

Sızıntı Sularının Doğal Arıtımı

Murat TOPAL¹, Bünyamin KARAGÖZOĞLU² ve Erdal ÖBEK¹

¹Fırat Üniversitesi, MF, Çevre Müh. Böl., 23000, Elazığ

²Cumhuriyet Üniversitesi, MF, Çevre Müh. Böl., 58000, Sivas

e-posta: mtopal@cumhuriyet.edu.tr

Geliş Tarihi:15 Aralık2011; Kabul Tarihi:27 Mart 2012

Özet

Bu çalışmada, sızıntı sularının doğal arıtımı ile ilgili genel bilgiler verilmiş ve tartışılmıştır. İçeriğinde bulunan farklı kirleticiler nedeniyle karmaşık bir atıksu olan sızıntı suyu, katı atık sahalarında çöplerin ayrışmasının bir sonucu olarak meydana gelmektedir. Farklı katı atıkların ayrışmasından oluşan sızıntı suları yüksek miktarda organik madde, inorganik madde (sodyum klorür, karbonat) ve ağır metal içerebildiğinden evsel ve endüstriyel atıksuların çoğundan daha konsantre (fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak) kirlilik yüküne sahiptir. Sızıntı suları uygun bir şekilde arıtılmadıkça çevrede ciddi kirlilik oluşturmaktadır. Sızıntı sularını arıtmak için çeşitli metotlar kullanılmaktadır. Bu metotlar arasında doğal arıtma sistemleri son zamanlarda önem kazanmıştır. Sızıntı sularının doğal sistemler ile arıtılması çevresel olarak uygun gözükmemektedir. Doğal arıtma sistemleri bazı özelliklerinden dolayı tercih edilmektedir. Ekonomiktirler ve fazla insan gücü gerektirmezler. Ayrıca işletilmeleri kolaydır ve enerji gereksinimleri azdır. Hem evsel hem de endüstriyel atıksuların arıtılmasında kullanılan bu sistemler özellikle nüfusun az olduğu yerlerde ve kırsal kesimlerde sızıntı sularının arıtımı için kullanılabilir.

Anahtar kelimeler

Sızıntı suyu, sulakalan, doğal arıtma, katı atık

Natural Treatment Of Leachate

Abstract

In this study general knowledge was given and discussed about natural treatment of leachates. Leachate which is a complex wastewater as a result of the various pollutants in it results from the degradation of garbage in the solid waste sites. Leachates those originate from the degradation of various solid wastes have more concentrated (physically, chemically and biologically) pollution load than most of the domestic and industrial wastewaters because leachates could have high amount of organic matter, inorganic matter (sodium chloride and carbonate) and heavy metal. Leachates cause serious pollution in the environment unless treated properly. Various methods are used to treat leachates. Natural treatment systems, in these methods, have recently gained importance. Treatment of leachates by natural systems seems environmentally advisable. Natural treatment systems are preferred because of the some properties. They are economic and do not require much human power. Furthermore, maintenance of them is simple and their energy requirement is low. These systems which are used for the removal of domestic and industrial wastewaters could be particularly used in the areas with low population and rural areas for the treatment of leachates.

Key words

Leachate, wetland, natural treatment, solid waste

© Afyon Kocatepe Üniversitesi

1. Giriş

Nüfus artışı paralelinde gelişen evsel, endüstriyel, tarımsal ve daha birçok alan faaliyetlerindeki üretim ve tüketim alışkanlığı sonucu oluşan atıkların miktar ve çeşidi her geçen gün alabildiğine artış göstermektedir. Bu atıkların toplanması, taşınması ve çevreye zarar vermeden bertaraf edilmesi veya azaltılması için değişik yöntemler kullanılmaktadır. Dünyada uygulanan yöntemler

yakma, kompostlama, piroliz, düzenli depolama veya arazi doldurma şeklindedir.

Arazi doldurma katı atık miktarının azaltılmasında kullanılan en yaygın yoldur. Fakat arazi doldurma metodu katı atık sızıntı suyu oluşumuna neden olmaktadır. Katı atık sızıntı suyu; katı atıktan çıkan sıvı ve çözünmüş maddelerdir. Diğer bir ifadeyle katı atık içinde bulunan büyük yoğunluktaki organik maddelerin aerobik ve anaerobik mikroorganizmalarca daha küçük parçalara

ayrılmasıyla oluşan çözünmüş haldeki maddeler veya sıvıdır (EEA, 2005).

Katı atık maddelerinin özelliğine bağlı olarak ortaya çıkan sızıntı suları yüksek miktarda organik madde, inorganik madde (sodyum klorür, karbonat) ve ağır metal içerebildiğinden bir çok evsel ve endüstriyel atıksuya göre daha konsantre (fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak) bir kirlilik yüküne sahiptir. Oluşan sızıntı suyu topraktan yeraltı ve yer üstü sularına hareket edebilir. Bu nedenle bir yerdeki katı atık sızıntı suyu miktarı o yerdeki yeraltı ve yer üstü sularının kalitesini etkileyebilir. Çözünmüş madde taşınması; yüzey ve yeraltı suları için önemli bir kirlenici tehlikedir (Trebouet ve diğ., 2001).

Sızıntı suyu su ekosistemini ve insan sağlığını etkilediğinden, depolama sahası içinde tutulması veya su ekosistemine verilmeden önce arıtılması gerekmektedir. Sızıntı sularının arıtımı için geliştirilen metotlar fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotları olup bu metotlardan herhangi birini tek başına kullanarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle biyolojik, fiziksel-kimyasal ve kimyasal proseslerin bir kombinasyonu önerilmektedir. Sızıntı sularının arıtımında kullanılan kimyasal metotlar koagülasyon-flokülasyon, kimyasal çöktürme ve kimyasal-elektrokimyasal oksidasyondur. Biyolojik metotlar ise aerobik, anaerobik ve anoksik proseslerin bir kombinasyonudur. Fiziko-kimyasal metotlar da genellikle sızıntı suyundan biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılırlar. İleri arıtma metotlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır. Bu teknolojilerin (ters osmoza dayandırılanlar gibi) ana problemleri, yüksek maliyet ve yönetimin karmaşıklığıdır. Çünkü bu sistemler, sınırlı ekonomik şartlar altında sık sık kullanılamaz ve yüksek özellikte laboratuvar şartları ve yüksek maliyet gerektirir (Cossu ve diğ., 2001). Bu teknolojiler genellikle önemli derecede dış enerji gereksinimi duyan karmaşık ve pahalı sistemler olduğu gibi sudaki kıymetli enerji ve besinlerin yeniden kullanımına izin vermemektedir. Bu nedenle ucuz fakat etkili arıtım teknolojileri araştırılmıştır (Gijzen, 2002). Sonuç olarak atıksu

gideriminde olduğu gibi bu kompleks suların arıtımı için de maliyeti düşük, minimum insan gücü gerektiren ve enerji tüketimi çok az olan alternatif teknoloji olarak kabul edilen sucül bitkili sistemlerin kullanılabilirliği belirtilmiştir (Cossu ve diğ., 2001). Sızıntı sularının doğal sistemler ile arıtılması, çoğu bileşenin arıtımı için çevresel olarak uygun gözükmektedir. Hem yüzeyaltı akış hem de serbest su yüzeyi sistemleri, deponi sızıntı suyunu arıtma potansiyeli olan ekoteknolojilerdir (Nordin, 2006). Yapay sulakalan sistemleri, sızıntı suyu yönetimi için uygun bir düşük maliyetli çözümdür. Sulakalan sistemleri, immobilize veya birleşik organik maddeleri ve kirlenmiş sulardaki diğer kirlenicileri parçalamak için anaerobik ve aerobik reaksiyonlar kullanır (Wojciechowska ve Obarska-Pempkowiak, 2008; Lavrova ve Koumanova, 2010). Martin ve Moshiri (1994) ve Bulc ve diğ. (1997) yapay sulakalanların, deponi sızıntı suyundan besin maddelerinin ve organik bileşenlerin azaltılmasında etkili olduğunu bulmuşlardır. Mathewson ve Mathewson (1998), bir sulakalanın deponi sızıntı suyunu arıtmak için çevresel olarak uygun bir teknik olduğunu tespit etmişlerdir.

