

INVESTIGATION OF ANAEROBIC AND AEROBIC DEGRADATION PROCESSES IN SANITARY LANDFILL

Selin TOP*, Elif SEKMAN, Remziye YAZICI, Ahmet DEMİR, M. Sinan BİLGİLİ

Yıldız Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Esenler-İSTANBUL

Received/Geliş: 31.08.2009 Revised/Düzeltilme: 12.02.2010 Accepted/Kabul: 13.08.2010

ABSTRACT

In this paper, leachate recirculation and aerobic landfilling of solid wastes investigated as alternative methods for enhancing solid waste stabilization in landfills. Four field scale landfill test cells which were constructed. Landfill with the dimensions of 20x40x5 m were used to determine the aerobic and anaerobic waste degradation processes. The landfilling options which were used in this study are conventional landfill (AN-1), anaerobic with leachate recirculation (AN-2), semi-aerobic landfill (A-1), and aerobic landfill (A-2). The results obtained during 250 days test cells are given. After the filling of solid wastes to test cells, the effects of these various methods on leachate quality, and temperature distributions in landfill body were determined. pH, chloride (Cl⁻), total alkalinity, chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD₅), total Kjeldahl nitrogen (TKN), ammoniac nitrogen (NH₃-N) parameters were conducted in leachate phase.

Keywords: Solid wastes, leachate recirculation, aerobic landfill, anaerobic landfill.

DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA AEROBİK VE ANAEROBİK AYRIŞMA PROSELERİNİN İNCELENMESİ

ÖZET

Bu çalışmada, düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma proseslerinin belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen arazi ölçekli çalışmada, İstanbul'un Anadolu Yakası'nda oluşan katı atıkların depolandığı Kömürçüoda Düzenli Depo alanında bulunan boyutları 20x40x5 m olan 4 adet test hücresi incelenmiştir. Hücreler, kontrol amacıyla klasik depolama yöntemine göre (AN-1), anaerobik sızıntı suyu geri devirli (AN-2), doğal havalandırmalı (semi-aerobik, A-1) ve basınçlı havalandırmalı (A-2) olarak teşkil edilmiştir. Çalışma kapsamında aerobik ve anaerobik test hücreleri 250 gün boyunca yapılan ölçüm sonuçlarına yer verilmiştir. Çalışma kapsamında her bir test hücresine oluşan sızıntı suyundan alınan numunelerde pH, toplam alkalinite, KOİ, BOİ₅, Cl⁻, TKN, NH₃-N parametreleri analiz edilmiştir. BOİ/KOİ, KOİ/Cl⁻ oranları hesaplanmıştır.

Anahtar Sözcükler: Katı atık, sızıntı suyu geri devir, aerobik depolama, anaerobik depolama.

1. GİRİŞ

İnsan aktivitesi sonucu ortaya çıkan katı atık miktarı ve türü, nüfusun artması, teknolojideki gelişmeler gibi sebeplerden dolayı giderek artmaktadır. Katı atıkların uzaklaştırılması ve bertaraf edilmesi için birçok yöntem mevcuttur ancak katı atıkların düzenli depo sahalarında bertaraf

* Corresponding Author/Sorumlu Yazar: e-mail/e-ileti: stop@yildiz.edu.tr, tel: (212) 383 53 80

edilmesi, yakma ve kompostlaştırma gibi diğer yöntemlerle kıyaslandığında daha ekonomiktir ve bu nedenle çok yaygın olarak kullanılmaktadır. Ayrıca düzenli depolama, atıkların kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşüncüye kadar ayrışmasına da imkan sağlamaktadır.

