



**Review Paper / Derleme Makalesi**  
**UNBIODEGREDEABLE (INERT) COD IN LEACHATE**

**Ebru AKKAYA\*, Ahmet DEMİR, Gamze VARANK**

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

**Received/Geliş: 31.08.2009 Accepted/Kabul: 09.07.2010**

---

**ABSTRACT**

Leachate consists of resistant organic matter to biological degradation, to decide the most appropriate treatment method, it is significant to evaluate the biodegradability of leachate and determine the percentage of resistant organic matter. It is concluded in literature that, in biological treatment systems, inert products form when substrate biologically degrade and also it is stated that biological degradation of organic matter in waste water occurs in different mechanism and speeds.

Solid waste leachate is composed of easily degraded, high concentrated, organic matter, unbiodegradable organic matter and inorganic ions. The products degradation of microbial activity is dissolved microbial products and particular inert organic matter.

Biological treatment systems are inadequate for raw leachate treatment, because of existing high amount of inert COD. Since the existence of inert matter in treated leachate impedes providing discharge standards, additional treatment methods must be applied.

In this study, sources of inert components in leachate, the relationship of inert components with landfill age, groups of organic components according to their molecular weight are studied. The importance of these inert COD studies in raw and treated leachate important in choosing the most appropriate treatment method.

**Keywords:** Leachate, inert COD, molecular weight.

**SIZINTI SULARINDA BİYOLOJİK OLARAK AYRIŞAMAYAN (İNERT) KOİ**

**ÖZET**

Genel olarak sızıntı suları biyolojik ayırmaya dirençli organik maddeleri içerdikleri için biyolojik ayrışabilirliği önceden değerlendirmek ve bu çeşit organik maddenin yüzdesini bulmak uygun arıtma sisteminin seçiminde önem arz etmektedir. Yapılan çalışmalar sonucunda, biyolojik arıtma sistemlerinde substratın biyolojik ayrışması sonucunda, zor ayrışan (inert) ürünlerin oluştuğu saptanmış ve biyolojik arıtma tesislerinde, atıksudaki organik maddenin biyolojik ayrışmasının farklı mekanizma ve hızlarda meydana geldiği deneysel olarak tespit edilmiştir.

Katı atık sızıntı suları, yapıları zamanla değişen farklı moleküler ağırlığına sahip yüksek konsantrasyonlarda kolay ayrışabilen ve ayrışamayan organik maddelerle inorganik iyonları ihtiva ederler. Bu organik atıkların ayrışması esnasında mikrobiyal aktivite sonucu ayrışma ürünleri, çözünmüş mikrobiyal ürünler ve partiküler inert organik maddeler oluşmaktadır.

Sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtma sistemleri, ham sızıntı suyunda mevcut olan ve mikrobiyal faaliyetler sonucu oluşan yüksek inert KOİ nedeniyle yetersizdirler. Arıtılmış sızıntı suyundaki inert maddelerin mevcudiyeti, deşarj standartlarını karşılayabilmede engel oluşturur, bu nedenle ilave arıtma yöntemlerinin uygulanması gereklidir.

Bu çalışmada sızıntı suyundaki inert bileşenlerin kaynakları, depo sahası yaşı ile ilişkisi, organik bileşenlerin moleküler ağırlık kavramıyla gruplandırılması, ham sızıntı suyunda ve çeşitli arıtma kademelerinden geçmiş sızıntı suyundaki inert KOİ çalışmaları değerlendirilmiş, uygun arıtma sisteminin seçimindeki önemi vurgulanmıştır.

**Anahtar Sözcükler:** Sızıntı suyu, inert KOİ, moleküler ağırlık.

---

\* Corresponding Author/Sorumlu Yazar: e-mail/e-ileti: ekoca@yildiz.edu.tr, tel: (212) 383 53 95

## 1. GİRİŞ

Genel olarak sızıntı suları biyolojik ayrışmaya dirençli organik maddeleri içerdikleri için biyolojik ayrışabilirliği önceden değerlendirmek ve bu çeşit organik maddenin yüzdesini bulmak uygun olmaktadır (Berrueta vd., 1996).

Katı atık sızıntı suları yapıları zamanla değişen farklı moleküler ağırlığına sahip yüksek konsantrasyonlarda kolay ayrışabilen ve ayrışmayan organik maddelerle inorganik iyonları ihtiva ederler (Reinhart, 1996). Bu organik atıkların ayrışması esnasında mikrobiyal aktivite sonucu ayrışma ürünleri, çözünmüş mikrobiyal ürünler ve partiküler inert organik maddeler oluşmaktadır (Bilgili, 2006).

Hümitik bileşenler doğada, organik bileşenlerde bulunur, doğal suların ve katıların kirletici kimyasında ve biyokimyasında önemli rol oynarlar. Hümitik bileşenler bitki, hayvan atıkları mikro fauna, biyolojik atıklar, pestisitler vs., gibi herhangi bir organik maddeden türeyebilirler. Bu çeşitliliği nedeniyle, doğal çevredeki bazı kirleticileri önemli derecede etkilediği ve taşınımında önemli rol aldığı bilinmektedir. Hümitik bileşenler ve fülvik asitler sızıntı suyunun önemli organik bileşenlerindedir. Hümitik bileşenlerin konsantrasyonlarının yüksek olması sızıntı suyunun arıtılabilirliğini zorlaştırır (Fan vd., 2006).

