



## Formation of Leachates in the Landfills, Their Charecteristics and Investigation of Effects on the Groundwaters

Yalçın Kemal BAYHAN<sup>1,\*</sup>, Saygısen ÖZBEK<sup>2</sup>

<sup>1,2</sup>Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, 252 40 Erzurum/TÜRKİYE

### ARTICLE INFO

Received: December 20, 2015

Reviewed: December 22, 2015

Accepted: December 25, 2015

**Keywords:**

**Corresponding Author:**

\*E-mail: ybayhan@atauni.edu.tr

### ABSTRACT

The areas of sanitary landfill in the solid waste management are a final disposal procedure. At the result of the uncotrolled dumping of solid waste, the leachates having a lawful contamination potential occur. The leachates contain extremely organic and anorganic contaminants, and they create serious risks for ecosystem and human health combinig to the groundwater and surface water by infiltration and surface runoff. The main of this investigation reveals their charecteristics and the effects of leachates arising from landfills on the undergrand waters.

## Katı Atık Depolama Sahalarında Sızıntı Sularının Oluşumu, Özellikleri ve Yeraltı Sularına Etkilerin Araştırılması

### ÖZET

**Anahtar Kelimeler:**

Katı atık  
Sızıntı suyu  
Deponi alanı  
Yeraltı suyu  
Yüzeysel suyu

Katı atık yönetim süreci içerisinde düzenli depolama alanları vazgeçilmez nihai uzaklaştırma yöntemidir. Katı atıkların düzensiz depolanması sonucunda, çok büyük kirletici potansiyele sahip sızıntı suları oluşmaktadır. Sızıntı suları yüksek miktarda organik ve inorganik kirleticiler içermekte, sızma ve/veya yüzeysel akış ile yeraltı sularına ve yüzeysel sulara karışarak çevre ve insan sağlığı açısından tehlike oluşturmaktadır. Bu incelemenin amacı katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı suyunun yeraltı sularına etkilerini ortaya koymaktır.

### 1. Introduction

Dünya nüfusunun ve tüketimin hızla artması sonucu katı atık miktarlarındaki artışa paralel olarak özellikle kentlerde önemli çevre sorunları yaşanmaktadır. Çöp sızıntı suyu kirlilik parametreleri çok yüksek olan bir atık sudur. Bu sular günümüzde arıtılması en zor olan atık suların başında gelmektedir. Dünyanın pek çok yerinde sızıntı suyu biriktirme sistemi olmayan depolama alanları bulunmaktadır. Bu depolama alanlarındaki organik ve inorganik kirleticileri barındıran sızıntı suları, yeraltı suyu kalitesini etkileyebilmektedirler. Yeraltı suyunun kirlenmesi durumunda, içme suyu kaynakları tehlikeye girmektedir. Bu tehlikelerin değerlendirilmesinde; sızıntı suyu

kirliliğinin oluşturacağı tehditlerin azaltılması, yeraltı suyunun iyileştirilmesi ve yeraltı suyunu ortaya çıkarma, izleme programlarının tasarlanması çok önemlidir (Bjerg ve ark., 1995).

Çöp suyu en az dirençli olan ve daha düşük seviyede bulunan alanlara doğru akar. Çok büyük kütleler üzerindeki ağırlıklar için adeta bir köprü işlevi gördüklerinden, çöp suyunun akışı bu köprülerin altında oluşan kanallar yolu ile gerçekleşir. Zeiss ve Major (1993) üzerine üniform biçimde sıvı uygulanan ezilmiş sac kutuların karıştırıldığı çöp kütlesi kullanarak laboratuvar ölçeğinde bir çalışma yapmışlardır. Çöp kütlesi içerisine yerleştirilen nem ölçme sensörleri, kanalize edilen çöp suyu ile ilgili olarak, belli bir çöp suyu uygulama metodunun verimliliğini önemli ölçüde etkileyeceğini göstermiştir. Korfiatis ve ark (1984) yalnızca akış kanallarına yakın olan çöpün nemlendiğini not etmişlerdir ki bu da çöp suyunun depolanması ve biyolojik aktivitenin artırılması fırsatlarının azalacağını göstermektedir (McCreanor ve Reinhart, 1997). Katı atık depolama tesislerinde atığın kendi iç tepkimeleri sonucu serbest kalan su çöp suyu biçiminde dolguda bulunmaktadır. Çöp suyunun boşluklardan sızması ve zamana bağlı davranışı, hidrolik özelliklerine bağlı olarak değişik biçimlerde olmaktadır (Kutay, 1994). Öztürk (1999), katı atık depolama sahasına düşen yağış sularının, atık kütlesi arasından süzülmesi esnasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonların meydana geldiğini bunun sonucu olarak da inorganik ve organik bileşiklerin, atıktan sızan suya geçtiklerini ifade etmiştir.