Klasik katı atık depolama sahalarında, atıkların anaerobik ayrışması söz konusudur. Atıkların anaerobik ayrışması çok yavaş bir prosestir ve ayrışma hızı depolanmış atığın yaşı ve bileşenleri, nem muhtevası, sahanın jeolojik yapısı, depo gövdesindeki sıcaklık, üst örtü tabakasının etkinliği ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Klasik depolama alanlarında, kendi hallerine bırakıldıklarında mikroorganizma faaliyetleri sonucunda oksijen tükenene kadar aerobik olarak ayrışan organik maddeler, daha sonra anaerobik olarak ayrışır ve önemli miktarda CO₂ ve CH₄ içeren bir gaz oluşur. Fermantasyon tamamlandığında, geriye sadece çok yavaş bir şekilde ayrışabilen artık bir madde kalır. Bu artık organik madde stabilize olmuştur. Optimum şartlar altında atık stabilizasyonu 10-20 yılda tamamlanır [1], ve bu tip depolama şekli bazı dezavantajlara sahiptir. Bunların en önemlileri; oluşan depo gazı ve yüksek konsantrasyonlarda organik kirleticileri ve patojenleri içeren sızıntı sularının insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etkileri ile atıkların çok yavaş bir şekilde ayrışmasına bağlı olarak sahanın uzun yıllar boyunca edilme gerekliliğinin ortaya çıkmasıdır. Bu durum atık stabilizasyonun hızlandırılması için araştırmacıları yeni alternatif yöntem arayışına yönlendirmiştir. Bu amaçla yapılan çalışmaların büyük bir kısmı anaerobik depo sahalarında sızıntı suyu geri devri ile depo sahalarının bir biyoreaktör olarak işletilip depo gövdesinin nem muhtevasının ve böylelikle ayrışma hızının artırılması üzerine yoğunlaşmıştır[2,3]. Biyoreaktör depo sahaları olarak adlandırılan bu depo sahaları biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin daha kısa sürede stabilize olmalarını sağlayacak şekilde tasarlanan depo sahaları olarak tanımlanmaktadır.

Son yıllarda depo sahalarının aerobik biyoreaktör olarak işletilmesi gündeme gelmiş, özellikle depolama alanı sıkıntısının yaşandığı büyük yerleşim birimlerinde bu yönde çeşitli araştırmalar gerçekleştirilmiştir. Kompostlaştırma gibi aktif aerobik ayrışma prosesleri, katı atıkların organik kısmının aerobik şartlar altında ortamda yeterli miktarda oksijen ve nem muhtevası olması durumunda anaerobik ortamlardaki ayrışma süresinden çok daha kısa bir sürede ayrıştığını göstermiştir [4]. Literatürde atıkların kontrolü ve sadece seçilen atıkların depolanması, atıkların parçalanması, atıkların sıkıştırılması, tampon ilavesi, arıtma çamuru ilavesi, enzim ilavesi, sızıntı suyu geri devir uygulaması ve aerobik ayrışmanın meydana gelmesinin sağlanması gibi bazı teknikler araştırılmış olmasına rağmen, sızıntı suyu geri devir uygulaması ve aerobik depolama yöntemleri, üzerinde en çok durulan yöntemlerdir. Sızıntı suyu geri devri ve havalandırmanın, bir depolama sahasındaki biyolojik ayrışmayı hızlandırmada başarılı oldukları yapılan araştırmalarla belirlenmiştir [5]. Sızıntı suyu geri devri kentsel katı atık yönetiminde, sızıntı suyunun organik gücünü azaltan, depo alanının stabilizasyonunu hızlandıran, depo alanının aktif ömrünü uzatan ve depo gazı üretimini hızlandıran bir yöntemdir [6]. Aerobik şartlar oluştuğunda, mevcut atık bileşiklerinin biyolojik olarak bozunması hızlanmaya başlar. Yerinde havalandırma süresince karbon dönüşümündeki artış organik maddelerin daha hızlı bir şekilde stabilizasyonunu sağlar ve ayrışma prosesinin bir sonucu olarak artan sıcaklık, depo gövdesindeki suyu buharlaştırır. Stabilizasyon prosesinin sonunda, organik bileşikler sadece çok düşük artık gaz potansiyeli olan çok zor bozunabilen veya bozunamayan bileşiklerden oluşur [7].

Bu çalışmada, klasik anaerobik depolama, anaerobik sızıntı suyu geri devirli depolama, semi-aerobik depolama ve aerobik depolama yöntemlerinin uygulanmasının özellikle yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip sızıntı sularının üzerindeki etkisi arazi ölçekli test hücrelerinde incelenmiştir.