Yapılan çalışmalar sonucunda, biyolojik arıtma sistemlerinde substratın biyolojik ayrışması sonucunda, zor ayrışan (inert) ürünlerin oluştuğu saptanmış ve biyolojik arıtma tesislerinde, atıksudaki organik maddenin biyolojik ayrışmasının farklı mekanizma ve hızlarda meydana geldiği deneysel olarak tespit edilmiştir.

Sızıntı suyundaki organik maddeler boyut dağılımlarına göre incelendiğinde, askıda maddeler (>1,2 µm), kaba kolloidler (1,2-0,45 µm), ince kolloidler (0,45 µm-1000 Da, 1 Da=1/16 O atomik kütle birimi) ve çözünmüş maddelerden (<1000 Da) oluşur ve sızıntı suyunun moleküler yapısı özellikle mikrobiyal ayrışma prosesinden etkilenir (Ziyang ve Youcai, 2007). Arıtma adımları boyunca sızıntı suyunda mevcut bulunan makro moleküler, biyolojik ayrışma ile orta ve mikro partiküllere dönüşerek moleküler boyut dağılımını değiştirmekle birlikte biyolojik arıtma, mikro moleküler ağırlıklı maddeleri gidermede kaba kolloidler ve askıda maddelere kıyasla daha etkilidir. Koagülasyon, aktif karbon adsorpsiyonu ve TO sistemleri makro ve mikro moleküler ağırlıklı bileşenler ile çözünmüş maddeleri gidermede etkilidir. Dolayısıyla sızıntı suyu biyolojik arıtmadan sonra bu şekilde belirtilen arıtma adımlarından geçirilmelidir (Ziyang ve Youcai, 2007).

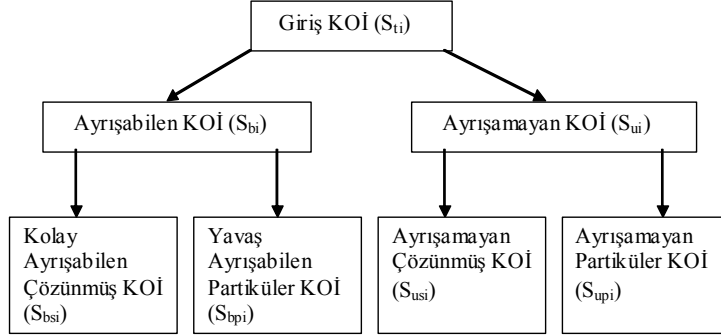
Yapılan çalışmalar, biyolojik olarak ön arıtılmış sızıntı suyundaki çözünmüş organik karbon (ÇOK) bileşenlerinin, başlıca hümitik ve fülvik asitleri içeren hümitik bileşenlerden oluştuğunu göstermiştir (Chian ve Dewalle, 1977; Christensen vd., 1988; Nanny ve Ratasuk, 2002; Zouboulis vd., 2004).

İnert organik bileşenler çoğunlukla hümitik asit ve fülvik asitlerden oluşan hümitik bileşenlerdir (Kjeldsen vd., 2002; Nanny ve Ratasuk, 2002; Xu vd., 2006). Hümitik bileşenler bitki ve hayvan dokularının kimyasal ve biyolojik proseslerle parçalanması sonucu oluşan anyonik makro moleküllerdir (Xu vd., 2006; Kang vd., 2002).

İnert maddeler biyolojik ayrışmaya karşı dirençli maddelerdir. Bunlar toksik bileşenlerden farklıdır, konsantrasyonları biyolojik prosesleri etkilemez, mikroorganizmalar bu bileşenleri metabolik olarak kullanamazlar, kimi zaman bu bileşenler biyolojik faaliyetler sonucu oluşur (Alkalay vd., 1998). Membran ayırma ve jel permatasyon yöntemleriyle yapılmış bir çalışmada sızıntı suyu bileşenleri 500-10000 Da molekül ağırlığında çoğunlukla fülvik asit ve benzeri bileşenler ile karboksil ve aromatik hidroksil bileşenlerinden oluşur. Başka bir araştırmacı sızıntı suyundaki inert bileşenlerin çoğunlukla 500-10000 Da aralığındaki ortalama moleküler ağırlıktaki fülvik asit gibi bileşenlerden oluştuğunu tespit etmişlerdir. Genç ve yaşlı depo sahası sızıntı sularının biyolojik ayrışabilirliğinin incelendiği bir çalışmada, genç sızıntı suları daha çok ayrışabilir olmasına rağmen, genç, orta yaşlı ve yaşlı sızıntı sularının inert bileşenleri miktar ve yapı olarak oldukça benzer olduğu sonucuna varılmıştır (Alkalay vd., 1998).