Bakış ve ark (1999), sızıntı sularının esas kaynağının organik bozunma sonucu oluşan sular olduğunu ve bu suların yağışlar ve yüzey suları ile temas ederek kirliliği çevreye transfer etmeleri sonucunda çevrede mevcut olan yüzey biriktirme sistemlerini, yeraltı biriktirme sistemlerini ve toprak yapısını ciddi olarak kirlittiklerini belirtmişlerdir. Sızıntı sularının içerdikleri yüksek miktardaki organik maddeler, azotlu maddeler, ağır metaller, klorlanmış organik ve inorganik tuzlardan dolayı düzenli katı atık depolama sahalarından kaynaklanan sızıntı suları hem toprak kirlenmesine hem de yer altı sularının kirlenmesine neden olmaktadır (Wang ve ark., 2002). Tüm kentsel katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının kanserojen kimyasallar ve toksik maddeler içerdiği yapılan çalışmalarla tespit edilmiştir. Kentsel katı atıkların içerdiği bu kirlleticilerin kaynağının düzenli veya düzensiz depolanan tehlikeli atıkların ayrışması sonucu oluşan ürünler olduğu ifade edilmiştir (Slomczynska ve ark., 2004). Çöp sızıntı suları çok geniş bir bandta xanobiotik organik maddeleri içermekte (Brown ve Thomas 1998) bunların çoğunun yüksek toksisiteye hatta kanserojenik etkiye sahip olduğu teşhis edilmiş olup yüzey ve içme suyunun sağlandığı yer altı sularına karıştığına ciddi şekilde ekosistemi ve insan sağlığını etkilediği belirlenmiştir (Christensen, 1996). Yapılan çalışmalar sonucunda sızıntı suyu için, genel ve ortalama bir kompozisyon verilebilmesinin oldukça güç olduğu anlaşılmıştır. Ancak, periyodik sistemde bulunan bütün kirleticilerin bulunabileceğinin göz önünde tutulması gerektiği ifade edilmiştir (Baycan ve Şengül 2001). Sızıntı suları yüzeyel ve yeraltı sularına karışmaları halinde, tarımsal ve endüstriyel amaçlı kullanımları da sınırlamakta ve suyun estetik görünümünü bozmaktadır (Öztürk ve ark., 1995).

Sızıntı suyunun ağır metal bağlama kapasitesi bakır, çinko ve civa kullanılarak incelenmiştir. HMBC değerleri; HMBC-Cu<sup>+2</sup> için 3-115, HMBC-Zn<sup>+2</sup> için 5-93, HMBC-Hg<sup>+2</sup> için 4-101 olarak elde edilmiştir. Direnci yüksek sızıntı suyu yüksek bağlama kapasitesi göstermiştir (Ward ve ark., 2005). Bu değerlerde sızıntı sularının yer altı sularına karışması durumunda tehlikenin boyutunu göstermektedir. Sızıntı suyu çok büyük seyrelmelere uğrasa bile yüzeyel ve yeraltı sularına karışmaları halinde, bu kaynak sularının arıtma tesisinden geçirilmesine rağmen tat ve koku problemleri görülmektedir (Hopkins ve Popalisky, 1970). Yapılan çalışmalar sonucunda, doygun bölgede taşınım sırasında sızıntı suları yeraltı sularına karışıklarında, kirleticiler maddelerin yeraltı suyu akımı yönünde, yeraltı suyu akım hızına bağlı olarak dispersiyon, adsorpsiyon, adveksiyon, kimyasal ve biyolojik dönüşümler gibi tesirlerle artan mesafe ile giderek seyrelmekte olduğu tespit edilmiştir (Gönüllü ve ark., 1986). McCreanor ve ark (1997)'e göre sızıntı suyunun yeraltı suyuna geçişinin engellenmesinde taban geçirimsizliğinin yanı sıra depolama alanının son kaplaması da önem taşımaktadır. Son kaplama yağmur sularının depolama sahasına sızmasını en aza indirmek ve bu suları sahadan uzaklaştırmak için mutlaka yapılmalıdır. Uygun olmayan bir depolama alanında yeraltı suyu kirliliğinin önlenmesi için alınacak tedbirlerin çoğu zaman bir işe

