'nın ardalanmasından oluşan andezitik-dasitik volkanizma ürünü volkaniklastik bir istif bulunmaktadır.

- Tuf düzeyleri daha az, ince-orta tabakalı, yumuşak ve alterasyonlu, volkanik kumtaşı düzeylerinin ise daha fazla, orta-çok kalın tabakalı, oldukça iyi tutturulmuş, bol kırık ve çatlaklı, atığın tabanındaki zemin yüzeyden itibaren yaklaşık 1 m derine kadar oldukça bozuşmuş (alterasyonlu)'tur.

- Atık tabanındaki zemini oluşturan esas mineraller feldispat ve kuvars olup, bu iki minerale amfibol, kil, cam parçaları ve az miktarda demirli mineraller (hematit, götit vb.) eşlik etmektedir.

- Atık tabanında bulunan doğal zemin çoğu alanda plastik olmayan zemin sınıfındadır. Hiçbir su içeriği değerinde plastik ve likit (akabilme) davranışı olmayan, USCS sınıflamasına göre çoğunlukla SM olan bir zemindir. Gerek yağışlarla gerekse de diğer yüzeysel akışlarla su içeriğinin artması sonucu, yüzeyinde yavaş zemin akmasından ziyade hızlı zemin kaymalarının meydana gelmesi mümkündür.

- Atık tabanından çıkan sızıntı suyunun yüzeysel akışa geçtiği dere yatağının çoğunda çok kırıklı, çatlaklı, geçirimsizliği yüksek (10^{-5}) volkanik kumtaşının bulunması, kirlilik yükü fazla olan sızıntı suyunun akış yolu üzerinde yer altına sızmasına olanak verdiği düşünülmektedir. Yağışsız dönemde sızıntı suyu akışının Pülümür çayına deşarj olduğu noktadan çok daha önce vadi içerisinde kaybolması da bu düşüncüyü desteklemektedir.

- Yağışın fazla olduğu ayları takiben, sızıntı suyunun akışa geçtiği vadi boyunca volkanik kumtaşlarının tuf seviyeleri ile olan dokanaklarından çıkan küçük debili kaynak sularının sızıntı suyuna karıştığı dönemlerde debisi artan sızıntı suyu Pülümür çayına kadar akışa

devam etmekte ve Pülümür çayına deşarj olmaktadır. Vadi çıkışında, temiz yeraltı kaynak suları ile yeterince seyreltilmiş olan sızıntı suyu Pülümür çayı için çok ciddi bir risk oluşturmazken, deşarj noktasının gerisindeki alanlarda zemini kirlettiği çok açıktır. Üstelik zeminin geçirimli oluşu nedeniyle daha derinlere sızacak bu suyun yeraltı suyunu kirletme potansiyeli vardır.

- Sızıntı suyunun karakteristik özellikler kazanmasında biyolojik ve fiziksel-kimyasal süreçlerin yanı sıra atık yığınlarında geçerli olan su rejiminin oldukça önemli düzeylerde etkili olduğu anlaşılmıştır.

- Sızıntı suyunun akışa geçtiği atık alanına yakın noktalarda ölçüm yapılan yıl boyunca, KOİ değerleri ortalama 315 mg/L, BOİ₅ değerleri 45 mg/L olup, bu değerler sızıntı suyunda organik kirlilik yaratma potansiyelinin olduğunu göstermektedir. İlaveten suyun organik içeriğinin biyolojik olarak kullanılabilir kısmını oluşturan BOİ₅ değerinin KOİ değerinden çok daha küçük olması, yayıldığı çevrede doğal yollarla (mikroorganizma faaliyeti) temizlenmesini güçleştirmektedir. Üstelik, bu sudaki kalıcı organik maddelerin yüksek miktarları, temasta olduğu doğal çevrede kirliliğın uzun süreler (on yıllar boyunca) devam edeceğini de göstermektedir.

- Akışta olan sızıntı suyunun atık alanına yakın ölçüm noktalarındaki ortalama NH₄⁺-N değeri 70 mg/L, ortofosfat değeri ortalama 11 mg/L'dir. Bu değerler sızıntı suyunun besi elementlerince özellikle yakın çevreyi ciddi düzeyde kirletme potansiyelinin olduğunu göstermektedir.

- İstasyon noktalarında TKM ve AKM için ortalama değerler 4681 mg/L ve 144 mg/L, iletkenlik değerleri ise 2,99 ile 15,73 mS arasındadır. Dere suyunun katı madde ve iletkenlik değerleri, bu suyun organik kirliliğının yanı sıra inorganik kirlilik düzeyinin de çok ciddi seviyelerde olduğuna işaret etmektedir. Sızıntı suyunun siyahımsı-koyu kahverengi ve yoğun kokulu oluşu da bu durumu desteklemektedir.