## 2. KOİ BİLEŞENLERİ

Toplam KOİ değeri, biyolojik olarak parçalanma özelliklerine bağlı olarak, toplam, biyolojik olarak ayrışabilen KOİ ve toplam inert KOİ fraksiyonları olmak üzere iki ana alt gruba ayrılabilir. Bu fraksiyonlar da kendi aralarında alt gruplara ayrılabilirler. İnert KOİ bileşeni, çözünmüş inert ve partiküler inert KOİ olmak üzere iki alt grupta incelenebilir. Ayrışabilen KOİ fraksiyonu ise, organik maddenin ayrışma hızına bağlı olarak hızlı ayrışabilen çözünmüş KOİ ve yavaş ayrışabilen partiküler KOİ olarak iki sınıfta incelenebilir. Kolay ayrışabilen çözünmüş KOİ, mikroorganizmalar tarafından çok hızlı bir şekilde ayrıştırılır. Yavaş ayrışabilen partiküler KOİ'nin ise mikroorganizmalar tarafından metabolize edilmeden önce hücre dışı enzimler vasıtasıyla daha basit kimyasal birimlere ayrılması gerekmektedir. Şekil 1'de KOİ alt bileşenleri verilmiştir (Wentzel, vd. 1999).



Şekil 1. Atıksulardaki KOİ alt bileşenlerinin dağılımı

Atıksuyun biyolojik olarak ayrışabilen KOİ fraksiyonu, toplam biyolojik oksijen ihtiyacı (TbOİ) metoduna göre belirlenebilir. TbOİ yaklaşımı, partiküler organik maddelerin biyolojik oksidasyon prosesi tamamlandığında hidrolize oldukları kabulüne dayanır. Farklı özelliklere sahip evsel atıksularda yapılan deneylerde bu sonuç doğrulanmıştır. Bu nedenle TbOİ, biyolojik olarak ayrışabilen KOİ'ye eşit kabul edilmektedir (Park, vd. 1997).

Hümkik bileşenler, ortalama moleküler ağırlık olan 1000 Da (fülvik asit) boyutlarından yüksek moleküler ağırlık olan 10000 Da (hümkik asit) boyutlarına kadar değişen moleküler ağırlıklarda inatçı anyonik makro moleküllerdir. Bu hümkik bileşenler karboksilik ve fenolik fonksiyonel gruplarla aromatik ve alifatik bileşenleri içerir (Trebouet vd., 2001; Xu vd., 2006). Çizelge 1'de organik bileşenlerin moleküler ağırlıklarına göre dağılımı verilmektedir (Chian ve Dewalle, 1977; Alkalay vd., 1998; Çallı, 1999; Wichitsathian vd., 2004; Shaohua ve Junxin, 2006).

Chian ve Dewalle (1977), sızıntı suyundaki organik maddelerin önemli bir grubunu moleküler ağırlığı 10000 Da'dan büyük olan hümkik bileşenlerin oluşturduğunu belirtmişlerdir. Bu hümkik bileşenlerin miktarı fülvik asitlere (500-10000 Da) kıyasla depo sahası yaşlandıkça daha hızlı düşer. Hümkik yapı bileşenlerin düşük moleküler ağırlıklı olanlarını fülvik asitler oluşturur (Chian ve Dewalle, 1977; Trebouet vd., 1999; Trebouet vd., 2001).

Çizelge 1. Moleküler ağırlıklarına göre organik bileşenlerin grupları

Grup 1 Yağ Asitleri	Grup 2 Fülvik Asitler	Grup 3 Hümik Asitler
<500	500-10000 Da	>10000
Düşük moleküler ağırlıklı organikler	Orta büyüklükte moleküler ağırlıklı organikler	Yüksek moleküler ağırlıklı bileşenler
Biyolojik olarak kolay ayrışabilirler	Biyolojik olarak kolay ayrışamazlar	Biyolojik olarak kolay ayrışamazlar
Uçucu yağ asitleri Asetik asit Propiyonik asit Bütirik asit Amino asitler	Fülvik asit Karboksil ve aromatik hidroksil grupları	Selüloz ve lignin kaynaklı Karbonhidratlar Proteinler Hümik asitler

Trebouet vd., (2001), olgunlaşmış sızıntı suyunun düşük moleküler ağırlıklı (<1000 Da) bileşenlerden oluştuğunu, bu organiklerin fülvik asit bileşenlerinden oluştuğunu ve sızıntı suyunun inert kısmını oluşturduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca sızıntı suyundaki KOİ'yi oluşturan bileşenlerin %38'ni moleküler ağırlığının 500 Da'dan düşük olduğunu tespit etmişlerdir.

### 3. İNERT KOİ ÇALIŞMALARI

Biyolojik sistemlerde inert bileşiklerin oluşumu ve miktarlarının azaltılması pek çok araştırmaya konu olmuştur (İnce, vd., 1998; Low ve Chase, 1999; Hasar ve Kınacı, 2004).

#### 3.1. İnert KOİ Çalışmaları

Boero vd., (1991), biyolojik proseslerden çıkan suların biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'sinin çözünmüş mikrobiyal ürünlerden oluştuğunu ve bu ürünlerin substrat ayrışması esnasında ara ürün, son ürün ve içsel solunum sonucu ortaya çıktığını belirtmişlerdir. Bir başka çalışmada da bu ürünlerin biyokütle teşkili esnasında ve basit substratların mineralizasyonu sırasında biyokütle ayrışması sonucu çözünmüş organiklerin birikiminden kaynaklandığı belirtilmiştir (Noguera vd., 1994).

Venkataramani vd., endüstriyel tipteki sızıntı suyunda yaptıkları toksisite analizine, toksin olarak tanımlanan maddelerin çoğunluğunu depo sahasındaki aktiviteler sonucu meydana gelen kısa zincirli yağ asitleri (<500 Da) ve alkollerin oluşturduğunu belirtmişlerdir (Alkalay vd., 1998). Biyolojik arıtma çıkış suyunu moleküler ağırlık bazında inceleyen bazı araştırmacılar, bileşenlerin çoğunlukla 5000 Da'dan büyük olduğunu bulmuşlardır (Alkalay vd., 1998).