yaramadığı ve bu nedenle deponi sahası yer seçiminde dikkatli olunması gerektiği ifade edilmiştir (Ebrig, 1998).

### 1. 1. Sızıntı Suyu Oluşumu

Sızıntı suyu katı atıkların içinden süzülerek bir takım kimyasal, biyolojik ve fiziksel olaylara maruz kalarak oluşur ve sızıntı suyu toplama sistemleri ile dışarı alınır. Katı atıkların içinden süzülen sızıntı suyu, katı atıkların muhtevassından kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği içerir. Sızıntı suyu oluşumu katı atık bileşimi, depo sahasının işletme şartları, iklim, depo sahasındaki hidrojeolojik şartlar, depo sahasındaki kimyasal ve biyolojik faaliyetler, nem, sıcaklık, pH ve depo sahasının yaşı gibi faktörlerden etkilenmektedir Yağan yağmur suyunun deponilerdeki etkisi deponinin işletme durumuna göre değişmektedir. Uzun süredir kullanılan deponinin toprakla örtülmüş kısımları olacağı gibi, çimlendirilmiş ve yeşillendirilmiş kısımları da olacaktır. Ayrıca, işletme binaları ve işletme sahası içinde kullanılan yollar ve alanlar, halen kullanılan çöp depolama alanları ve henüz kapatılmış alanlar gibi tüm bu farklılıkları göz önünde tutarak bir deponi sahasından oluşabilecek sızıntı suyu miktarını hesaplamak mümkündür (Johansen, 1976).

Amprik hesaplarda deponideki inşa halindeki çöp yığınları (su içeriğinden doymuş olmayan tarla kapasitesine kadar) için açık kısma gelen yağmur suyunun % 25'inin sızıntı suyuna geçtiği kabul edilir. Doymuş olanlar da bu değer % 50-60'lara ulaşır. Genelde, arazi ölçümlerine göre de bu değer % 4 ile % 22 arasında olduğu saptanmıştır. Buradan hareketle; birim hektar alan başına günlük sızıntı suyu miktarı  $q=0,8-8,6 \text{ m}^3/\text{ha. gün}$  yaklaşık olarak bulunur. Genelde hesaplamalarda ortalama bir değer olarak;  $5 \text{ m}^3/\text{ha. gün}$  değeri alınmaktadır. Günlük yağış miktarının 4 mm'den az olması durumunda bu değer altındaki günler için sızıntı suyu miktarı ihmal edilebilir. Deponi yüzeyi otlarla kaplı olsa ve bitkilendirilmiş olsa bile, bunlardan da suyun sızdığı ve yaklaşık olarak yağışın sızıntıya geçen oranının da, ortamdaki tarla kapasitesi sağlandıktan sonra, % 35-40 civarında olduğu kabul edilir. Zira, yeşil örtü suyu tutmakta ve yüzeyel akışa geçmesini engellemektedir. Dolayısı ile sızma oranı artmaktadır. Deponi inşa halinde iken açık kısma gelen yağmurun % 24'ü sızıntı suyunu oluşturmaktadır. Arazi çalışmalarında yapılan çok sayıdaki ölçümlere göre bu değer % 3,3 ile 21,6 arasındadır. Bu da;  $q_s = 0,7-5,9 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$ 'e eşdeğerdir. Yönetmeliklerde  $q_s=0,9-8,6 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$  olarak verilmektedir. Hesaplar için ortalama olarak;  $q_s=5 \text{ m}^3/\text{ha.gün}$  değeri alınmaktadır (Yıldız, 2000).