2. Sızıntı Suyu

Katı atık içerisindeki çoğu organik madde biyolojik olarak bozunabilir olup anaerobik ve aerobik mikroorganizmalarca daha basit bileşiklere parçalanabilir. Böylece sızıntı suyu oluşur (El-Fadel ve diğ., 1997; Hui, 2005). Sızıntı suyu, katı atıktan süzölmüş ve çözönmüş ve askıda maddelerin ekstrakte olan kısmı olarak tanımlanabilir. Katı atıkların depolandığı deponi alanlarında sızıntı suyu; yüzey drenajı ile atıkların bozunmasından oluşan sıvı ile yağmur, yeraltı suyu, yeraltındaki kaynaktan giren su gibi dış kaynaklardan deponiye giren sıvılardan meydana gelir (Nordin, 2006).

Sızıntı suyu özelliği; manganez, demir, kadmiyum ve kurşun gibi ağır metal içeriğine bağlı olarak toksik atığa benzer olabilir (Razman ve diğ., 1993; Nordin, 2006). Sızıntı suyu, flora ve fauna üzerindeki ters etkiler kadar, insan sağlığı üzerinde kanserojen etkiler, nöro toksidite, böbrek hasarı, bağışıklık hasarı, sindirim hastalıkları gibi ters etkilere sahiptir (Nordin, 2006).

2.1. Sızıntı suyu oluşumu

Çöpteki biyolojik olarak bozunabilir organiklerin mikrobiyal bozunması sonucu su açığa çıkar. Bu da, sızıntı suyu üretimi için çöp nemine katkıda bulunur. Biyokimyasal su, hem aerobik hem de anaerobik su reaksiyonundan oluşur. Genel olarak, aerobik şartta bozunma anaerobik şarttakinden daha hızlıdır (Hui, 2005).

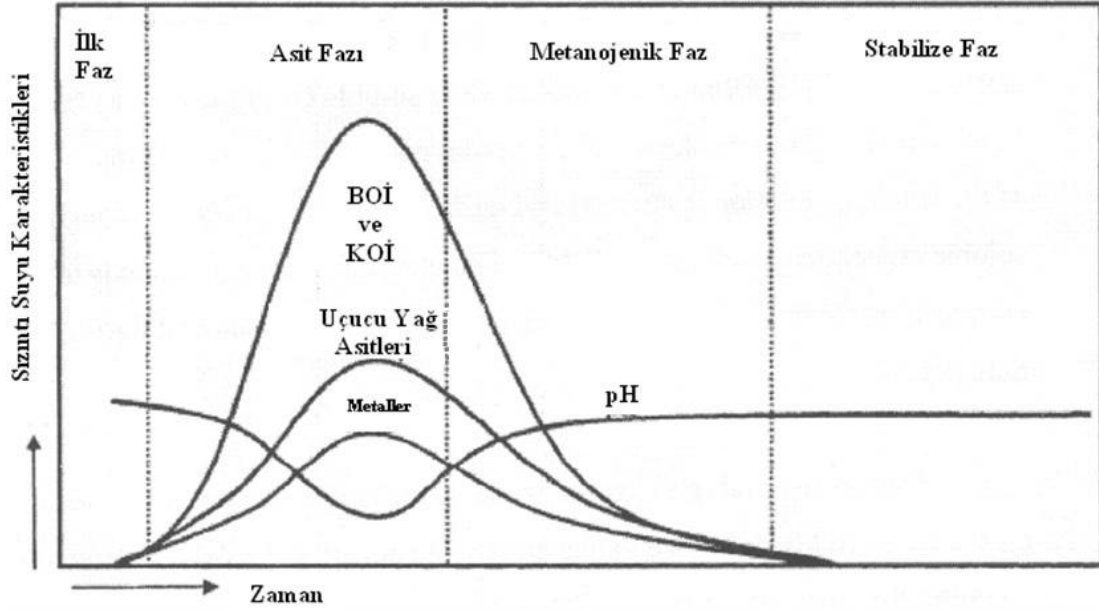
Sızıntı suyu oluşumu; su mevcudiyeti, doğrudan çökme, yüzey akış, çöp bozunması ve sıvı atıkla beraber uzaklaştırılmayı içermektedir (Lu ve diğ., 1985; Hui, 2005). Çökme, yüzey akış, suyun deponi örtüsünden çöp tabakaları içerisine süzülmesine yol açar. Sızıntı suyu oluşumunu etkileyen; miktar, yoğunluk, sıklık ve süre gibi 4 yağmur karakteristiği vardır (Hui, 2005). Yağmur suyu miktarı; yıllık ortalama, sezonluk ortalama, aylık ortalama ve haftalık ortalama yağmur verileriyle analizlenir. Yağmur yoğunluğu, yüzey toprak partikülleri üzerinde yağmur damlalarının etkisini etkilemektedir (Lu ve diğ., 1985; Hui, 2005). Böyle bir etki, sızıntı suyunun süzülme oranlarını değiştirerek üretilen sızıntı suyu miktarını değiştirebilir. Yağmur sıklığı ve süresi de, süzülme ve yüzey akış üzerindeki etkileriyle sızıntı suyu oluşumunu etkiler (Hui, 2005). Yüzey akışını etkileyen temel arazi yüzey şartları; yüzey topografyası (boyut, şekil ve eğim), örtü malzemesi, bitki, toprak geçirgenliği ve önceki toprak nemidir. Yüzey topografyası, yüzeydeki akımı kontrol eder. Örneğin, eğim açısından deponi yüzeyi düz olduğunda yüzey akışı daha düşüktür ve suyun çöpe doğru süzülmesi fazladır. Suyun çöpe doğru süzülme miktarı, bitkisiz bir deponide fazladır. Çünkü, bitkiyle suyun daha az buharlaşması sağlanır (Lu ve diğ., 1985; Hui, 2005).

2.2. Sızıntı suyu bileşimi

Genel olarak sızıntı suyu, KOİ ve BOİ olarak ölçülen organik kirleticiler, halojenleştirilmiş hidrokarbonlar, ağır metaller ve amonyak tarafından yüksek oranda kirletilmiştir (Trebouet ve

diğ., 2001). Sızıntı sularının karakteristiğinde göze çarpan en önemli parametreler organik kirlilik ve azotlu bileşiklerdir (İlhan vd., 2007). Azot, sızıntı suyundaki önemli kirleticilerden birisidir. Sızıntı suyundaki Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) konsantrasyonunun yapılan çalışmalarda 10-800 mg/L (Tchobanoglous ve diğ., 1993) ve 50-5000 mg/L aralığında olduğu belirtilmiş olup ortalama 1350 mg/L düzeylerinde olduğu bildirilmiştir. NH₃, TKN'nin önemli bir kısmıdır. Sızıntı suyu ayrıca genellikle yüksek konsantrasyonlarda sodyumklorit ve karbonatlar gibi inorganik tuzları içermektedir. Bazı araştırmacılar, humik tipte maddelerin sızıntı suyu organik maddesinin önemli bir grubunu oluşturduğunu bildirmişlerdir (Trebouet ve diğ., 2001). Deponideki endüstriyel atığın birlikte uzaklaştırılması sızıntı suyu üzerinde ters etki yapabilir. Endüstriyel atığın içeriği, fiziksel karakteristiği ve çevresel bozunma potansiyeli oldukça değişkendir (Lu ve diğ., 1985; Hui, 2005). Endüstriyel atığın eklenmesi, sızıntı suyunda, evsel çöp sızıntı suyunun başlangıç içeriğinden fazla değişik toksik elementlerin oluşmasına yol açabilir. İz metaller ve ağır metallerce yüksek olan endüstriyel çamurun eklenmesi, sızıntı suyunda, yüksek metal konsantrasyonlarına yol açar (Hui, 2005).