Alkalay vd.,'nin (1998), yaptıkları araştırmada anaerobik arıtılmış sızıntı suyunun toplam uçucu katı maddenin %52'sini hümik asit oluşturduğunu bununla birlikte, aerobik olarak arıtılmış sızıntı suları için bu değer %56-62 olduğunu belirtmişlerdir. Yüksek konsantrasyonlarda kirlilik içeren sızıntı sularının anaerobik veya aerobik arıtmada yüksek KOİ ve BOİ giderme verimi elde edilse dahi, çıkış suyundaki organik madde miktarı oldukça yüksek olabilmektedir. Bu da önemli miktarda inert bileşenlerin mevcudiyetini göstermektedir.

Shaohua ve Junxin (2006), MBR'la sızıntı suyunun arıtılabilirliği ile ilgili çalışmalarında düşük moleküler ağırlıklı organiklerin çoğunluğunun biyolojik olarak ayrışabilir olduğunu, ayrışamayan kısmın ise membrandan geçebilecek kadar küçük boyutlarda olduğunu belirtmişlerdir.

### 3.1.1. Odayeri Depo Sahası Sızıntı Suyu İnert KOİ Çalışmaları

Odayeri düzenli depo sahasında inert KOİ belirleme çalışmalarında 1999'da yapılan bir çalışmada inert KOİ'nin toplam KOİ'nin %4'ü olduğu tespit edilmiş, o dönemde yapılan ölçümler esnasında KOİ değeri 47600-11100 mg/L aralığında değiştiği belirtilmiştir (Tüylüoğlu, 2001). Yılmaz'ın (2000), aynı depo sahası için yaptığı çalışmada ise, anaerobik reaktör çıkışında aerobik azot giderimi de yapılmış ancak çıkış KOİ değerlerinin deşarj limitlerini karşılamadığı ve bu durumun da çözünmüş inert KOİ oranının yüksek, kolay ayrışabilir KOİ oranının ise düşük olmasından kaynaklandığı vurgulanmıştır. Yapılan çalışmada ham KOİ değeri 44000-10300 mg/L aralığında olan sızıntı suyundaki inert KOİ %5 olarak bulunmuş, anaerobik arıtma çıkışında bu değer biyolojik kısım artırıldığından %60 bulunmuştur.

Günay (2002), yaptığı çalışmada, YAÇY reaktör çıkışındaki KOİ'nin 3000-3500 mg/L aralığında olduğunu, ham sızıntı suyunun kuvvetliliğinden bağımsız olarak bu değerlerin hemen hemen aynı değerlerde kaldığını belirtmiştir. Günay (2002), anaerobik arıtılmış sızıntı suyunda hümik madde deneyi yapmış ve hümik maddelerin 600 mg/L C seviyesinde olduğunu ve bu hümik maddelerin KOİ değerinin 1600 mg/L KOİ'ye eşdeğer olduğunu belirtmiştir. Sonuçta arıtılmayan kısmın yarısının hümik maddelerden ileri geldiğini, diğer yarısının ise koloidal maddeler, reaktörden kaçan mikroorganizmalar ve ayrışmanın ara ürünlerinden kaynaklandığı sonucuna varmıştır.

İnce (2008), Kömürçüoda depo sahası sızıntı suyunda yaptığı çalışmada inert KOİ değerinin ortalama 2250-2400 mg/L aralığında olduğunu tespit etmiştir. Bu deneyler yapıldığında ortalama ham sızıntı suyu KOİ değerleri 12000-15000 mg/L aralığında değişmektedir.

Sızıntı suyunu ardışık iki YAÇY reaktörle arıtan Ağdağ ve Sponza (2005a; 2005b), ilk reaktör çıkış suyunun biyolojik olarak ayrışamayan kısmının %10 civarında olduğunu, 4205 mg/L'lik anaerobik reaktör çıkışı çözünmüş KOİ'sinin 454 mg/L'sini inert KOİ olduğunu belirtmişlerdir.

Bilgili vd., (2008), pilot ölçekli aerobik ve anaerobik reaktörlerdeki sızıntı suyunda yaptıkları çalışmada inert KOİ'nin toplam KOİ'ye oranlarının aerobik reaktörlerde %60 değerlerinde iken, anaerobik reaktörlerde %50 değerlerinde olduğunu tespit etmişler, bu durumu aerobik ayrışma sonucu daha fazla mikrobiyal ürün oluşmasıyla açıklamışlardır.

Akkaya, (2008), ham sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'yi %23, sızıntı suyunun anaerobik arıtımı sonrasında ise bu değeri %66,7 olarak bulmuş, biyolojik olarak ayrışamayan inert KOİ'nin ortalama 2500-2800 mg/L aralığında olduğunu belirtmiştir.