### 1.2 Sızıntı Suyu Özellikleri

Taiwan'da sızıntı suyu karakterlerini incelemek amacıyla çalışmalar yapılmıştır. Kapalı depo alanı A, karışık depo alanı B (kentsel katı atıkların yakılması sonucu oluşan küllerin alt tarafta depolandığı bir depolama alanı), katı atıkların direk depolandığı C (sadece kentsel katı atıkların depolandığı depolama alanı) olmak üzere üç tip depolama alanı belirlenmiştir. Bu çalışmada sızıntı suyundaki şu özellikler araştırılmıştır: Depo yaşı, pH, BOİ, KOİ, TS, DS, VS, mevsimler, metaller (Pb, Ca, Cd, Hg, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Zn), humik maddeler (humik asit, fulvik asit ve nonhumik madde), aromatiklik ve toksisite. Sonuçlar göstermiştir ki, aktif depolar B ve C önemli ve yüksek konsantrasyonlarda KOİ, VSS, TS, PtCo, TOK ve iletkenlik değerlerine sahiptirler. B deposu C deposundan daha yüksek DS, TS, Na, Ca, Mg ve iletkenlik içermektedir. C deposu bu depolar arasında en yüksek Fe, Cr, Ni ve akut toksisite değerine sahip olduğu belirlenmiştir (Fan ve ark., 2006).

Kentsel katı atık depolama sahası sızıntı suyunda bulunan metallerin fraksiyonu üzerine çalışmalar yapmışlardır. Katı atık depolama sahası sızıntı sularının fraksiyonunu bulmak için Norveç'te,  $0,45 \mu\text{m}$ 'den büyük tanecik şeklinde ve kolloidal madde,  $0,45 \mu\text{m}$ 'den küçük serbest anyonlar/kararsız olmayan kompleksler ve  $0,45 \mu\text{m}$ 'den küçük serbest katyonlar/kararsız kompleksler olmak üzere, boyut yükü fraksiyonu yapılmıştır. Fraksiyon Cd ve Zn ve özellikle Cu ve Pb  $0,45 \mu\text{m}$ 'dan büyük tanecik şeklinde ve kolloidal madde olarak % 63-98 oranında bulunmaktadır. Cr, Co ve Ni tersine,  $0,45 \mu\text{m}$ 'dan küçük kararsız olmayan kompleksler olarak çoğunlukla % 69-79 oranında bulunmuştur. As ve Mo  $0,45 \mu\text{m}$ 'dan küçük serbest anyonlar/kararsız

olmayan kompleksler olarak % 70-90 gibi geniş bir oranda bulunurken, Ca, Mg, K ve Mn gibi temel katyonlar 0,45 µm'dan küçük serbest katyonlar/kararsız kompleksler olarak bulunmaktadır. Alüminyum 0,45 µm'dan küçük serbest katyonlar/kararsız kompleksler olarak bulunmaktadır. Başlıca 0,45 µm'dan büyük tanecik şeklinde ve koloidal madde inorganiktir; bu fraksiyonda bulunan metallerin göstergesi inorganik bileşikler olarak sınırlanmıştır (Qygard ve ark., 2007). Jensen ve Christensen (1997) Danimarka'da dört farklı depolama sahasından kaynaklanan çöp suyu örneklerinde ağır metallerin ve koloidal maddelerin miktarını ve depolama sahaları için önemini ortaya koymaya çalışmışlardır. Çöp suyu örnekleri koloidal maddeler ile ilgili olarak fraksiyonlara ayrılmıştır. Bu işlem dört fraksiyon da yapılmıştır. < 0,001 µm; 0,001-0,40 µm; 0,40-1,2 µm ve > 1,2 µm. 1 µm'den daha küçük olan fraksiyon tamamen çözünmüş olarak tanımlanırken, diğerleri koloidal fraksiyonlar olarak tanımlanmıştır. Genon ve ark (2003), katı atık sızıntı suyu özelliklerinin zamanla değişimi üzerine yaptıkları çalışmalar sonucunda, sızıntı suyunun fiziksel ve kimyasal karakterlerini belirlemişlerdir. Çalışmada atıkların asidik ya da bazik karakterli olmasının sızıntı suyunun muhtevasına karar vermede etkili olacağı sonucuna varılmıştır. Sızıntı suyu karakteri çöp depolama sahasındaki stabilizasyonunun derecesine bağlıdır. Depodaki stabilizasyonun belirlenmesi için belirli indikatör parametreler kullanılmaktadır. Fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olan bu parametreler çöp sahası içerisindeki reaksiyonların derecelerini belirlemektedir. Örneğin, pH ve ORP (oksidasyon-redüksiyon potansiyeli) parametreleri, asit-baz ve yükseltgenme-indirgenme dengesiyle ilgili belirleyici ölçümlerdir. Bunlar da asit oluşumu ve metan oluşumu derecelerini belirlemektedir. BOİ ve KOİ, biyolojik ayrışabilirlik; azot ve fosfor ise belirli fazlardaki aerobik/anaerobik durumu ve nütrient yeterliliğini göstermektedir. Benzer şekilde alkalinite, tampon kapasitesini; ağır metal, potansiyel inhibisyonu; iletkenlik, iyonik kuvveti ve aktiviteyi; bakteri ve virüsler, sağlığa zararlılık derecesini; nitrat ve sülfatlar, oksidasyon derecesini belirlemektedir (Pohland, 1985).