- Atık alanının kenarında drenaj sistemi olmadığından, yüzeysel sular atık alanına gelmekte ve atık kaynaklı sızıntı suyu miktarını artırmaktadır. Miktarı artan suyun doğal arıtıma tabi tutulabileceği yeterli büyüklükte lagünler için sahanın zemin özellikleri (geçirimsizliği düşük killi zemin) ve jeolojik yapısı uygun değildir.

5. ÖNERİLER

- Geçirimsizliği yüksek ve bol çatlak ve kırıklı jeolojik yapısı ile saha zemini yer altına doğru olabilecek sızıntılar için gayet uygundur. Atıkların geniş bir alana yayıldığı ve sahada depolamanın yedi yıldır devam ettiği de dikkate alınırsa saha ve çevresinde detaylı hidrojeolojik çalışmaların yürütülmesi, araştırma sondajları açılarak alınacak yeraltı suyu örneklerinin kimyasal analizlerinin yapılması ve hatta bu analizlerin sahanın kullanımına son verildikten sonra da sürdürülmesi gerekmektedir.
- Aktığı dere yatağının doğal ortamını vadi boyunca tamamen yok eden sızıntı sularının kaynaklandığı atık yığınları çevresinde alınacak oldukça basit önlemlerle, çevresinden izole edilerek en azından şimdilik geniş alanlara yayılan kirlilik düzeyleri azaltılabilir.
- Sadece sızıntı suyu arıtımının yapılacağı bir tesis düşünülüyorsa, arıtım basamakları olarak biyolojik yöntemler de dahil edilmekle birlikte ağırlıklı olarak fiziksel/kimyasal yöntemlerin olacağı uygun bir kombinasyon tercih edilmelidir. Fakat, bu tesislerin çok da ekonomik olmayacağı unutulmamalıdır.
- Sadece sızıntı suyu arıtımı yapan tesislerin ekonomik olmaması nedeniyle bu sahada oluşan ve oluşumu çok uzun yıllar devam edecek suların kentsel atık su arıtma tesisinde ortak arıtımı daha uygulanabilir. Şimdiden alınacak çevre suyu drenaj önlemleri ile sızıntı sularının arıtma tesisine taşınacak miktarları azaltılarak bu seçeneğin uygulanabilirliği artırılabilir.
- Tunceli ilinde yapım aşamasında olan ve yakın zamanda faaliyete geçecek kentsel atık su arıtma tesisi, ilde düzenli depolamaya geçilse dahi arıtımı sürekli bir problem olacak sızıntı sularının ortak arıtımına imkan verecek esneklikte inşa edilmelidir.
- Çevre için kirlilik unsurları olan ve belirlenen ortalama değerleri bu potansiyeli taşıyan azot ve fosforlu bileşikler, ortak arıtımın biyolojik kademelerinde kullanılacak mikroorganizmalar için besi elementleri olarak değerlendirilebilir.
- Sızıntı suyunun belirlenen ağır metal içeriği son derece düşüktür. Olası yer altına sızma durumlarında atık kütlesi içerisindeki çevresel şartlara (yüksek pH ve düşük ORP) benzer

zonlarda bu düşük içeriğin tutulup hapsedilme olasılığı yüksektir. Fakat yer altında değişen çevre şartları bu zonların pozisyonlarını ve genişliğini değiştirebilir. Çevresel risk faktörünü doğrudan ilgilendiren tüm bu karmaşık durumların bilimsel olarak incelenmesi konuyla ilgilenen araştırmacılara tavsiye edilir.

- Atık yığınlarının üzeri yığın içerisine girecek su miktarını çok fazla kısıtlayacak sıklıkta ve kalınlıkta örtülmemelidir. Bu durum atıkların stabilizasyon süresini dolayısıyla sahanın kontrol süresini çok fazla uzatacaktır. En akıllıcası, hızlı atık stabilizasyonuna imkan verecek su girişlerine olanak vermek ve oluşan sızıntı sularını sürekli kontrol altında tutmak olacaktır.