### 3.2. Sızıntı Sularında İnert KOİ'nin Zamanla Değişimi

Katı atık sızıntı suları yapıları zamanla değişen farklı moleküler ağırlığına sahip yüksek konsantrasyonlarda kolay ayrışabilen ve ayrışamayan organik maddelerle inorganik iyonları ihtiva ederler (Reinhart, 1996). Buna bağlı olarak sızıntı suyunun karakteri kompozisyonuna, miktarına ve içerisindeki mevcut biyolojik ayrışabilirliğine bağlı olarak zamanla değişir (Chu vd., 1994; Youcai vd., 2000; Fueyo vd., 2003). Bu nedenle genç ve yaşlı depo sahası sızıntı suları farklı özelliktedirler. Depo sahalarının yaşı arttıkça yüksek moleküler ağırlıklı bileşenler ve inert bileşenler artmaktadır (Calace vd., 2001a; Rivas, vd., 2003; Shaohua ve Junxin, 2006). Genç depo sahası sızıntı sularının biyolojik ayrışabilirliği yüksektir ve organik bileşenlerin %80'nini uçucu yağ asitleri oluşturur, orta yaşlı sızıntı sularının biyolojik ayrışabilirlikleri orta düzeydedir ve %5-30 uçucu yağ asidi + hümik ve fülvik asitleri içerir. Yaşlı depo sahalarında ise biyolojik ayrışabilirlik düşüktür, hümik, fülvik asit ve boyutları 500 Da'dan küçük moleküller içerir (Tabet vd., 2002).

Calace, vd. (2001b), tarafından yapılan çalışmada, genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının yaklaşık %30'u yüksek moleküler ağırlığa sahip maddelerden oluşurken, yaşlı depo sahalarında oluşan daha kompleks ve arıtımı daha güç olan sızıntı sularında bu oranın %72

olduğu tespit edilmiştir. Bu durum yüksek moleküler ağırlığa sahip ve daha zor ayrışabilen maddelerin konsantrasyon yüzdelerinin zamanla arttığını göstermektedir. Benzer şekilde Özkaya (2004), tarafından yapılan çalışmada sızıntı sularının zamana bağlı olarak çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'leri belirlenmiştir. Yapılan deneysel çalışmalarda, test hücrelerinden başlangıçta oluşan taze çöp suyunda KOİ'nin kolay ayrışabilen substrattan meydana geldiği, depo yaşı ilerledikçe sızıntı suyunun daha zor ayrışan organikleri içerdiği belirlenmiştir.

Reinhart ve Grosh (1998), tarafından yapılan çalışmada, sızıntı suyundaki baskın organik maddelerin, depo gövdesinde süregelen mikrobiyal ve fiziksel/kimyasal proseslere bağlı olarak depo yaşı arttıkça önemli değişimler gösterdiğini tespit etmişlerdir. Sızıntı suyundaki organik maddelerin zamanla değişimi, serbest uçucu yağ asitleri, düşük moleküler ağırlığa sahip aldehitler ve amino asitler, karbonhidratlar, peptitler, hümik asitler, fenolik bileşikler ve fülvik asitler şeklinde bir sırayla gerçekleşmekte olduğu sonucuna varmışlardır (Reinhart ve Grosh 1998).

Depo sahası sızıntı sularındaki hümik bileşenler hümifikasyonun başlangıç safhasında olduğunu göstermektedir, depo sahası yaşlandıkça hümifikasyonun derecesi de artmaktadır. Ayrıca depo yaşı arttıkça hümik bileşenlerin molekül boyutları ve aromatik bileşenleri artmaktadır (Kang vd., 2002). Kang vd., (2002), tarafından yapılan çalışmada farklı depo yaşlarına sahip sızıntı sularının ihtiva ettiği hümik ve fülvik asitleri karakterize etmişlerdir. Çalışmada, depo yaşı arttıkça sızıntı suyundaki hümik maddelerin moleküler boyutlarının da artma eğiliminde olduğunu tespit etmişlerdir, ayrıca fülvik asitlerin molekül boyutlarının hümik asitlerinkinden daha düşük olduğu, dolayısıyla fülvik asitlerin kirleticilerin taşınımında daha önemli rol oynadığı sonucuna varmışlardır.

Berrueta vd., (1996), sızıntı suyunu anaerobik arıtılabilirliği çalışmalarında biyolojik ayrışabilirlik testleri ile sızıntı suyunun yalnızca %40-50'sinin biyolojik olarak ayrışabildiğini belirtmişlerdir. Aynı depo sahası sızıntı suyunda yapılan çalışmalarda KOİ değeri 3000-4000 mg/L olan sızıntı suyunun, 7 yıl önceki KOİ değerlerinin 13000-18000 mg/L aralığında olduğu belirtilmiştir. Bu durum depo sahası içindeki faaliyetler sonucu zamanla biyolojik ayrışabilen organik madde miktarının azalmasıyla açıklanmıştır.

### 3.3. Sızıntı Sularından İnert KOİ'nin Giderilmesi

Sızıntı suyu arıtımında biyolojik arıtma sistemleri, ham sızıntı suyunda mevcut olan ve mikrobiyal faaliyetler sonucu oluşan yüksek inert KOİ nedeniyle yetersizdirler (Alkalay vd., 1998; Chae vd., 2000). Arıtılmış sızıntı suyundaki inert maddelerin mevcudiyeti, deşarj standartlarını karşılayabilmede engel oluşturur, bu nedenle ilave arıtma yöntemlerinin uygulanması gereklidir (Wichitsathian, 2004).