### 1.3. Katı Atık Depolama Sahalarında Oluşan Sızıntı Sularının Yeraltı Sularına Etkileri

Dünyanın pek çok yerinde sızıntı suyu biriktirme sistemi olmayan depolama alanları bulunmaktadır. Bu depolama alanlarındaki organik ve inorganik kirleticileri barındıran sızıntı suları, yeraltı suyu kalitesini etkileyebilmektedirler. Yeraltı suyunun kirlenmesi durumunda, içme suyu kaynakları tehlikeye girmektedir. Bu tehlikelerin değerlendirilmesinde; sızıntı suyu kirliliğinin oluşturacağı tehlikelerin azaltılması, yeraltı suyunun iyileştirilmesi ve yeraltı suyunu ortaya çıkarma, izleme programlarının tasarlanması çok önemlidir (Bjerg ve ark., 1995). Öztürk (1999), katı atık depolama sahasına düşen yağış sularının, atık kütlesi arasından süzülmesi esnasında çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonların meydana geldiğini bunun sonucu olarak da inorganik ve organik bileşiklerin, atıktan sızan suya geçtiklerini ifade etmiştir.

Bakış ve ark (1999), sızıntı sularının esas kaynağının organik bozunma sonucu oluşan sular olduğunu ve bu suların yağışlar ve yüzey suları ile temas ederek kirliliği çevreye yaymaları sonucunda bu çevrede mevcut olan yüzey biriktirme sistemlerini, yeraltı biriktirme sistemlerini ve toprak sistemini ciddi olarak kirlettiklerini belirtmişlerdir. Tüm kentsel katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının kanserojen kimyasallar ve toksik maddeler içerdiği yapılan çalışmalarla tespit edilmiştir. Kentsel katı atıkların içerdiği bu kirleticilerin kaynağının düzenli veya düzensiz depolanan tehlikeli atıkların ayrışması sonucu oluşan ürünler olduğu ifade edilmiştir (Schreier ve Reinhard, 2003). Kirleticileri durumlarına göre; durumunu değişmeyenler, durumu değişebilenler ve kalıcı maddeler olmak üzere üç grupta toplamıştır. Yeraltı suyunda durumunu değiştirebilen kirleticiler sınıfında yer alan çözünmüş organik karbonun yüksek miktarlarda bulunması, yeraltı suyunun katı atıklardan kaynaklanan sızıntı suyu ile kirlendiğinin bir göstergesi olarak açıklanmıştır (Christensen ve ark., 1998). Depolamadan birkaç yıl sonra sızıntı suyunun g/l seviyesinde çözünmüş organik karbon içermeye başladığı, bu safhada uçucu yağ asitleri gibi organik bileşiklerin kolaylıkla ayrıştığı belirtilmiştir (Christensen ve ark., 1996).