2. MATERYAL VE METOT

2.1. Katı Atık Test Hücrelerinin Hazırlanması ve İşletilmesi

Katı atık düzenli depo sahalarında aerobik ve anaerobik proseslerinin atık stabilizasyonu üzerindeki etkilerinin belirlenmesi amacıyla arazi ölçekli gerçekleştirilen bu çalışmada, Kömürcüoda katı atık depo sahasında 20×40×5m (B×L×H) boyutlarında 4 adet test hücresi incelenmiştir. Bu test hücreleri; A1:semi-aerobik, A2:basınçlı havalandırılmalı aerobik, AN1:klasik anaerobik depolama, AN2:anaerobik sızıntı suyu geri devirli olarak işletilmiştir. Şekil 1'de test hücrelerinin görünümü verilmiştir. Hücrelerin tabanları sıkıştırıldıktan sonra üzerine yaklaşık 60 cm kil tabakası serilmiştir, kil tabakası üzerine ise geçirimsizliği sağlamak amacıyla 2 mm kalınlığında HDPE (Yüksek Yoğunluklu Polietilen) folyo ile kaplanmıştır. Folyonun zarar görmesini önlemek için koruyucu tabaka (geotekstil) edilmiştir. Drenaj tabakası çakıl ve Ø150 HDPE dren borularından oluşturulmuştur. Semi-aerobik test hücresinde ise havalandırmanın sızıntı suyu borusu ve gaz bacalarından sağlanabilmesi için Ø500 HDPE borular kullanılmıştır. Basınçlı havalandırmanın uygulandığı Aerobik (A2) test hücresinde tam bir havalandırmanın gerçekleşmesi için ilave havalandırma boruları teşkil edilmiştir. Ayrıca depo gazının tahliyesi için her hücreye gaz bacası yerleştirilmiştir. Hücrelerin üzerine 15 cm örtü toprağı ve 40 cm kil serilerek sıkıştırılıp kapatılmıştır. Oluşan sızıntı suyunu toplamak maksadıyla her bir hücrenin drenaj borusu çıkışına birer adet sızıntı suyu toplama tankı yerleştirilmiştir. Basınçlı havalandırmanın uygulandığı A2 test hücresinde kompresör ve blower ile basınçlı hava sağlanmıştır. Kompresör, havalandırma amacıyla depo gövdesine yerleştirilen borularda tıkanma ihtimaline karşı ortama basınçlı hava verilerek bu tıkanmaların temizlenmesi için kullanılmıştır. Dolayısıyla depo gövdesinde esas havalandırma Blower sistemi ile sağlanmıştır.



Şekil 1. Test hücrelerinin görünümü

2.2. Deneysel Çalışmalar

Test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunun pH, iletkenlik, klorür (Cl⁻), toplam alkalinite, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOl), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam Kjeldahl azotu (TKN), amonyak azotu (NH₃), Sızıntı suyunun bileşenleri, test hücrelerinin sızıntı suyu çıkışından numune alınarak APHA (2005)'de [8] verilen yöntemlere göre gerçekleştirilmiştir.

3. SONUÇLARVE TARTIŞMA

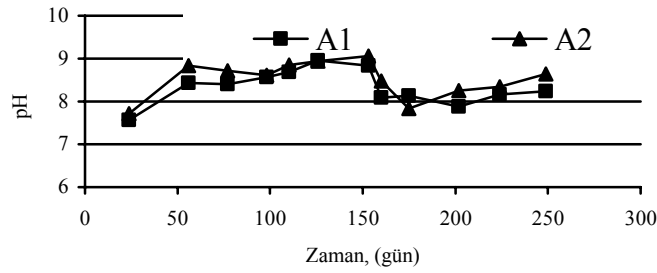
Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının karakterinin geri devirle değişimini incelemek amacıyla hücrelerin tabanından drenaj boruları ile alınan sızıntı suları laboratuara getirilerek pH, alkalinite, toplam çözünmüş katı madde, klorür, iletkenlik, toplam Kjeldahl azotu, amonyak

azotu, KOİ ve BOİ ve analizleri gerçekleştirilmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar aşağıda değerlendirilmiştir.