Gerek atıkların ayrışması esnasında oluşan kompleks yapıdaki sızıntı suyunun mevcut inert KOİ'si, gerekse bu suların arıtıldığı biyolojik sistemlerde mikrobiyal aktivite sonucu oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert KOİ sebebiyle arıtma sonrası deşarj standartlarının sağlanması zorlaşmaktadır (Rivas vd., 2004; Zouboulis vd., 2004; Kurniawan vd., 2006). Dolayısı ile arıtma tesislerinin dizaynında KOİ'nin bileşenlerinin, yani biyolojik olarak parçalanabilen ve parçalanamayan KOİ'nin belirlenmesi faydalı olmaktadır. Sızıntı suyu arıtımında ters ozmozun kullanımı bu açıdan önemli bir adımdır, fakat işletme ve kurulum maliyeti yüksektir ve ters ozmozdan kalan konsantrasyon kısmı da problem teşkil etmektedir (Peters, 1998).

Olgunlaşmış sızıntı suyunun biyolojik arıtma sonrasında da KOİ'si yüksektir. Çünkü depo sahası yaşlandıkça 500-1000 Da moleküler ağırlıklı fülvik asit fraksiyonu artar ve dolayısıyla ilave bir arıtma adımının uygulanması gerekir (Trebouet vd., 2001). Sızıntı sularından inert KOİ giderilmesi ile ilgili olarak Çeçen vd., (2003), yaptıkları bir çalışmada, biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'nin büyük bir kısmının toz aktif karbon yöntemi ile giderildiğini

açıklamışlardır. Bunun yanı sıra, Çallı vd., (2005), ozon/fenton oksidasyonu ile inert KOİ'nin %85'ini giderdiklerini belirtmişlerdir.

Biyolojik olarak arıtılmış genç sızıntı suyu, olgunlaşmış sızıntı suyu ile KOİ, BOİ, pH ve alkalinite parametreleri açısından benzer karakterdedirler (Alvarez-Vazquez vd., 2004; Wang vd., 2004; Xu vd., 2006). Tüm arıtma sistemlerinin performansı, belirli organik bileşenlerin sızıntı sularından giderilmesiyle ölçülür. Gourdon vd.,'nin (1989b), saptamalarına göre anaerobik arıtmaya kıyasla aerobik arıtmada inert bileşenlerin %50 daha fazla giderilebilir ve her iki arıtma çıkışında bulunan inert bileşenler aynıdır. Birçok araştırmacı, genellikle aynı türdeki bileşenlerin hem aerobik hem de anaerobik arıtmaya dirençli olduğunu vurgulamışlardır (Gourdon vd., 1989b; Alkalay vd., 1998).

Sızıntı suları çeşitli biyolojik metotlarla veya bunların kombinasyonu ile arıtılsa dahi 1000 mg/L civarında inert KOİ kalmaktadır (Zouboulis vd., 2004). Başka bir araştırmacı, sızıntı suyundaki inert KOİ'nin daim olarak kaldığını ve 500 mg/L'den büyük konsantrasyonlarda bulunduğunu belirtmiştir (Trebouet vd., 1999).

Trebouet vd., (1999), inert KOİ'nin giderilmesi için gözenek boyutu yaklaşık 500 Da olan membranın kullanılması gerektiğini savunmuşlardır. Yılmaz, (2000), KOİ'nin deşarj limitlerini sağlaması için atıksuyun ozonlama, UV veya bir oksidanla oksitlenerek biyolojik olarak kolay ayrıştırılabilirliği artırılabilirliğini belirtmiştir.

#### 4. SONUÇLAR

Katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suları gibi kuvvetli atıksuların arıtımında, gerek ham atıksuda bulunan gerekse biyolojik arıtım sırasında oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert organik maddeler, deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir. Sızıntı suyundaki kolay ayrışabilir kısım zamanla azalırken, yüksek moleküler ağırlıklı bileşenler ve biyolojik olarak ayrışamayan yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerin miktarı da artar. Bu durum sızıntı suyunun arıtılabilirliğini güçleştirir, dolayısı ile arıtma tesislerinin dizaynında KOİ'nin bileşenlerinin, yani biyolojik olarak parçalanabilen ve parçalanamayan KOİ'nin belirlenmesi faydalı olacaktır.

İnert KOİ'nin giderilmesi ile ilgili çalışmalarda, ters ozmozun kullanımı, moleküler ağırlık engelleme sınırı 500 Da olan membranın kullanımı ve toz aktif karbon ile fizikokimyasal arıtma yöntemlerinin kullanımı tavsiye edilmiştir. Bununla birlikte yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlerin oksidasyon, ozonlama, UV veya hidrojen peroksit gibi yöntemlerle daha düşük boyutlara indirgenmesi de önerilen yöntemler arasındadır.

İstanbul'daki depo sahası sızıntı sularında daha önceki yapılan inert KOİ çalışmaları değerlendirildiğinde ise sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ yüzdesinin zamanla arttığı görülmektedir.