Akifer sistemlerinde çözünmüş organik karbonun yüksek konsantrasyonlarda bulunması, mikrobiyal aktivitenin indirgeme bölgesinde artmasının bir sonucu olarak gösterilmiştir. Mikrobiyal

katalizli redoks reaksiyonlarının olduğu bölgeler, sızıntı suyu ile kirlenmenin olduğu alan boyunca sık sık meydana gelmektedir. Yeraltı suyunda önemli değişiklikler; aşağı eğimli akiferlerde yüksek miktarda çözünmüş organik karbon içeren sızıntı suyunun süzülmesi ile meydana gelen jeokimyasal değişimlere dayanmaktadır. Bu değişimler mikrobiyal ayrışma ile doğrudan veya dolaylı olarak bağlantılı olan kütle veya elektron transferini etkilemektedir. Bu nedenle; organik ve indirgenebilen maddelerin kontrol edilmesi, yeraltı suyu kirliliği yayılımının değerlendirilmesi ve iyileştirici önlemlerin planlanması için gerekli olmaktadır (Amirbahman ve ark., 1998). Christensen ve ark (1996) depolama alanlarının birkaç yıl içinde kadmiyum, nikel, çinko gibi ağır metaller yönünden zenginleştiğini ve kısmen, depolanmış atıklardaki organik maddelerin süzülme kapasitesine bağlı olarak, ağır metallerin hareketi ile yüzey ve yeraltı sularının potansiyel risk altında olduğunu ifade etmişlerdir. Bakış ve Bilgin (1998)'e göre sızıntı suyunda bulunan kirlenici maddeler, yeraltı suları tabakasının doymuş ve doymamış bölgelerinde farklı işlemlerle taşınmaktadır. Doymun olmayan bölgede taşınım; sızıntı sularının yeraltı sularını kirlenmesi için önce kat ettiği zemin tabakasını kirlenmesi gerekmektedir. Bu hareket sırasında mevcut kirli su akifere ulaşmadan önce, anılan bu yolculuk zamanına ve zemin özelliklerine bağlı olarak nicelik ve nitelik bakımından önemli değişikliklere uğramaktadır. Değirmenci (2000) bu değişimlerde etkili olan mekanizmaları; filtrasyon, adsorpsiyon ve iyon değişimi, kimyasal prosesler, seyrelme, radyoaktif bozunma, buharlaşma ve gaz haline dönüşüp (anaerobik koşullarda) ortamdan uzaklaşma şeklinde özetlemiştir.

Gönüllü (1987) organik kirlenicilerin, yeraltı suyunda bulunan çeşitli faktörler yardımı ile ayrıştığını ve miktarlarının azaldığını ve yeraltı suyunun pH'ı ve sıcaklığı, mevcut mikroorganizmaların sayısı ve türü, substrat konsantrasyonu, mikrobiyal toksisantların ve nutrientlerin mevcudiyeti ve elektron akseptörlerinin varlığı gibi faktörlerin, organik kirlenicilerin biyolojik dönüşümünde etkili faktörler olduğunu belirtmiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda, doymun bölgede taşınım sırasında sızıntı suları yeraltı sularına karıştıklarında, kirlenici maddelerin yeraltı suyu akımı yönünde, yeraltı suyu akım hızına bağlı olarak dispersiyon, adsorpsiyon, adveksiyon, kimyasal ve biyolojik dönüşümler gibi tesirlerle artan mesafe ile giderek seyrelmekte olduğu tespit edilmiştir (Gönüllü ve ark., 1986).

## 2. Tartışma ve Sonuç

Katı atık depo alanlarından sızan sızıntı sularının içeriği çok sayıda faktöre bağlı olduğundan günümüzde hala sızıntı suyu arıtımında zorluklarla karşılaşmaktadır. Sızıntı suyunun karakterizasyonu ve arıtımındaki bu zorlukların önüne geçmek için, sızıntı suyu oluşumunun mümkün olduğunca iyi kontrol edilmesi gerekmektedir. Bu konuda en etkili yöntem, katı atıkların kaynağında ön ayırma tabi tutulmak suretiyle depo alanına gelen atık miktarının azaltılması veya katı atıklara, üretimden depo alanlarına gelinceye kadar geçen adımlarda etkili bir yöntemin uygulanmasıdır. Sızıntı suyu bileşenlerinin konsantrasyonları, alıcı ortam deşarj standartları, alıcı ortam hacmi, arıtma tesisinin kurulacağı alan ve ekonomi gibi parametrelere bağlı olarak arıtma teknolojisine karar vererek sızıntı suyu arıtma tesislerinin ülkemizde de hızlı bir şekilde hayata geçirilmesi gerekmektedir. Aksi halde, doğrudan yüzeysel sulara ve yeraltı sularına karışacak olan depolama sahası sızıntı suları yüzeysel ve yeraltı sularımızı tehdit edici bir unsur olarak karşımıza çıkacaktır.

Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotlarıdır. Bu metotlardan herhangi birinin tek başına kullanılması ile yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotların kombinasyonu kullanılmaktadır. Sızıntı sularının Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği kanalizasyona deşarj standartlarını sağlayacak derecede arıtımı için Dengeleme, Kimyasal Çöktürme (kireç/kostik), Amonyak Giderme (pH=10-11), Biyolojik Arıtma (yüksek hızlı anaerobik veya aerobik sistemler) işlemlerinden oluşan bir ön arıtma uygulanması gerekmektedir. Genç depo sızıntı sularının bu şekilde ön arıtımı sonucunda, KOİ < 2000 mg/l, BOİ5 < 250 mg/l, TKN < 250 mg/l değerlerine ulaşılacaktır. Sızıntı sularının yüzeysel sulara deşarj edilebilecek seviyede arıtımı için, kimyasal ve biyolojik arıtmaya ilave olarak; stabilizasyon

havuzları + klörlama, ultra (veya Nano) filtrasyon + ters osmoz ve stabilizasyon havuzları + sulak alanda arıtma proseslerinden birinin kullanılması gerekmektedir. Uygun olmayan bir depolama alanında yeraltı suyu kirliliğinin önlenmesi için alınacak tedbirlerin çoğu zaman bir işe yaramadığı ve bu nedenle deponi sahası yer seçiminde dikkatli olunması gerekmektedir.

### 3. Kaynaklar

- Amirbahman A, Schönerberger R, Johnson CA, Sigg L (1998) Aqueous and Solid Phase Biogeochemistry of A Cal careous Aquifer System Downgradient from A Municipal Solid Waste Landfill (Winterthur, Switzerland). *Environmental Science and Technology* 32 (13), 1933-1940.
- Bakış R, Tombul M, Bilgin M (1999) Çöp Sızıntı Sularının Ağır Metal İçerikleri ve Yeraltısuyundaki Kirlilik Yayılmalarının Multi-Flow Programı İle Simule Edilmesi. Kent Yönetimi İnsan ve Çevre Sorunları Sempozyumu, Çevre Yönetimi ve Kontrolü, İstanbul Büyükşehir Belediyesi İtaş Genel Müd 3, 433-442.
- Bakış,R, Bilgin M (1998) Çöp Sızıntı Sularında Meydana Gelen Ağır Metal Kirliliği. I. Atıksu Sempozyumu Bildiri Kitabı, Erciyes Üniversitesi Teknoloji Araştırma Uygulama Merkezi-Kayseri Büyükşehir Belediyesi Su ve Kanalizasyon İdaresi, Kayseri 167-170.
- Baycan N, Şengül F (2001) Sızıntı Suyu Toksisitesinin Lumistox Toksisite Testi ile Belirlenmesi. I. Ulusal Katı Atık Kongresi, İzmir.
- Bjerg PL, Rügge K, Petersen JK, Christensen TH (1995) Distribution of Redox-Sensitive Groundwater Quality Parameters Downgradient of A Landfill. *Environmental Science and Technology* 29 (5), 1387-1394.
- Brown K, Thomas JC (1998) A Comparison of the Convective and Diffusive Organic Contaminants through Landfill Liner Systems. *Waste Management & Research* 16, 296-301.
- Christensen BJ, Jensen DJ, Christensen TH (1996) Effect of Dissolved Organic Carbon on The Mobilityof Cadmium, Nickel and Zinc in Leachate Polluted Grounwater. *Water Research* 30, 3037-3049.
- Christensen BJ, Jensen DJ, Gron C, Filip Z, Christensen TH (1998) Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Leachate Polluted Groundwater. *Water Research* 32, 125-135.
- Değirmenci M (2000) Kentsel Su Temininde Yeraltısuyu Kaynaklarının Önemi, Kirlenme Riskleri ve Türkiye'deki Genel Durum. *Çevre Bilim & Teknoloji* 1, 34-48.
- Ehrig HJ (1988) Water and Element Balances of Landfills in Lecture Notes in Earth Sciences. Springer-Verlag, Berlin. 175-179.
- Fan HJ, Shu HY, Yang HS, Chen WC (2006) Characteristics of Landfill Leachates in Central Taiwan. *Science of the Total Environment* 361 (1-3), 25-37.
- Genon G, Marchese F, Dotta P, Sivera O, Onofrio M (2003) Time Progress of the Quality of a Solid Waste Leachate. *The Science of the Total Environment* 114, 149-160.
- Gönüllü MT, Baştürk A, San HA (1986) Sızıntı Sularının Uzaklaştırılma İmkanları ve Arıtılabilirliği. Çevre 86 Sempozyumu, İzmir.
- Gönüllü MT (1987) Katı Atık Depo Yerlerinde Oluşan Sızıntı Suyu Kirleticisi Özelliklerinin Belirlenmesi ve Bunların Zamanla Değişimini İfade Eden Matematiksel Modellerin Araştırılması. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Hopkins GJ, Popalisky JR (1970) Influence of Industrial Waste Landfill Operation on a Public Water Supply. *Journal WPCF* 42 (3).
- Jensen D L, Christensen TH (1997) Speciation of Heavy Metals in Landfill Leachate. Procaedings Sardinia 97 Siath International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Johansen OJ, Carlson DA (1976) Characterization of Sanitary Landfill Leachates. *Water Research* 10, 1129-1134.
- Korfiatis GP, Demetracopoulos AC, Bourodimos EL, Navy EG (1984) Moisture Transport in a Solid Waste Column. ASCE. *Environmental Engineering* 110 (4),576-581.