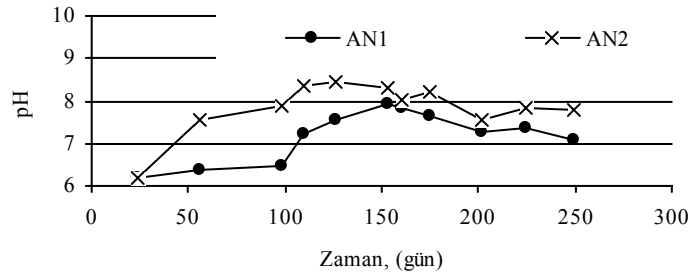
3.1. pH

Her mikroorganizma grubunun faaliyetlerini sürdürebileceği optimum bir pH aralığı olmakla birlikte, genel olarak bakteriler için optimum pH aralığının 6-8 arasında olduğu söylenebilir. Depo sahalarında sızıntı suyunun pH değeri, atıkların ayrışma kademeleri ile ilgili ipuçları vermektedir. Mikrobiyal aktivitenin asidik safhadan metanojenik safhaya doğru ilerlemesi ile sızıntı suyunun pH değerinin de 4.5-7 arasında değişen değerlerden 7-8.2 arasında değişen metanojenik değerlere ulaşması beklenir [9].

A-1 ve A-2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında pH'nın zamanla değişimi Şekil 2'de verilmiştir. A-1 ve A-2 hücrelerinde depolamadan yaklaşık 50 gün sonra sızıntı suyunun pH değeri 8 seviyesine ulaşmış, bu aşamadan sonra her iki hücrede de pH artmaya devam ederek depolamadan yaklaşık 120 gün sonra 9 seviyesine kadar yükselmiştir. Bu aşamadan sonra yağışlardan dolayı pH değerlerinde bir miktar düşüş gözlemlense de depolamanın başlangıcından itibaren aerobik test hücrelerinde pH değerleri 7,5-9,0 arasında ölçülmüştür.



Şekil 2. Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda pH'nın değişimi



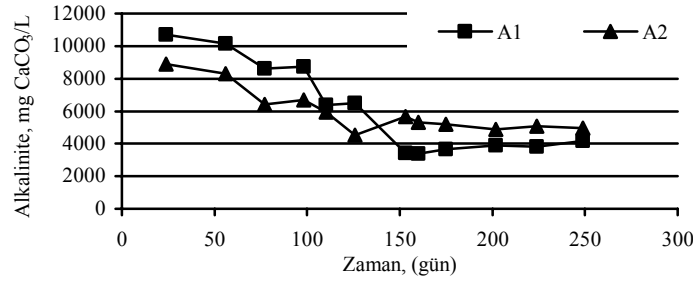
Şekil 3. Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda pH'nın değişimi

AN-1 ve AN-2 hücrelerinde oluşan sızıntı sularında pH'nın zamanla değişimi Şekil 3'de verilmiştir. Çalışma süresince bugüne kadar yapılan ölçümlerde anaerobik test hücrelerinde pH değeri 6.2-8.3 arasında bir değişim göstermiştir. Depolamadan 50 gün sonra AN-2, 110 gün sonra da AN-1 hücrelerinde pH değerleri nötr değerlere ulaşmış, AN-2 test hücrelerinde daha belirgin olmakla birlikte her iki hücrede de pH değerlerinin zamana bağlı olarak artış gösterdiği belirlenmiştir. Atık ayrışma kademeleri pH'a bağlı olarak değerlendirilecek olursa her iki test

hücrelerinde de asidojenik safhanın uzun sürmediği, kısa sürede metanojenik safhaya geçişin olduğu söylenebilir.

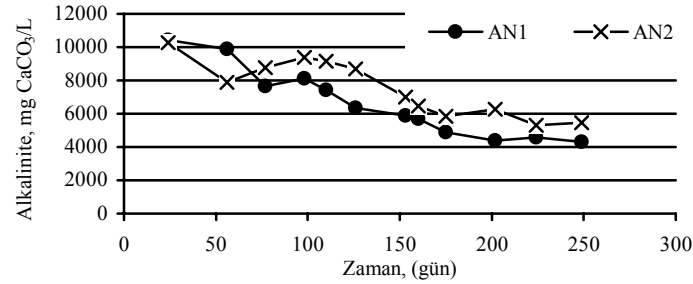
3.2. Alkalinite

Biyolojik sistemlerde alkalinite, ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitlerin tamponlanma kapasitesini göstermektedir. Evsel katı atıklar içerisinde yer alan kolay ayrışabilen organik maddelerin (meyve ve sebze artıkları gibi) depolandıktan sonra hızlı bir şekilde ayrışması uçucu yağ asidi birikimine sebep olabileceği için ortamda yeterli alkalinitenin bulunması, pH'nın tamponlanması açısından önemlidir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktivitenin yavaşlamasına veya tamamen durmasına yol açabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı tamponlar. Şekil 4'de aerobik, Şekil 5'de ise anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda alkalinitenin zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 4. Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında alkalinite değişimi