#### REFERENCES / KAYNAKLAR

- [1] Ağdağ, O. N., Sponza, D., (2005a), "Sızıntı Sularının Yukarı Aktif Çamur Yatak / Tam Karışım Tank Reaktör Sistemlerinde Arıtılması", İTÜ Dergisi/e, Su Kirlenmesi Kontrolü, Cilt:15, Sayı:1-3, 29-42.
- [2] Ağdağ, O. N., Sponza, D. T., (2005b), "Anaerobic/Aerobic Treatment of Municipal Landfill Leachate in Sequential Two-Stage Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB)/Completely Stirred Tank Reactor (CSTR) Systems", Process Biochemistry 40, 895-902
- [3] Akkaya, E., (2008), "Sızıntı Suyu Arıtımında Anaerobik-Membran Sistemlerinin İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi", Doktora Tezi Ara Raporu, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

- [4] Alkalay, D., Guerrero, L., Lema, J. M., Mendez, R., Chamy, R., (1998), "Review: Anaerobic Treatment of Municipal Sanitary Landfill Leachates: The Problem of Refractory and Toxic Components", *World Journal of Microbiology & Biotechnology* 14, 309-320.
- [5] Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., Judd, S. J., (2004), "Membrane Bioreactors vs Conventional Biological Treatment of Landfill leachate: a Brief Review", *J. Chem. Technol. Biot.* 79, 1043-1049.
- [6] Berrueta, J., Gutierrez, A., Fueyo, G., (1996), "Anaerobic Treatment of Leachates in a Pilot-Scale UASB: Strategy of Start-up", *Chem. Tech. Biotechnol.*, 67, 302-314.
- [7] Bilgili, M. S., (2006), "Kati Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devir Uygulamasının Etkisi", Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi.
- [8] Bilgili, M. S., Demir, A., Akkaya, E., Özkaya, B., (2008), "COD Fractions of Leachate from Aerobic and Anaerobic Pilot Scale Landfill Reactors", *Journal of Hazardous Materials* 158, 157-163.
- [9] Boero V.J., Eckenfelder Jr. W.W., Bowers A. R., (1991), "Soluble Microbial Product Formation in Biological Systems", *Water Sci. Technol.*, 23:1067-1076.
- [10] Calace, N., Massimiani, A., Petronio, B. M., Pietroletti, M., (2001a), "Municipal Landfill Leachate- Soil Interactions; a Kinetic Approach", *Chemosphere*, 1025-1031.
- [11] Calace, N., Liberatori, A., Petronio, B.M., Pietroletti, M., (2001b), "Characteristics of Different Molecular Weight Fractions of Organic Matter in Landfill Leachate and Their Role in Soil Sorption of Heavy Metals", *Environmental Pollution*, 113, 331-339.
- [12] Chae, K. J., Oh, S. E., Lee, S. T., Bae, J. W., Kim, I. S., (2000), "The Optimum Substrate to Biomass Ratio to Reduce Net Biomass Yields and Inert Compounds in Biological Leachate Treatment Under Pure-Oxygen Conditions", *Bioprocess Engineering*, 23, 235-243.
- [13] Chian, E., Dewalle, F., (1977), "Characterization of Soluble Organic Matter in Leachate", *Environ. Sci. Technol.* 11 (2), 158-162.
- [14] Christensen, J. B., Jensen, D. L., Geron, C., Filip, Z., Christensen, T. H., (1998), "Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Leachate Polluted Groundwater", *Water Res.* 32 125-135.
- [15] Chu, L.M., Cheung, K.C., Wong, M.H., (1994), "Variations in the Chemical Properties of Landfill Leachate", *Environmental Management*, 18, 105-117.
- [16] Çallı, B., (1999), "Anaerobik and Aerobik Treatment of Sanitary Landfill Leachate", Marmara University, Institute for Graduate Studies in Pure and applied Science, Master in Science.
- [17] Çallı, B., Mertoğlu, B., İnanç, B., (2005), "Landfill Leachate Management in Istanbul: Applications and Alternatives" *Chemosphere* 59 (2005) 819-829.
- [18] Çeçen, E., Erdinçler, A., Kılıç, E., (2003), "Effect of Powdered Activated Carbon Addition on Sludge Dewaterability and Substrate Removal in Landfill Leachate Treatment", *Chemosphere*, 7, 707-713.
- [19] Fan, H., Shu, H., Yang, H., Chen, W., (2006), "Characteristics of Landfill Leachates in Central Taiwan", *Science of the Total Environment* 361 25- 37.
- [20] Fueyo, G., Gutierrez, A., Berrueta, J., (2003), "Kinetics of Anaerobic Treatment of Landfill Leachates Combined with Urban Wastewater", *Waste Manage. Res.* 21 145-154.
- [21] Gourdon, R., Comel, C., Vermande, P., Veron, J., (1989b), "Fractionation of the Organic Matter of a Landfill Leachate Before and After Aerobic or Anaerobic Biological Treatment", *Water Res.* 23 (2), 167-173.
- [22] Günay, A., (2002), "Çöp Depo Sahası Sızıntı Sularının Anaerobik Arıtımı ve MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub>·6H<sub>2</sub>O Çökeltmesi ile Amonyum Giderimi", Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi.