- Kutay A (1994) Katı Atıkların Depolanmasında Karşılaşılan Geoteknik Problemler. Yüksek Lisans Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- McCreanor PT, Reinhart DR (1997) Mathematical Modeling of Waste Heterogeneities in Leachate Recirculating Landfills. Proceedings of the Thirteenth International Conference on Solid Waste Technology and Management, Philadelphia, U.S.A.
- Qygard JK, Gjengedal E, Rqyset O (2007) Size Charge Fractionation of Metals in Municipal Solid Waste Landfill Leachate. *Water Research* 41 (1), 47-54.
- Öztürk İ, Kanat G, Arıtan O, Demir İ, İnanç B (1995) İstanbul Eysel Katı Atıklarında Havasız Ortamda Kompostlaşabilirlik ve Biyoenerji Geri Kazanımı ile Mevcut Düzenli Depolama Sahaları Arıtımı Ara Rapor. Araştırma Projesi, İstanbul.
- Öztürk İ (1999) Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları. Su Vakfı Yayınları, İstanbul 11-46.
- Pohland FG, Harper SR (1985) Critical Review and Summaries of Leachate and Gas Production from Landfills, U.S. EPA 600/2-861073, Cincinnati.
- Schreier CG, Reinhard M (2003) Transformation of Chlorinated Organic Compounds by Iron and Manganese Powders in Buffered Water and in Landfill Leachate. *Chemosphere* 29 (8), 1743-1753.
- Slomczynska B, Wasowski J, Slomczynski T (2004) Effect of Advanced Oxidation Processes on the Toxicity of Municipal Landfill Leachates. *Water Science and Technology* 49 (4), 273-277.
- Yıldız Ş (2000) Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması. Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü, Kocaeli.
- Zeiss C, Major W (1993) Moisture flow through municipal solid waste, pattern and characteristics, *Journal of Environments and Systems* 22, 211-231.
- Ward ML, Bitton G, Townsend T (2005) Heavy Metal Binding Capacity (HMBC) of Municipal Solid Waste Landfill Leachates. *Chemosphere* 60 (2), 206-215.
- Wang Z, Zhang Z, Lin Y, Deng N, Tao T, Zhuo K (2002) Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photooxidation Process. *Journal of Hazardous Materials* 95 (1-2), 153-159.