A-1 ve A-2 test hücrelerinde başlangıçta 8000-10000 mg/L CaCO₃ değerlerinde olan sızıntı suyunun alkalinitesi zamana bağlı olarak azalmış ve depolamadan yaklaşık 150 gün sonra 4000 mg/L CaCO₃ değerlerine ulaşmıştır. A-1 hücrelerinde sızıntı suyu alkalinitesi genel olarak A-2 test hücrelerine göre daha yüksek değerlerde olsa da, alkalinite parametresinin her iki hücrede gerek eğilimi, gerekse değerleri arasında önemli bir fark gözlenmemiştir.



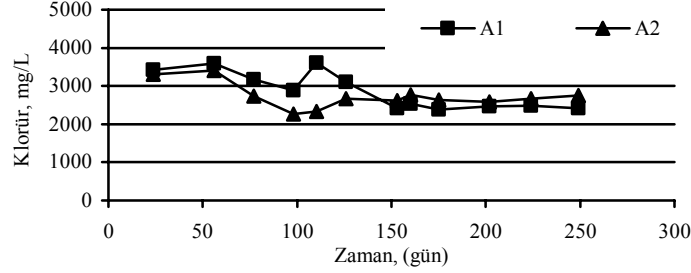
Şekil 5. Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında alkalinite değişimi

Anaerobik test hücrelerinde de, başlangıçta oluşan sızıntı sularının alkalinitesi 10000 mg/L CaCO₃ değerlerinde iken, zamanla 4000 mg/L CaCO₃ seviyelerine düşmüştür. Anaerobik sistemlerde optimum metan oluşumu için gerekli toplam alkalinite değeri 2000-3500 mg/L

CaCO₃'tür [10]. Buna göre, atıkların anaerobik ayrışması için gerekli olan toplam alkalinitenin her iki test hücresinde de depolamadan sonraki her aşamada mevcut olduğu görülmektedir.

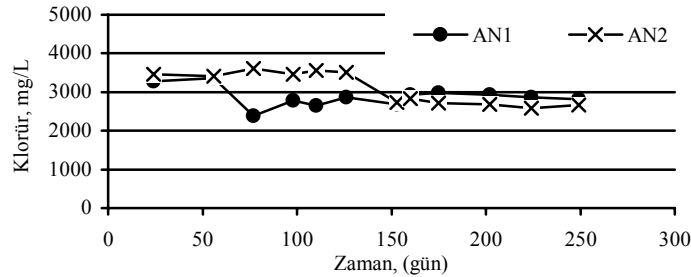
3.4. Klorür

Klorür biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bir madde olduğundan, klasik anaerobik depo sahalarında genellikle sızıntı suyunda seyrelme olup olmadığını belirlemek maksadıyla kullanılırken, aerobik ayrışmada ise CO₂ ve H₂O ile birlikte ayrışmanın temel ürünleri arasında yer almaktadır [11].



Şekil 6. Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında klorür değişimi

Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cl⁻ konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6 ve Şekil 7'de verilmiştir. A-1 ve A-2 test hücrelerinde başlangıçta 3500 mg/L seviyelerinde seyreden Cl⁻ konsantrasyonlarında zamana bağlı olarak önemli bir değişim gözlemlenmemiş ve çalışma süresince 2500 mg/L seviyelerinde tespit edilmiştir. Anaerobik test hücrelerinde klorür konsantrasyonlarında önemli bir değişiklik gözlenmemiş, başlangıçta 3500 mg/L civarında olan klorür konsantrasyonu her iki test hücresinde de yaklaşık 160 gün sonra 2800-3000 mg/L değerlerinde tespit edilmiştir.