Katı atık bozunmasının 4 temel fazı vardır (Tchobanoglous ve diğ., 1993; Hui, 2005). Her kademe farklı kompozisyonlarda sızıntı suyu oluşturur. Şekil 1, katı atık bozunmasının 4 fazını göstermektedir.



Şekil 1. Katı atık bozunmasının 4 fazı (Tchobanoglous ve diğ., 1993; Hui, 2005)

Faz 1 ve Faz 2'de (hidroliz ve asidifikasyon fazı) oksijen, gömülü çöpün içine haps olur ve organik maddenin bozundurulması için aerobik mikroorganizmalarca kullanılır (Galbrand, 2003). Bu faz genellikle büyük oranda karbondioksit üretimi ve atıktaki sıcaklık artışıyla karakterize edilir. Asidojenik fazda taze (genç) bir sızıntı suyu, yüksek bir organik içerikle $BOİ_5/KOİ > 0,4$ değerine sahiptir (Pouliot, 1999). Sızıntı suyu kolaylıkla biyolojik olarak bozunabilir bir özellik gösterir ve zayıf asidiktir. Bu nedenle ağır metalleri hareketleştirir. Aerobik bozunma tipik olarak kısa olup bir aydan daha az sürede gerçekleşir. Atıktaki mevcut oksijen kullanıldığında aerobik bozunma sonlanır ve deponi sahası anaerobik sisteme döner (Barlaz, 1996; Hui, 2005).

Faz 3 (başlangıç metan üretim fazı), anaerobik ve fakültatif organizmaların aktivitelerinin başlamasıyla başlar. Mikroorganizmalar; selüloz ve diğer çürüyeabilen maddeleri, uçucu yağ asitleri (yüksek $BOİ$ değerine yol açar) ve amonyak gibi daha basit ve çözünebilir bileşiklere hidroliz ve ferment eder (McBean ve Rovers, 1999). Üretilen uçucu yağ asitleri; asetat, propiyonat ve bütrat gibi karboksilik asitlerdir. Bu organik asitler sızıntı suyunun asidik olmasına (tipik olarak $pH: 4,5-5,5$) yol açar. Sızıntı suyunun asidik yapısı toprak

metallerinin ayrışmasına bağlı olarak yüksek metal konsantrasyonlarına sebep olur (Galbrand, 2003; Hui, 2005).

Deponi sızıntı suyunda mevcut en yaygın metaller yüksek konsantrasyonda indirgenmiş formdaki demir ve manganezdır (Fe^{2+} , Mn^{2+}). Deponi olgunlaşmaya devam ettikçe, biriken karboksilik asitler, yavaş büyüyen metanojenik bakterilerce CH_4 ve CO_2 gazına dönüştürürler. Bu gazlar deponi gazlarıdır. Karboksilik asitler harcadıkça, $KOİ$ ve $BOİ$ değerleri azalır ve pH artmaya başlar. Bu sebeple bu fazdaki sızıntı suyu; dayanıklı organik bileşik ve yüksek amonyak konsantrasyonu içeren daha yaşlı sızıntı suyu olup yüksek pH değerleriyle karakterize edilir (Pouliot, 1999; Hui, 2005). Bozunmanın bu fazının 30-200 yılda sona ermesi beklenebilir (Robinson, 1995; Hui, 2005).

Faz 4'de (stabilize olmuş kademe) bakteriler, büyük oranda Faz 2 sızıntı suyunun karakteristiklerinden sorumlu, temel olarak yağ asitleri olan çözünebilir organik bileşikler uzaklaştırılır (Galbrand, 2003; Hui, 2005). Sonunda asetojenik ve metanojenik bakteriler arasında dinamik bir denge oluşur ve atık aktif olarak bozunmaya devam eder. Hem $KOİ$ hem de $BOİ$, bu fazda zamanla azalır. Bu fazda oluşan sızıntı suyu sıklıkla stabilize sızıntı suyu olarak adlandırılır. Bu fazda üretilen sızıntı suyu düşük $BOİ$

ve düşük BOİ/KOİ oranı ile karakterize edilir. Amonyak azotu, asetojenik prosesin birinci kademesinde bırakılmaya devam eder ve böylece sızıntı suyunda yüksek seviyede amonyak azotu mevcut olur (Hui, 2005). Bu fazda sızıntı suyunun pH değeri nötrdür ve uçucu yağ asitleri konsantrasyonu düşüktür. Fakat dayanıklı organik madde konsantrasyonu yüksektir.

Sızıntı suları, deponide kalan sürelerine göre genç ve yaşlı sızıntı suları olarak sınıflandırılırlar. Genç sızıntı suları; deponide yer alan anaerobik bozunmanın ara ürünleri olan uçucu yağ asitleri, KOİ içeriklerinin 5 g/l'den büyük olması ve düşük azot konsantrasyonu (<400 mg/L) ile karakterize edilirler. Amonyak azotu, organik bileşiklerin parçalanması esnasında aminoasitlerin deaminasyonu sonucu genç deponilerdeki sızıntı suyunda mevcuttur (Crawford ve Smith, 1985; Tatsi ve Zouboulis, 2002; Klikowska ve Klimiuk, 2008). Genç ve yeni deponi, anaerobik bozunmanın serbest uçucu yağ asitleri varlığına neden olan asit fermantasyon kademesinden yüksek oranda etkilenir. Üretilen sızıntı suyu, biyolojik arıtma için uygundur (Nordin, 2006). Yaşlı sızıntı suları; NH₃ >400 mg/L, yüksek kalıcı bileşik içeriği ve düşük biyolojik olarak bozunabilir organik kısım (BOİ₅/KOİ=0,1) ile karakterize edilirler. Yaşlı deponilerdeki sızıntı suyu, biyolojik olarak bozunabilen substratların azotlu kısımlarının fermantasyon ve hidrolizinden dolayı amonyak azotunca zengindir (Carley ve Mavinic, 1991; Klikowska ve Klimiuk, 2008). Yaşlı sızıntı sularındaki organik karbon, temel olarak yüksek moleküler ağırlıklı ve kalıcı karakteristikli maddelere dayanmaktadır. Eski deponilerdeki sızıntı suyu, anaerobik bozunmada kalıcı humik ve fulvik bileşiklerin olduğu metan fermantasyonu kademesinden etkilenir (Christensen ve diğ., 1997;

Çizelge 1. Yeni ve olgun deponilerden çıkan sızıntı suyunun tipik ortalama bileşimi (Tchobanglous ve diğ., 1993; Hui, 2005)

Bileşen	Değer (mg/L) (pH hariç)	
	Yeni deponi (2 yıldan az)	Olgun deponi (10 yıldan fazla)
BOİ ₅	2000-30000	100-200
KOİ	3000-60000	100-500
TOK	1500-20000	80-160

Nordin, 2006). Humik maddeler olarak kategorize edilen humik ve fulvik asit, yaşlı deponilerde yüksektir. Bunlar doğal olarak oluşan organik bileşiklerin bir karışımıdır (Nordin, 2006).