- Sanayisi gelişmemiş, tarım alanları çok sınırlı olan Tunceli ilinin en önemli doğal zenginliği su kaynaklarıdır. Bu kaynakların kirlilikten korunması sürdürülebilir bir çevre için çok önemlidir. Bu nedenle; “düzenli katı atık depolama alanı” için yer seçimi sürecinde olan ilde, yönetmeliklere uygun katı atık depolama alanının en kısa sürede inşa edilebilmesi için ilgili kurum ve kuruluşların çalışmaları hızlandırması gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- Aksoy, H.S., 2009. Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi İnşaat Mühendisliği Bölümü, Zemin Mekaniği Ders Notları, Elazığ.
- ASTM D 854 (American Society for Testing and Materials), 2000. Standart Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. Annual Book of ASTM Standards.
- ASTM D 2216 (American Society for Testing and Materials), 1998. Standart Test Method for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass. Annual Book of ASTM Standards.
- ASTM D 4318 (American Society for Testing and Materials), 2000. Standart Test Method for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils. Annual Book of ASTM Standards.
- AWWA, APHA, WPCF, 1989, Standart Methods for Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, USA.
- Baedecker, M.J., Back, W., 1979. Modern Marine Sediments as a Natural Analog to the Chemically Stressed Environment of a Landfill, U.S. Geological Survey, 43, 393-414.
- Baran, S., 1995. Katı Atık Depo Yerlerinin Seçimi ve İnşasındaki Bazı Ana Hususlar, Jeoloji Mühendisliği Dergisi, 46, 54-82.
- Barkowski, D., 1990. Altlasten, Handbuch zur Ermittlung und Abwehr von Gefahren durch Kontaminierte Standorte- Verlag CF. Müller GmbH, Karlsruhe.
- Barlaz, M.A., Ham R.K., Schaefer D.M., 1992. Microbial, Chemical and Methane Production Characteristics of Anaerobically Decomposed Refuse With and Without Leachate Recycling, Waste Management & Research, 10, 257-267.
- Bendz, D., Singh, V.P., Akesson, M., 1997. Accumulation of Water and Generation of Leachate in A Young Landfill. Journal of Hydrology, 203, 1-10.
- Burmister, D.M., 1951. Identification and Classification of Soil an Appraisal and Statement of Principles. ASTM STP 113, Amer. Soc. for Test and Mat., Philadelphia.
- Canziani, R., Cossu, R., 1989. Landfill Hydrology and Leachate Production, In Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds).

- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., 1989. Basic Biochemical Processes in Landfills, in: Sanitary Landfilling : Processes, Technology and Environmental Impact,(Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. Eds.), Academic Press, London UK, 29-49.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., 2001. Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes, Applied Geochemistry, 16, 659-718.
- David, F. ve McCarthy, P.E., 1962. Zemin Mekaniğinin Esasları ve Temeller, (çeviren Basmacı, E.), OYTEV Orhan Yavuz Teknik Eğitim Vakfı Yayını, 40-59, İstanbul, 2010.
- Eck C.P., 2000. Effects of Moisture Content in Solid Waste Landfills, (Thesis for the Degree of Master of Science), Engineering and Management of the Air Force Institute of Technology, Captain, USMC.
- Ehrig, H.-J., 1983. Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate, Waste Management & Research, 1, 53-68.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B., 2002. Temporal Variation of Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic and Moisture Content. Waste Management, 22, 269-282.
- Erses, A.S., Onay, T.T., Yenigün, O., 2008. Comparison of Aerobic and Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills, Bioresource Technology, 99, 5418-5426.
- Fellner, J., Brunner P.H., 2010. Modeling of Leachate Generation from MSW Landfills by A 2-Dimensional 2-Domain Approach. Waste Management, 30, 2084-2095.
- Fisher, R.V., 1961. Proposed classification of volcanoclastic sediments and rocks, Geol. Soc. Amer. Bull., 72,1409-1414.
- Filipkowska, U., Agopsowicz, M.H., 2004. Solids Waste Gas Recovery Under Different Water Conditions, Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 13, No. 6, 663-669.
- Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., Nocentini, M., 2004. Long-term Characterization, Lagoon Treatment and Migration Potential of Landfill Leachate: A Case Study in An Active Italian Landfill, Chemosphere, 54, 335-343.
- Freeze, A.R., Cherry, J.A., 1979. Groundwater, Pentice – Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.
- Johansen, O.J., Carlson, D.A., 1976. Characterization of Sanitary Landfill Leachates. Water Research, 10, 1129-1134.
- Kanbur, S., 2006. Isparta (Şarkikaraağaç) Havzasında Katı Atık Düzenli Depolama Yer Seçimine Yönelik Jeolojik-Jeoteknik İnceleme, (Yüksek Lisans Tezi), Jeoloji Mühendisliği Anabilim Dalı, S.D.Ü., Isparta.

- Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, Çevre ve Orman Bakanlığı, 1991.
- Klink, R.E., Ham, R.K., 1982. Effects of Moisture Movement on Methane Production in Solid Waste Landfill Samples, *Resources and Conservation*, 8, 29-41.
- Koçer, N., Öbek, E., Uslu, G., 2003. Elazığ Kentindeki Katı Atıkların Toplama ve Taşıma Maliyeti ile Çöp Sahasının Durumu, *F.Ü. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 15(2), 27-36.
- Kulikowska, D., Klimiuk, E., 2008. The Effect of Landfill Age on Municipal Leachate Composition, *Bioresource Technology*, 99, 5981-5985.
- Küçükgül, O., Akça, L., 2001. Katı atık düzenli depolama sahalarında sızıntı suyunun zamanla değişimi, *I. Ulusal Katı Atık Kongresi 18-21 Nisan*, İzmir, 37-45.
- Mateus, S.C.S.M, Machado, L.S., Barbosa, C.M., 2012. An Attempt to Perform Water Balance in a Brazilian Municipal Solid Waste Landfill. *Waste Management*, 32, 471-481.
- Munasinghe, R., 1997. Effect of Hydraulic Retention Time on Landfill Leachate and Gas Characteristics, (Thesis for the Degree of Doctor of Philosophy), Civil Engineering, The University of British Columbia.
- Niininen, M., Kalliokoski, P., 1993. Quality of landfill leachates and their effect on groundwater, *Green 1993, International Symposium on Geotechniques Related to the Environment, Waste Disposal by Landfill*, v.2, 28 June, Bolton Institute.
- Önal A., 2008. Baskil Granitoyidi'nin K-Ar Soğuma Yaşı, Tüm Kayaç ve Pb-Sr İzotop Jeokimyası. *Uluslararası Katılımlı 61. Türkiye Jeoloji Kongresi, Bildiri Özleri Kitabı*, 110-111, MTA Genel Müdürlüğü Kültür Sitesi, Ankara.
- Sormunen, K., Ettala, M., Rintala, J., 2008. Internal Leachate Quality in A Municipal Solid Waste Landfill: Vertical, Horizontal and Temporal Variation and Impacts of Leachate Recirculation. *Journal of Hazardous Materials*, 160, 601-607.
- Stegmann, R., Spendlin, H.H., 1989. Enhancement of Degradation: German Experiences, in: *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, (Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. Eds.), Academic Press, London UK, pp. 61-82.
- Stegmann, R., Heyer, K.U., 2005. *Leachate Management: Leachate Generation, Collection, Treatment and Costs*, Waste Management Engineering Office, Hamburg.
- Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I., 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a mediterranean climate (Thessaloniki, Greece)", *Advances in Environmental Research* 6, 207-219.
- TS 1900, 1997. *İnşaat Mühendisliğinde Zemin Laboratuvar Deneyleri*, Ankara, Türkiye.

- Yıldırım, M., Uzaydın, K., Akgüner, C., 1995. İstanbul İli Avrupa Yakası Katı Atık Depolama Alanının Çevresel Etki Değerlendirmesi Açısından Jeolojik-Hidrojeolojik Koşulları, *Jeoloji Mühendisliği Dergisi*, 47, 8-13.
- Yılmaz, I., 2000. Mühendislik Jeolojisinde Alan Araştırması, Teknik Yayın Evi, Mühendislik Mimarlık Yayınları, Ankara, 195.
- Wu, H., Wang, H., Zhao, Y., Chen, T., Lu, W., 2012. Evolution of Unsaturated Hydraulic Properties of Municipal Solid Waste with Landfill Depth and Age. *Waste Management*, 32, 463-470.
- Xu. Z.-Y., Zeng, G.-M., Yang, Z.-H., Xiao, Y., Cao, M., Sun, H.-S., Ji, L.-L., Chen, Y., 2010. Biological Treatment of Landfill Leachate with the İntegration of Partial Nitrification, Anaerobic Ammonium Oxidation and Heterotrophic Denitrification, *Bioresource Technology*, 101, 79–86.

ÖZGEÇMİŞ

13.04.1980 Tunceli doğumluyum. İlk, orta ve lise eğitimini Tunceli’de tamamladım. 2004 senesinde lisans eğitimine Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği bölümünde başlayıp 2008 senesinde lisans eğitimini tamamladım. 2009 senesinde Tunceli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim dalında yüksek lisans eğitimine ve 2011 yılında Tunceli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Çevre Bilimleri Ana Bilim Dalı’nda araştırma görevlisi olarak çalışmaya başladım.