- [23] Hasar, H., Kınacı, C., (2004), "Empirical Model Representing Microbial Activity in a Submerged MBR Treating Strength Wastewater", *Desalination*, 170, 161-167.
- [24] İnce, M., (2008), "Düzenli Deponi Sahası Sızıntı Sularının Yüksek Performanslı Kompakt Membran Biyoreaktörlerle Arıtılabilirliğinin Araştırılması", Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Gebze.
- [25] Kang, K.H., Shin, H.S., Park, H., (2002), "Characterization of Humic Substances Present in Landfill Leachates with Different Landfill Ages and its Implications", *Water Research*, Vol. 36, pp. 4023-4032.
- [26] Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., (2002), "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 297-336.
- [27] Kurniawan, T. A., Lo, W., Chan, G. Y. S., (2006), "Physico-chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants From Landfill Leachate", *Journal of Hazardous Materials B129* 80-100.
- [28] Low, E.W., Chase, H.A., (1999), "The Effect of Maintenance Energy Requirements on Biomass Production During Wastewater Treatment", *Water Research*, 33 (3), pp. 847-853.
- [29] Nanny, M. A., Ratasuk, N., (2002), "Characterization and Comparison of Hydrophobic Neutral and Hydrophobic Acid Dissolved Organic Carbon Isolated From Three Municipal Landfill Leachates", *Water Res.* 36 1577-1584.
- [30] Noguera D. R., Araki N., Rittmann B. E., (1994), "Soluble Microbial Products (SMP) in Anaerobic Chemo-Stats", *Biotech. Bioeng.*, 44:1040-1047.
- [31] Özkaya, B., (2004) "Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devrinin Atıkların Ayrışması ve Sızıntı Suyu Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi", Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- [32] Park, J. K., Wang, J., Novotny, G., (1997), "Wastewater Characterization for Evaluation of Biological Phosphorus Removal", *Wisconsin Department of Natural Resources, Research Report* 174.
- [33] Peters, T., A., (1998), "Purification of Landfill Leachate with Reverse Osmosis and Nanofiltration", *Desalination*, 119, 289-293.
- [34] Reinhart D. R., (1996), "Full-Scale Experiences with Leachate Recirculating Landfills: Case Studies", *Waste Management & Research* 14, 347.365.
- [35] Reinhart, D. R., and Grosh, C.J., (1998), "Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality", *Florida Center For Solid and Hazardous Waste Management, Final Report* 97-3.
- [36] Rivas, F. J., Beltran, F., Gimeno, O., Acedo, B., Carvalho, F., (2003), "Stabilized Leachates: Ozone-Activated Carbon Treatment and Kinetics", *Water Research*, 37 4823-4834.
- [37] Rivas, F., Beltran, F., Carvalho, F., Acedo, B., Gimeno, O. (2004), "Stabilized Leachates: Sequential Coagulation-Flocculation + Chemical Oxidation Process", *J. Hazard. Mater.*, 116, 95-102.
- [38] Shaohua, C., and Junxin, L., (2006), "Landfill Leachate Treatment by MBR: Performance and Molecular Weight Distribution of Organic Contaminant", *Chinese Science Bulletin* Vol. 51 No. 23 2831-2838.
- [39] Tabet, K., Moulin, P., Vilomet, J. D., Amberto, A., Charbit, F., (2002), "Purification of Landfill Leachate With Membrane Processes: Preliminary Studies for an Industrial Plant", *Separation Science and Technology*, 37(5), 1041-1063.
- [40] Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., Maleriat, J. P., Quemeneur, F., (1999), "Effect of Operating Conditions on the Nanofiltration of Landfill Leachates: Pilotscale Studies", *Environ. Technol.* 20 587-596.

- [41] Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., Quemeneur, F., (2001) "Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical-Nanofiltration Processes", *Water Resarch* Vol. 35, No. 12, pp. 2935-2942.
- [42] Tüylüoğlu, B. S., (2001), "Eysel Katı Atık Sızıntı Sularının Havasız Çamur Yataklı Reaktörle Arıtımı", İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- [43] Wang, F., El-Din, M. G., Smith, D. W., (2004), "Ozonation of Biologically Treated Landfill Leachate: Treatment Efficiency and Molecular Size Distribution Analysis", *Environ. Technol.* 25, 1277–1283.
- [44] Wentzel, M.C., Mbewe, A., Lakay, M.T., Ekama, G.A., (1999), "Batch Test for Characterisation of the Carbonaceous Materials in Municipal Wastewaters", *Water SA*, 25 (3), 327-336.
- [45] Wichitsathian, B., Sindhuja, J., Visvanathan, C., Ahn, K. H., (2004), "Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors", *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* Vol. A39, No. 9, pp. 2391–2404.
- [46] Xu, Y. D., Yue, D. B., Zhu, Y., Nie, Y. F., (2006), "Fractionation of Dissolved Organic Matter in Mature Landfill Leachate and its Recycling by Ultrafiltration and Evaporation Combined Processes", *Chemosphere* 64 903–911.
- [47] Yılmaz, G., (2000), "Katı Atık Sızıntı Sularından Biyolojik Azot Giderimi", İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- [48] Youcai, Z., Jiangying, L., Renhua, H., Guowei, G., (2000), "Long-term Monitoring and Prediction for Leachate Concentrations in Shanghai Refuse Landfill", *Water Air and Soil Pollution*, 122:281-297.
- [49] Ziyang, L., Youcai, Z., (2007), "Size-Fractionation and Characterization of Refuse Landfill Leachate by Sequential Filtration Using Membranes with Varied Porosity", *Journal of Hazardous Materials* 147 257–264.
- [50] Zouboulis, A.I., Chai, X. L., Katsoyiannis, I. A., (2004), "The Application of Biofloculant for the Removal of Humic Acids From Stabilized Landfill Leachates", *J. Environ. Manage.* 70, 35–41.