Çözünebilir çöpün toplam kütlesi, çöp yüzey alanı ve çöp ile liçleme çözültüsü arasındaki bağlantıdan etkilenebilir (Lu ve diğ., 1985; Hui, 2005). Suda çözünebilir bileşenler içeren katı atıklar, başlangıçtaki su teması boyunca atık yüzeyinden (atık içinden değil) bileşenlerin çözünmesini sağlayabilir (Hui, 2005). Sızıntı suları hem içerik hem de hacimsel akı olarak oldukça değişken, karmaşık atıksulardır ve evsel atıksularla karşılaştırıldığında 500-1000 kat daha fazla kirlilik yüküne sahiptir (Ehrig, 1989; Trebouet ve diğ., 2001). Deponi sızıntı suyunun kalitesi; yüksek oranda, fermantasyon kademesine (deponi yaşına), atık kompozisyonuna, işletme prosedürlerine, endüstriyel atıklarla birlikte uzaklaştırmaya (Hui, 2005) ve hidrojeolojik faktörlere (Ehrig, 1989; Trebouet ve diğ., 2001), bölgenin iklimsel şartlarına, çöp derinliği ve geçirgenliğine, depolama metoduna, toplama sistemindeki değişimlere dayanmaktadır (Boothe ve diğ., 2001; Kang ve diğ., 2002; Tatsi ve Zouboulis, 2002; Nordin, 2006).

Atık ve liçleme çözültüsü arasındaki temas süresinin artmasıyla, suda çözünebilir ilave bileşenler liçlenebilir. Bununla beraber, liçleme çözültüsünün çözünürlük limitinin erişildiği bir denge noktası vardır. Bu denge noktasında suda çözünebilir bileşenler olsa dahi daha fazla değişim meydana gelmez. Bu sebeple çöpteki kirleticiler sızıntı suyunda çözünürlük sınırlarına ulaşmadıkça verilen bir zaman aralığında bu kirleticilerin daha fazlası uzaklaştırılır (Hui, 2005). Çizelge 1, yeni ve olgun deponilerden çıkan sızıntı sularının kompozisyonunu özetlemektedir (Tchobanglous ve diğ., 1993; Hui, 2005).

Çizelge 1. Devamı

AKM	200-2000	100-400
Organik N	10-800	80-120
Amonyak azotu	10-800	20-40
Nitrat	5-40	5-10
Toplam P	5-100	5-10
Ortofosfat	4-80	4-8
Alkalinite (CaCO ₃ olarak)	1000-10000	200-1000
pH	4,5-7,5	6,6-7,5
Toplam Sertlik (CaCO ₃ olarak)	300-10000	200-500
Kalsiyum	200-3000	100-400
Magnezyum	50-1500	50-200
Potasyum	200-1000	50-400
Sodyum	200-2500	100-200
Klorit	200-3000	100-400
Sülfat	50-1000	20-50
Toplam demir	50-1200	20-200

2.3. Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri

Düzenli depolama tesislerinin tasarımında karşılaşılan en önemli sorunlardan birisi sızıntı suyudur. Sızıntı suyunun miktar ve kompozisyonu; depolanan katı atığın özellikleri, depolama tekniği, yörenin sıcaklık ve nem koşulları gibi faktörlere bağlı olarak önemli farklılıklar göstermektedir. Yüksek organik madde, azot, ağır metal, sülfat, klorür, toksik madde vb. içeren sızıntı suları (Dölgen, 1996), çöpten taşınarak yüzey sularına ve yeraltı sularına ulaştığında onları kirletebilme potansiyeline sahiptir (Hui, 2005). Bu kirletme, sızıntı sularının toplanması ve farklı prosedürlerle arıtımıyla engellenmektedir.

Sızıntı sularının alıcı ortama zarar vermeden uzaklaştırılması amacıyla genel olarak biyolojik (aerobik veya anaerobik) ve fizikokimyasal arıtma yöntemleri (kimyasal oksidasyon, membran prosesler, aktif karbon adsorpsiyonu, pıhtılaştırma-yumaklaştırma vb.) kullanılmaktadır. Birçok ülkede ise depolama alanlarında oluşan sızıntı suları ile kentsel atık suların birlikte arıtılması tercih edilmektedir. Ülkemizde sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılıp arıtılmayacağı konusunda yapılan çalışmalar mevcuttur (Yalılı vd., 2006; Kurt vd., 2009). Ayrıca sızıntı suyunun depolama alanına geri döndürülmesi; böylelikle

hem buharlaşma yoluyla miktarının azaltılması hem de depolama alanının kapalı bir reaktör gibi davranarak belli oranda arıtma yapması sağlanmaktadır. Alıcı ortam deşarj standartlarının sıkılaştırılması gibi faktörlerin de etkisiyle, belirtilen arıtma yöntemlerinin tek başlarına uygulanması yerine (ör. anaerobik arıtma+aerobik arıtma veya anaerobik arıtma+fizikokimyasal arıtma vb.) birkaçının beraberce kullanılması önerilmektedir (Dölgen, 1996). Sızıntı suları, kanalizasyon sisteminin mevcut olduğu yerlerde Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen deşarj değerlerini sağlamak koşuluyla bu sistemlere deşarj edilebilir.

Kanalizasyon sistemine deşarj edilen sızıntı suları sonuçta merkezi bir arıtma tesisinde işlem gördükten sonra alıcı ortama deşarj edilerek veya herhangi bir arıtma yapılmaksızın derin deniz deşarjı sistemini takiben alıcı ortama verilir (Dölgen, 1998).

3. Doğal arıtma sistemleri

Doğal çevrede; su, toprak, bitkiler, mikroorganizmalar ve atmosfer etkileşerek fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesler meydana gelir. Doğal arıtma sistemleri atıksuların arıtımı için bu proseslerin avantajlarını kullanırlar. Doğal

sistemlerdeki prosesler, doğal sistemler için benzersiz olan fotosentez, fotooksidasyon ve bitki alımı gibi yollara ek olarak sedimentasyon, filtrasyon, gaz transferi, adsorpsiyon, iyon değiştirme, kimyasal çökeltme, kimyasal oksidasyon ve redüksiyon, biyolojik dönüşüm ve bozunma gibi mekanik veya bitkili arıtma sistemlerinin çoğunu içermektedir. Doğal sistemlerde prosesler, ayrı reaktörde veya tanklarda enerji girişinin bir sonucu olarak, proseslerin artırılmış hızlarda ardışık olarak meydana geldiği mekanik sistemlerin tersine, doğal hızlarla meydana gelirler ve tek bir ekosistem reaktöründe aynı zamanda meydana gelmeye eğilimlidirler. Doğal arıtma sistemleri; yavaş hızlı sistemlerden, hızlı infiltrasyon sistemlerinden, yüzeyüstü akışlı sistemlerden ve doğal ve yapay sulakalanlardan oluşmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

3.1. Arazide arıtma sistemleri

Kullanılmış suların araziye verilmesinde 3 temel işlem uygulanmaktadır. Bunlar; sulama, hızlı infiltrasyon ve arazi üzerinde akıtmadır. Su altında bırakma ve suları yüzey altından zemine sızdırma metotları, bunlara göre daha az uygulanır (Muslu, 1985).