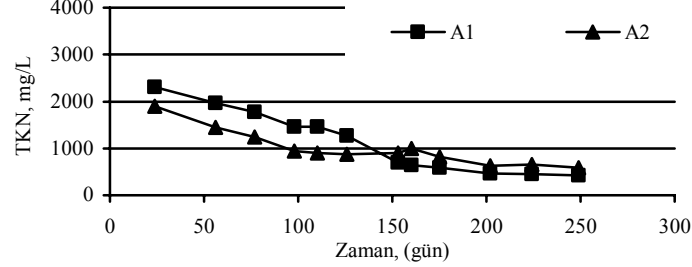
Şekil 7. Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında klorür değişimi

3.5. Toplam Kjeldahl azotu (TKN) ve amonyak azotu (NH₃-N)

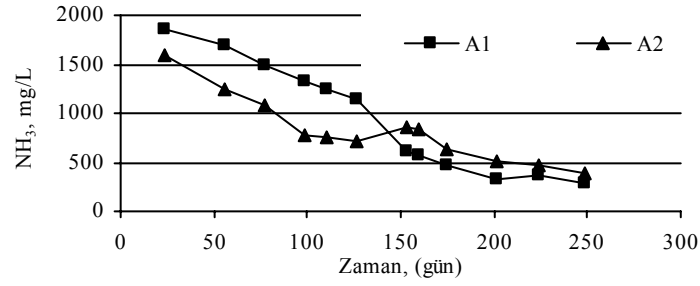
Amonyak, depo sahalarında genellikle proteinlerin ve aminoasitlerin ayrışması sonucu ortaya çıkar. Atıkların ayrışması sırasında sızıntı suyunda ortaya çıkan azotun büyük bir kısmını amonyak azotu oluşturmaktadır. Yapılan çalışmalarda amonyak konsantrasyonlarının sızıntı suyunda 500-1000 mg/L arasında değiştiği ve bu konsantrasyonlarda zamanla önemli bir

değişimin meydana gelmediği belirlenmiştir [12]. Bu nedenle bazı araştırmacılar amonyağı, sızıntı suyunun en önemli bileşeni olarak göstermişlerdir [13,14].

Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının depo yaşına bağlı olarak değişimi sırasıyla Şekil 8 ve Şekil 9'da, anaerobik hücrelerde oluşan sızıntı suyunda TKN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi ise sırasıyla Şekil 10 ve Şekil 11'de verilmiştir.



Şekil 8. Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında TKN değişimi



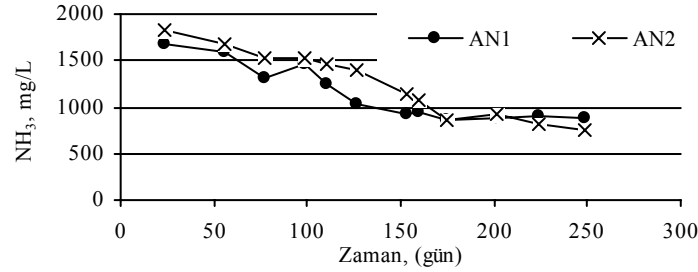
Şekil 9. Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında $\text{NH}_3\text{-N}$ değişimi



Şekil 10. Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında TKN değişimi

Çalışma süresince aerobik ve anaerobik test hücrelerinde belirlenen maksimum amonyak konsantrasyonları yaklaşık olarak 1800 mg/L civarındadır. 250 günlük çalışma sonunda aerobik ve anaerobik test hücrelerinde ölçülen nihai amonyak konsantrasyonları A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 test hücreleri için sırasıyla 280, 390, 880 ve 750 mg/L olarak tespit edilmiştir. Amonyakın metanojenik şartlar altında giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik depo sahalarında ayrışması sonucu oluşan sızıntı suyunda amonyak konsantrasyonlarının zamanla çok

önemli bir şekilde değişmediği söylenebilir. Aerobik hücrelerde amonyak konsantrasyonlarının daha düşük olmasının sebebi, ortamda oksijenin mevcut olması dolayısı ile amonyağın nitrifikasyon yoluyla nitrate dönüşmesidir. $\text{NH}_3\text{-N}$, anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş halidir. Aerobik şartlarda Nitrosomonas grubu bakterilerin etkisiyle amonyak nitrite oksitlenir ve oluşan nitrit Nitrobakter grubu bakterilerin etkisiyle, çok daha hızlı bir reaksiyonla nitrate okside edilir. Amonyak konsantrasyonlarındaki azalma bu nitrifikasyon prosesinden kaynaklanmaktadır.