3.1.1 Sulama

Bu sistem, bitki ihtiyaçlarını karşılamak için kullanılmış suların araziye uygulanmasını gerektirir. Bu amaçla kullanılacak su, bir ön çökeltme işleminden geçirilmiş olmalıdır. Zemin içine sızan sular, fiziksel, kimyasal ve biyolojik yollardan temizlenir. Su, ya serpmek veya yüzeyden araziye uygulamak yoluyla bitkilere verilir (Muslu, 1985).

3.1.2 Hızlı infiltrasyon

Bu sistemlerde, ilk çökeltme işleminden geçmiş atıksular, yüksek hızlarda olmak üzere zemine uygulanır. Bunun için ya sızdırma havuzları ya da yağmurlama metodu kullanılır. Su zemin içinden geçerken arıtma meydana gelir. Bu sistemle

gerçekleştirilmek istenen hedefler şunlardır; yeraltı suyunu beslemek, drenlerle yeraltından su alındığında bu suların doğal yoldan arıtımını sağlamak, zeminde yatay ve düşey olarak akıp, bir yüzeysel su yatağına veya akarsuya karıştığında dolaylı olarak suların tekrar kullanılmasını sağlamaktır (Muslu, 1985).

3.1.3 Arazi üzerinde akıtma

Izgara ve kum tutucudan geçirilmiş atıksular bir yamaçtan aşağı akıtılır. Bu eğimli arazi üzerindeki bitki örtüsünü geçen sular, alt taraftaki hendeklerde toplanır. Zemin nispeten geçirimsiz olup, fiziksel, kimyasal ve biyolojik yollardan, atıksu temizlenmiş ve tazelenmiş olur (Muslu, 1985).

3.2 Sulakalanlar

Sulakalanlar; su kamışı ve sazlık gibi bitkilerin büyümesini destekleyen, 0,6 m'den daha az su derinliğine sahip fazla sulu alanlardır. Bitkiler, bakteri filmlerinin bağlanması için yüzey sağlar, atıksu bileşenlerinin adsorpsiyonuna ve filtrasyonuna yardım eder, su kolonuna oksijen transfer eder ve güneş ışığının geçişini sınırlayarak alg büyümesini kontrol eder. Her ne kadar doğal sulakalanlar ikincil veya ileri arıtma yapılmış atıksuların arıtımında veya iyileştirilmesinde sınırlı kapasiteye sahip olsa da, hem doğal hem de yapay sulakalanlar atıksu arıtımında kullanılmaktadır (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Klasik sistemlerle kıyaslandığında sulakalanlar hem daha iyi arıtma performansı sağlayan hem de daha ucuz ve katı atık oluşturmeyen sistemlerdir (Tunçsiper ve Akça, 2006).

Sulakalan ekosistemlerin birincil üretimi; yeterli ışık, su ve besin maddesi temininden dolayı yüksektir (Brix, 1993). Sulakalanlar, birincil üretimin yüksek oranına bağlı olarak yüksek organik madde biriktirmeleriyle karakterize edilirler (Hammer ve Bastian, 1989). Sulakalana gelen besin maddeleri, inorganik maddeleri organik maddelere dönüştüren bitkinin büyümesini desteklerler. Sulakalan sistemleri, sudan organik madde, inorganik madde, iz organikler ve patojenler gibi kirleticileri azaltır

veya uzaklaştırırlar. Mikroorganizmalar besin maddelerinin dönüşümlerinde temel bir rol oynarlar (Hoppe ve diğ., 1988; Madigan ve diğ., 1997; Kivaisi, 2001).

3.2.1 Doğal sulakalanlar

Sulakalanlar, gerçek karasal ve sucul sistemler arasındaki dünya yüzeyinin parçalarıdır. Bu nedenle, sığ göller, bataklıklar ve nehir yatakları sulak alanlardır. Sulakalanlar genel olarak sığdır ve bu nedenle derin su kütlelerinden ayrılırlar. Sulakalanlar, sıklıkla üç temel bileşen içerir. Bunlar; suyun varlığı, özgün topraklar ve ıslak koşullara adapte bitkilerdir (Aalbers, 1999).

Doğal sulakalanlar, çoğu gelişmekte olan ülkelerde evsel ve hatta endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılmaktadır. Diğer atıksu arıtma teknolojileriyle karşılaştırıldığında su kirliliğine karşı ucuz ve uygun bir çözümdür. Bununla beraber su kirliliğini engellemek için doğal sulakalanların kontrollü kullanımı, özellikle temiz bir su kaynağı olarak kullanım gibi diğer amaçlar isteniyorsa, bir problem olabilir. Bu sebeple atıksu arıtımı için doğal sulakalanların kullanımı, doğal kaynakların sürdürülebilir gelişimi gibi önemli konularla çelişebilir (Denny, 1997; Aalbers, 1999).

3.2.2 Yapay Sulakalanlar

Yapay sulakalanlar, kirlenmiş sulardan kirleticileri uzaklaştırmak için inşa edilmiş sistemlerdir. Bu sistemlerin kullanımı, son çeyrek yüzyılı aşkın sürede hızlı şekilde gelişmiştir ve atıksu arıtımı için dünya genelinde kullanılmaktadır. Yapay sulakalanlar, atıksu arıtımı için alternatif ve doğal tabanlı bir arıtma yöntemidir (Çiftçi vd., 2007). Yapay sulakalanlar neredeyse her olası kirletici kaynaktan gelen farklı kirleticileri uzaklaştırmak için başarılı şekilde kullanılmaktadır (Faulwetter ve diğ., 2009). Sulakalan sistemleri; bakteri, askıda katı, BOI , NH_3 ve NO_3^- , metaller, enterik virüsler ve fosforu uzaklaştırabilir. Mevcut sulakalanlar genellikle 2-20 gün aralığındaki hidrolik bekletme sürelerinde tasarlanmıştır. Daha uzun süreler, genellikle BOI giderimi ve nitrifikasyon için atmosferden difüzyon

yoluyla havalandırma sağlamak için kullanılır. Sulakalan daha yüksek kalitede arıtılmış atıksu (ör. denitrifiye olmuş) alıyorsa ve sulakalan, habitat geliştirilmesi, kirleticilerin daha iyi duruma getirilmesi gibi diğer tasarım amaçları için kullanılacaksa daha kısa hidrolik bekletme süreleri seçilir. Yapay sulakalanlar, temel arıtımda (Davido ve Conway, 1989), birleşik ikincil ve ileri arıtımda (Gersberg ve diğ., 1985), azot giderimi gibi spesifik bir ileri arıtımda (Wittgren ve Tobiasson, 1995) veya fosfor gideriminde (Bavor ve Andel, 1994; Spieles ve Mitsch, 2000) kullanılırlar.

Gelişmiş ülkelerde yapay sulakalanlar farklı atıksuların arıtımında kullanılmışlardır. Evsel atıksuyun (Cooper ve diğ., 1997; Schreijer ve diğ., 1997), asit maden drenajının (Kleinmann ve Girts, 1987; Brodie ve diğ., 1989; Howard ve diğ., 1989; Wenerick ve diğ., 1989), tarımsal atıksuların (DuBowry ve Reaves, 1994; Rivera ve diğ., 1997), düzenli deponi sızıntı suyunun, kentsel yağış suyunun (EPA, 1993), ötrofik göl sularının arıtılmasında (D'Angelo ve Reddy, 1994), doğanın korunmasında (Worrall ve diğ., 1997) ve ileri arıtılmış atıksu çıkış sularını tatlı su kaynaklarına döndürmek için daha iyi duruma getirmede (Schwartz ve diğ., 1994; Gschlöbl ve diğ., 1998), nitratla kirlenmiş akiferlerin ve nitrifiye kanalizasyon çıkış sularının denitrifikasyonunda kullanılmışlardır (Kivaisi, 2001). Sulakalanlar, yakın zamanda belediye atıksularının ileri arıtımında popüler bir araç haline gelmiştir. Sulakalanların besin maddesi azaltıcı veya dönüştürücüleri olarak davranabildikleri bilinmektedir. Böylece yakın sucul sistemin ötrofikasyonunu azaltırlar (Spieles ve Mitsch, 2000).

Özellikle gelişmekte olan ve ılıman iklim kuşağında yer alan ülkeler için uygun olan bu sistemler, düşük işletme ve bakım masraflarının yanında çamur üretimlerinde yok denecek kadar az olması sebebiyle tercih edilmektedir (Ayaz ve Saygın, 1996; Dağlı ve Akça, 2007).

Doğal sulakalanlar, atıksu arıtımı için kullanılabilirken (Nichols, 1983; Brodrick ve diğ., 1988; Hosomi ve diğ., 1994), bu kaynakları

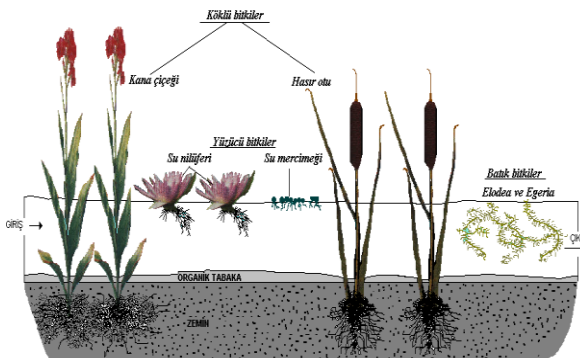
korumak için istenmeleri yapay sulakalanları etkili bir alternatif yapmaktadır (Spieles ve Mitsch, 2000). Yapay sulakalanlar, doğal bir ekosisteme deşarjla bağlantılı sınırlamalar olmadan doğal sulakalanların tüm arıtma kapasitelerini sağlarlar. Atıksuların arıtımı için 2 tip yapay sulakalan sistemi geliştirilmiştir. Bunlar;

- 1-Serbest yüzey akışlı sistemler,
- 2-Yüzeyaltı akışlı sistemlerdir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

3.2.2.1 Serbest Yüzey Akışlı Sistemler

İkincil bir arıtım veya ileri arıtım sağlamak için kullanıldığında serbest yüzey akışlı sistemler nispeten geçirimsiz taban topraklı veya yüzeyaltı bariyerli, bitkili ve 0,1-0,6 m'lik sığ su derinlikli paralel havuzlardan veya kanallardan meydana gelirler. Serbest yüzey akışlı sistemler, yeni doğal hayat habitatlarını oluşturmada veya mevcut doğal sulakalanların geliştirilmesinde de kullanılabilir. Bu tür sistemler normal olarak habitatların yetiştirilmesini sağlamak için, uygun bitkilerle bitkili veya açık su alanlı arazilerin bir bileşimini içerir (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

Serbest yüzey akışlı sulakalanlar, daha çok doğal bataklık gibi görünür ve davranır. Sulakalanlarda yakın yüzey tabaka aerobik iken daha derin tabaka genellikle anaerobiktir (Ling, 2006). Sucul bitkiler; köklü, batık ve yüzen bitkiler olmak üzere 3 gruba ayrılabilir (Aalbers, 1999; Nordin, 2006). Köklü, batık ve yüzen bitkileri içeren serbest yüzey akışlı bir sulakalan Şekil 2'de verilmiştir.



Şekil 2. Köklü, batık ve yüzen bitkileri içeren serbest yüzey akışlı bir sulakalan (Akça, 2005)

i) Yapay sulakalanda kullanılan köklü bitkiler

Köklü bitki tiplerinin filizi belirgin bir şekilde su yüzeyinden yukarıdadır ve kökleriyle toprağa bağlanmışlardır (ör. kamış ve hasır otu) (Nordin, 2006). Yaprakları, gövdeleri (fotosentetik kısımlar) ve çoğalma organları aerobtur (Cronk ve Fennessy, 2001). Bu gruptaki bitkilerin çoğu otsudur fakat sulakalan bitkilerinin odunsu türleri de bunlardandır. Doymuş toprakların olduğu yerlerde, bitkilerin yer üstü kısımlarının tümü havalıdır. Sulakalan bitkilerinin tüm tipleri arasında, köklü tipler karasal türlere en benzer olanlardır. Köklü bitkiler; bataklıklarda, sığ sularda, göl kıyıları veya akarsu sahillerinde, suyun yüzeyine ulaşmadan önce güneş ışığını tutma kabiliyetleri nedeniyle baskındırlar (Ling, 2006).

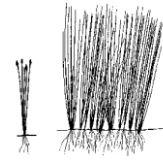
Scirpus spp., *Eleocharis spp.*, *Cyperus spp.*, *Carex spp.*, *Juncus spp.*, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* ve *Typha spp.*, gibi köklü bitkiler yapay sulakalanlarda en sık kullanılanlardır (Ling, 2006).

Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı köklü bitkiler Şekil 3.a, b'de verilmiştir.

Bu bitkiler, mikrobiyal bir habitat ve filtreleme malzemesi olarak hizmet edebildiklerinden atıksu arıtımında daha yüksek bir potansiyele eğilimlidir (Nordin, 2006).



a) *Scirpus spp.*



b) *Eleocharis spp.*

Şekil 3. Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı köklü bitkiler (Ling, 2006)

ii) Yapay sulakalanda kullanılan batık bitkiler

Batık bitkiler, *hydrilla* ve *coontail* gibi su yüzeyinin altında büyüyenlerdir (Nordin, 2006). Bu batık bitkiler, su kolonunda yüzer ve askıdadır ve taban sedimentlerinde köklü veya köksüz olabilir. Birçok batık bitki, çiçeklenme ve ışık için su yüzeyinin üzerinde kısımlarında sahiptir (Ling, 2006). Batık bitkiler, heterotrofik mikroorganizmaları desteklemek için daha fazla organik madde sağlar.

Batık bitkinin yüzeylerinin bakteri büyümesi için daha uygun yüzeyler sunması nedeniyle bakteriyal popülasyonu arttırması mümkündür (Bastviken ve diğ., 2005; Nordin, 2006). Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı batık bitkiler Şekil 4.a ve b'de verilmiştir.



a) *Hydrilla verticillata*



b) *Coontail*

Şekil 4. Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı batık bitkiler (Nordin, 2006)

Çeşitli deneyler, minerallerin batmış bitkilerin dokularıyla alınabilirliğini kanıtlamıştır. Ayrıca, bu bitkilerin kökleriyle besin maddelerinin alım kabiliyeti hakkında da herhangi bir sorun yoktur. *Elodea spp.*, *Myriophyllum spp.* ve *Najas spp.* gibi batık sucul bitkiler atıksu arıtımında kullanılmışlardır. Birincil veya ikincil çıkış suyunun arıtılması için batık sucul bitkilerin kullanım potansiyeli, anaerobik şartlara hassas olmaları ve köklü veya yüzen bitkilerle gölgelenme ihtimalleri nedeniyle sınırlıdır. Suyun bulanıklılığı, fotosentetik aktivitelerini desteklemek için bitkilere gerekli ışık geçirgenliğini engelleyecek kadar yüksek olmamalıdır (Ling, 2006).