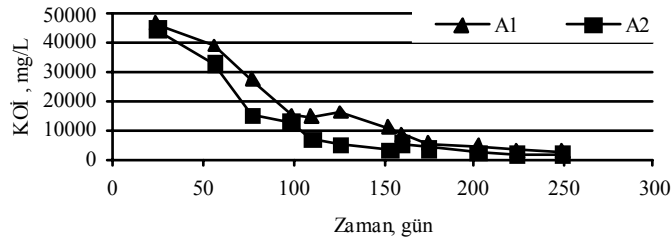


Şekil 11. Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında $\text{NH}_3\text{-N}$ değişimi

3.6. Sızıntı Suyunun Organik İçeriği

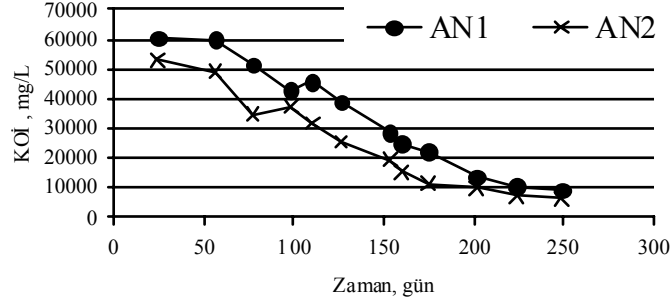
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), organik madde muhtevasının oksijen eşdeğerinin bir ölçüsüdür. Depo sahalarında yapılan çalışmalarda, atıkların ayrışmasının ilk safhalarında sızıntı suyunun organik madde muhtevasının oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının muhteviatındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (%90) organik asitlerden kaynaklanmakta ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı asetik, propiyonik ve butirik asitlerden ileri gelmektedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışması sonucunda KOİ konsantrasyonunda da bir azalma meydana gelmektedir.

Şekil 12 ve Şekil 6.14'de aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir. Aerobik test hücrelerinde atıklar depolandıktan sonraki ilk 30 gün KOİ değeri 45000 mg/L seviyelerinde ölçülmüştür. Bundan sonra hızla azalarak A-1 test hücresinde 160 gün sonunda 8700 mg/L değerine, A-2 test hücresinde ise 3400 mg/L seviyesine düşmüştür. Bu aşamadan sonra geçen sürede her iki hücrede de KOİ konsantrasyonlarında çok yavaş bir azalma meydana gelmiş, 250 gün sonunda A-1 test hücresinde 2500 mg/L, A-2 test hücresinde ise 1500 mg/L olarak belirlenmiştir.



Şekil 12. Aerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının değişimi

Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının zamana bağlı olarak değişimi arasında büyük farklılıklar olduğu görülmektedir. Anaerobik ayrışma ile karşılaştırıldığında çok daha hızlı gerçekleşen aerobik ayrışma dolayısıyla, sızıntı suyu KOİ değeri hızlı bir şekilde düşmüştür. AN-1 test hücresinde 100 gün sonunda KOİ konsantrasyonu 45000 mg/L, AN-2 test hücresinde ise 32000 mg/L gibi değerlerde iken, aynı süre sonunda A-1 test hücresinde KOİ konsantrasyonu 14000 mg/L, A-2 test hücresinde ise 6000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Buradan da görüldüğü gibi, katı atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşmekte ve aerobik depolama ile atık stabilizasyon süresi önemli ölçüde azaltılmaktadır.



Şekil 13. Anaerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının değişimi

BOİ/KOİ oranı atıkların stabilizasyonun bir göstergesi olarak kullanılabilir ve bu oran ne kadar düşüğe atıkların da o derece stabil olduğu söylenebilir [15]. Başlangıçta BOİ/KOİ oranı 0,70 civarında iken 100 gün sonra A-1 ve A-2 test hücrelerinde ise 0,45 civarında tespit edilmiştir. Depolamadan 250 gün sonra aerobik test hücrelerinde bu oran 0,15 civarında iken AN-1 ve AN-2 hücrelerinde 0,27 seviyelerinde belirlenmiştir. Buradan da organik maddenin aerobik ayrışmasının çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, sızıntı suyu geri devir uygulamasının katı atıkların anaerobik ayrışmasını hızlandırdığı tespit edilmiştir.

Katı atık depo sahalarında sızıntı suyunda KOİ gideriminin biyolojik faaliyetle gerçekleşip gerçekleşmediğinin anlaşılması için göz önünde bulundurulmuş bir diğer parametre klorürün biyolojik ayrışmaya dirençli olması ve sızıntı suyunda seyrelme indikatörü olarak kullanılması sebebiyle KOİ/Cl⁻ oranıdır. Bu oranın zamanla azalması sızıntı suyunda KOİ gideriminin biyolojik aktivite sonucu meydana geldiğinin bir göstergesidir. Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında KOİ/Cl⁻ konsantrasyonlarının oranı başlangıçta 20 civarında iken çalışma sonuna doğru 2-3 seviyesine düşmüştür. Bu durum, KOİ'nin biyolojik olarak giderildiği açıkça göstermektedir.

4. SONUÇ

Depo sahasında atıkların havalandırma uygulanarak aerobik ayrışmasının sağlanması sonucunda sızıntı suyu kalitesinde önemli ölçüde ve hızlı bir iyileşme gerçekleşmiştir. Atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşen bir proses olduğundan stabilizasyon süresinin kısaltılması, kapatılmış depo sahasının daha kısa sürede başka maksatlarla kullanılmasına olanak sağlamaktadır ve sızıntı suyu arıtım maliyetinin azaltılması etkili olmaktadır. Bununla birlikte, aerobik depolama ile anaerobik şartlar altında ortaya çıkan depo gazı emisyonları da önemli oranda kontrol altına alınabilir. Anaerobik depolamada sızıntı suyu

geri devrinin uygulanmasıyla stabilizasyon süresinin kısaltılması, sızıntı suyunun sahada arıtımının sağlanması ve depo gazı oluşumunun hızlandırılması sağlanmış olur.

Acknowledgement / Teşekkür

Bu çalışma TÜBİTAK ÇAYDAG 106Y228 nolu proje kapsamında desteklenmiştir.

REFERENCES / KAYNAKLAR

- [1] Cooper, C.D., Reinhart, D.R., Rash, F., et.al., "Landfill Gas Emissions", Florida Center for Solid and Hazardous Wastes Management, Report 92-2. S., 1992.
- [2] Townsed, T.G., Miller, W.L., Lee, H.J., et.al., "Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle", Journal of Environmental Engineering, ASCE, 122 (4), 263-268, 1996.
- [3] Yuen, S.T.S., "Bioreactor Landfills Promoted By Leachate Recirculation: A Full- Scale Study", Ph.D. Thesis, Department of Civil&Environmental Engineering, University of Melbourne, 1999.
- [4] Read, A.D., Hudgins, M., Phillips, P., "Aerobic Landfill Test Cells and Their Implications for Sustainable Waste Disposal", The Geographical Journal, 167 (3), 235-247, 2001.
- [5] DAS K.C., Smith, M.C., Gattie, D.K., et.al., "Stability and Quaility of Municipal Solid Waste Compost From a Landfill Aerobic Bioreduction Process", *Advances in Environmental Research*, 6, 401-409, 2002.
- [6] He, R., Liu, X., Zhang, Z., et.al., "Characteristics of the Bioreactor Landfill System Using an Anaerobic-Aerobic Process for Nitrogen Removal", *Bioresource Technology*, 98, 2526-2532, 2006.
- [7] Heyer, K.U., Hupe, K., Koop, A., et.al., "The Low Pressure Aeration of Landfills: Experience, Operation and Costs", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, (6-10 October 2003).
- [8] Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, 2005.
- [9] Krug, M.N. and Ham, R.K., "Analysis of Long-Term Leachate Characteristics" Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, (1997).
- [10] Öztürk, İ., "Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları", İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Su Vakfı yayınlarından, İstanbul, 1999.
- [11] SuperfundRegion6:SouthCentral, (2004), <http://www.epa.gov/earth1r6/6sf/popileweb/html/>, laccessed, March 02 2009l.
- [12] Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., et.al., "Present and Long Term Composition of MSW Landfill Leachate", A Review, *Critical Reviews in Environmental Scienceand Technology*, 32, 4, 297-336, 2002.
- [13] Kruempelbeck, I. ve Ehrig, J.G., (1999), "Long-term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills in Germany", Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, (4-8 October 1999).
- [14] Christensen, J.B., Jensen, D.L., Filip, Z., et.al., "Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Polluted Groundwater", *Water Research*. 32:125-135, 1998.
- [15] Reinhart, D.R. and Townsend T.G., "Landfill Bioreactor Design & Operation", CRC Pres Lewis Publ, New York, 189pp, 1998.