Geceleri bu bitkiler solunumda (oksijeni kullanmada) sucul faunayla rekabet halindedir. Yapay serbest su yüzeyli sulakalanın bu kategorisi, yaygın kullanımda değildir. Fakat batık bitki türlerinin çoğu doğal arıtma sulakalanlarında mevcuttur (Ling, 2006).

iii) Yapay sulakalanda kullanılan serbest yüzen bitkiler

Serbest yüzen makrofit sistemleri, yüzen sucul bitkilerin içerisinde büyüdüğü genellikle sığ havuzlardır (Aalbers, 1999). Serbest yüzen makrofitli yapay sulakalanlar, su sümbülü gibi iyi gelişmiş batık köklü geniş bitkileri veya su mercimeği gibi küçük köklü veya köksüz küçük yüzeyli yüzen bitkileri içermektedir (Kivaisi, 2001). Su sümbülü ve su marulu gibi yüzen bitkilerin kök

kısımları batmıştır fakat toprağa bağlanmamıştır. Yüzen tip, su stabilizasyonundan sorumlu bakteriler için iyi bir habitat olarak hizmet verebilir ve atıksuyu daha iyi duruma getirmede kullanılabilir (Nordin, 2006). Su mercimeği, soğuğa su sümbülünden daha az duyarlıdır, yaklaşık 7°C'de de büyüyebilir (Reed ve diğ., 1988; EPA, 1988; WPCF, 1990; Tchobanoglous ve Burton, 1991). Daha büyük iklim değişikliği olan alanlarda, birkaç sucul bitkinin (su mercimeği ve su sümbülü gibi) birleşik sistemi uygun olabilir.

Sucul makrofitler su kalitesini sağlamakta önemli bir rol oynarlar. Besin maddelerinin aşırı yüklerini adsorplama kabiliyetleri nedeniyle su kalitesini artırabilirler. Sudan N ve P'ü gidermede yüzen sucul makrofitler kullanılmaktadır (Ferdoushi ve diğ., 2008). Yüzen sucul makrofitler, inorganik besin maddelerini, her ne kadar yapraklarla alım da belirgin olabilese de, temel olarak kökleri ile alırlar. *Lemna minör*, *Lemna gibba* L., *Wolffia arrhiza*, ve *Azolla pinnata*'dan oluşan serbest yüzen su mercimekleri (*Lemnaceae*) ötrofik su sistemlerinin arıtımında potansiyel olarak fayda göstermişlerdir (Ferdoushi vd., 2008). Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı yüzen bitkiler Şekil 5.a ve b'de verilmiştir.



a) *Azolla Pinnata*



b) *Lemna gibba* L.

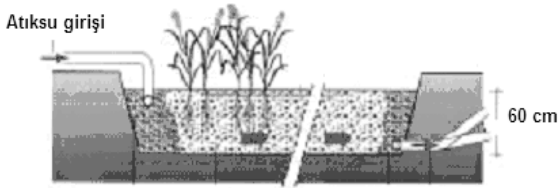
Şekil 5. Yapay sulakalanlarda kullanılan bazı yüzen bitkiler (Ferdoushi ve diğ., 2008).

Doğal arıtma sistemlerinde kullanılan su mercimekleri ülkemizde kolay bulunabilmesi, ekonomik olması ve kolaylıkla yetişebilmesi açısından özellikle kırsal kesimlerde nüfusun az olduğu yerlerde kolayca uygulanabilmektedir (Topal vd., 2011).

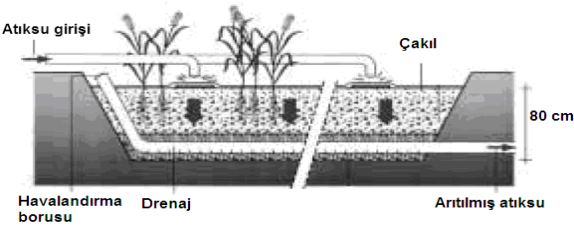
3.2.2.2 Yüzeyaltı akışlı sistemler

Yüzeyaltı akışlı sistemler ikincil veya ileri arıtım amaçları için tasarlanır. Bu sistemler kök bölgesi

veya çakıl-kamış filtreler olarak da adlandırılır ve köklü bitkiyi desteklemek için kum veya çakıl malzemeli, sızdırmaz tabanlı hendek veya kanallardan meydana gelir (Tchobanoglous ve Burton, 1991). Yüzealtı akışlı sulakalanlar sabit film biyoreaktör olarak hareket ederler (EPA, 2000). Yüzealtı akışlı sistemler 2 tiptir. Bunlar; Yatay ve düşey tiplerdir (Şekil 6 ve 7) (Anonim, 2010). Düşey akış yapılı sulakalanlar (bitkili yüzealtı yataklar) yatay akış sistemlerinden fazla oksijen taşınımı yeteneğine sahiptir. Atıksulardan amonyak azotu ve organik maddelerin gideriminde çok etkilidirler (Yalcuk ve Uğurlu, 2009).



Şekil 6. Yatay yüzealtı akış sistemi



Şekil 7. Düşey yüzealtı akış sistemi

4. Doğal Arıtma Sistemlerinin Sızıntı Suyunun Arıtımında Kullanımı

Martin ve Moshiri (1994), arıtılmış sızıntı suyunda yaptıkları çalışmada, değişik sucul bitkilerin 4 aylık sürede TKN ve toplam fosforu sırasıyla; %58 ve %53 oranında giderdiğini bildirmişlerdir.

Urbanc Bercic (1994), kamışın sızıntı suyundan BOİ'yi %33 ve AKM'yi ise %73 oranında giderdiğini bildirmiştir.

Martin ve Johnson (1995), köklü makrofitlerle sızıntı suyu arıtımında amonyak, AKM, toplam fosfat ve KOİ giderim oranlarının %64-99 arasında olduğunu belirtmişlerdir.

Peverly ve diğ. (1995), *Phragmites australis* ile sızıntı suyunun arıtımında köklerden oksijen açığa

çıkmasının bir sonucu olarak demirin çökeldiğini ve köklerin metalleri rizomlara taşımada etkili filtreler gibi davrandıklarını belirtmişlerdir. Çalışmalarında NH_4^+-N (300 mg/L), BOİ (300 mg/L), Fe (30 mg/L), Mn (1,5 mg/L) ve K (500 mg/L) olduğunda kamışın iyi şekilde büyüdüğünü tespit etmişlerdir.

Bulc ve diğ. (1997), yapay bir sulakalanda sızıntı suyunun arıtımında KOİ, BOİ₅, NH_3-N , Fe ve bakteri giderimlerinin sırasıyla; %68, %46, %81, %80 ve %85 olduğunu bildirmişlerdir.

Krishnan (2002), arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada *Scleria sumantrensis* Retz.'in *S. mucronatus*'dan daha az Zn, Mn, Fe'yi köklerinde biriktirdiğini ve *S. mucronatus*'un *Scleria sumantrensis* Retz.'den daha yüksek metal absorplama kapasitesine sahip olduğunu tespit etmiştir.

Rafidah binti Hamdan (2002), arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada *S. sumantrensis* ile BOİ, KOİ, Fe, Zn, Mn için giderim verimlerinin sırasıyla; %94, %92, %89, %90 ve %89 olduğunu, *S. mucronatus* ile BOİ, KOİ, Fe, Zn, Mn için giderim verimlerinin ise sırasıyla; %98, %95, %95, %90 ve %91 olduğunu tespit etmişlerdir.

Muna Mohamed (2003), *Scirpus globulosus* ve *Ericaulon sexangulare* ile arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada *Ericaulon sexangulare* ile mukayese edildiğinde *Scirpus globulosus* yapraklarının köklerden daha fazla Zn ve Ni biriktirdiğini ifade etmiştir.

El-Gendy ve diğ. (2004), su sümbülü ve salvinia ile sızıntı suyunun arıtımını çalıştırdıklarında *salvinia*'nın deneylerin ilk gününde öldüğünü, su sümbülünün %80'den fazla TKN giderdiğini, toplam amonyağın %100 giderildiğini, toplam reaktif fosforun %97 ve toplam demirin %84 giderildiğini tespit etmişlerdir.

Lee (2004), arıtılmış sızıntı suyunda yaptığı çalışmada, *Typha angustifolia*'nın Cr ve Cd alımını sırasıyla %91,7 ve %81,8 olarak bildirmişlerdir. Sulakalanın BOİ, KOİ, NH_3-N , PO_4^{3-} ve NO_3^-N giderim verimlerinin sırasıyla; %65, %81,8, %84,4, %67,1 ve %47,2 olduğunu tespit etmiştir.

Bastviken ve diğ. (2005), *Typha latifolia*, *Phragmites australis* ve *Elodea canadensis* ile sızıntı suyu arıtımını çalışmışlardır. *Elodea canadensis*'in

denitrifikasyon kapasitesinin diğerlerinden 3 kat daha fazla olduğunu bildirmişlerdir.

Bloor ve Banks (2005), *Juncus effusus* ile sızıntı suyunun arıtımında KOİ gideriminin %60 olduğunu, kontrollerde ise %25 olduğunu bildirmişlerdir.

El-Gendy ve diğ. (2005), su sümbülü ile sızıntı suyunun arıtımını çalıştırdıklarında su sümbülünün azot, potasyum, fosfor, toplam katı ve klorit gibi parametreleri giderme yeteneğinde olduğunu ve daha yüksek bitki büyümesi ile daha yüksek giderim oranlarının elde edildiğini bildirmişlerdir.

Bulc (2006), yapay bir sulakalanda sızıntı suyunun arıtımında KOİ, BOİ₅, amonyak azotu, toplam fosfor, sülfid, klorit ve demir giderimini sırasıyla; %50, %59, %51, %53, %49, %35, %84 olarak tespit etmiştir.

Nivala ve diğ. (2007), sızıntı suyunun yüzeyaltı akışlı yapay sulak alanda arıtımında havalandırma olmadan BOİ₅, KOİ ve NH₄⁺-N giderim verimlerinin az ve kararsız olduğunu, havalandırma yapıldığında giderim verimlerinin büyük oranda arttığını belirtmişlerdir.

Sawaitayothin ve Polprasert (2007), *Typha angustifolia*'nın sızıntı suyunu arıtmada etkili olduğunu ve arıtılmış sızıntı suyunun tarımda kullanıma uygun olduğunu belirlemişlerdir. Sulakalanın toplam azot, BOİ₅ ve fekal koliformları sırasıyla; %96, %91 ve >%99 oranında giderdiğini bildirmişlerdir.

Ekmekçi (2007), *Typha latifolia* bitkisi ile Adana Sofulu düzensiz çöp depolama sahasından alınan çöp sızıntı suyunda bulunan kirletici parametrelerin bitkisel yolla iyileştirilmesi konusunda yaptığı araştırmada, hidrolik bekletme sürelerine göre ortalama BOİ₅, KOİ, AKM, TKN ve TP konsantrasyonlarının giderim verimlerini sırasıyla %68,49; %64,54; %82,58; %93,79 ve %61,99 olarak tespit etmiştir.

Chiemchaisri ve diğ. (2009), *Typpha angustifolia* ile sızıntı suyu arıtımında TKN giderim verimlerinin %43-46 arasında olduğunu ve stabilize sızıntı suyundaki yüksek azotun arıtma performansını ve bitkileri olumsuz yönde etkilediğini bildirmişlerdir.

Yalcuk ve Uğurlu (2009), *Typha latifolia* ile sızıntı suyunu arıttıklarında NH₄⁺-N, KOİ, PO₄⁻³-P ve Fe(III) giderim verimlerinin sırasıyla %38,3-62,3; %27,3-

35,7; %46,7-52,6 ve %17-40 olduğunu tespit etmişlerdir.

Kadlec ve Zmarthie (2010), sızıntı suyunun sulak alanda arıtımında amonyak kütle azalımının son 9 yılda ortalama %99,5 olduğunu ve pestisitlerin giderildiğini bildirmişlerdir.

Lavrova ve Koumanova (2010), sızıntı suyunun düşey akışlı yapay bir sulakalanda *Phragmites australis* ile arıtımında KOİ, BOİ₅, NH₃ ve toplam fosfor giderimlerini sırasıyla; %96, %92, %100 ve %100 olarak tespit etmişlerdir.

5. Sonuç ve Öneriler

Doğal arıtma sistemleri; ekonomik olması, fazla insan gücü gerektirmemesi, kolay işletilmesi ve enerji gereksinimi az olmasından dolayı tercih edilmektedir. Hem evsel hem de endüstriyel atıksuların arıtılmasında kullanılan bu sistemler genellikle nüfusun az olduğu yerlerde, kırsal kesimlerde kolaylıkla uygulanabilir. Doğal arıtma sistemleri geniş bir alanı teşkil etmesine karşın suların arıtılması hem ucuz hem de basit olmaktadır. Bu sistemlerin uygulanmasında en önemli hususlardan birisi doğal arıtmada kullanılacak olan bitkinin türüdür. Çünkü her bitkinin büyümesi ve gelişmesi için doğal şartların sağlanması gerekmektedir. Bu nedenle soğuk bölgede yapılacak olan bir doğal arıtma tesisine soğuğa dayanıklı olan bir bitkinin kullanılması tercih edilir. Doğal arıtma sistemleri özellikle klasik arıtma sistemlerinden sonra bir ileri arıtma olarak tercih edilebilir.

Kaynaklar

- Aalbers, H. (1999). Resource Recovery from Faecal Sludge Using Constructed Wetlands, A Survey of the Literature, UWEP Working Document, The Netherlands.
- Akça, L. (2005). Atıksu Arıtımında Doğal Sistemler, Seminer notları, Elazığ.
- Anonim. (2010). Atıksu Arıtma Tesisi Teknik Usuller Tebliği (27527 sayı), TC Resmi Gazete, 20 Mart.
- Ayaz, Ç.S. ve Saygın, Ö. (1996). Hydroponic wastewater treatment garden. 9th International Association on Water Quality Conference, 11-12, Vienna.
- Barlaz, M.A. (1996). Microbiology of Solid Waste

- Landfills. In: Palmisano, A.C. and Barlaz, M.A. Microbiology of Solid Waste, Florida, CRC Press.
- Bastviken, S.K., Eriksson, P.G., Premrov, P. and Tonderski, K. (2005). Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus, *Ecological Engineering*, Vol. 25, 183-190.
- Bavor, H.J. and Andel, E.F. (1994). Nutrient removal and disinfection performance in the Byron Bay constructed wetland system, *Water Sci. Technol.*, Vol. 29, 201-208.
- Bloor, M.C. and Banks, C.J. (2005). Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two macro-invertebrates, *Proc. Saf. and Env. Pro.*, Vol. 83, 185-190.
- Boothe, D.D.H., Smith, M.C., Gattie, D.K. and Das, K.C. (2001). Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction, *Advances in Environmental Research*, Vol. 5, 285-294.
- Brix, H. (1993). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. System Design, Removal Processes, and Treatment Performance. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis, 9-22.
- Brodie, G.A., Hammer, D.A. and Tomljanovich, D.A. (1989). Treatment of Acid Drainage with Constructed Wetland at Tennessee Valley Authority 950 Coal Mine. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 211-219.
- Brodrick, S.J., Cullen, P. and Maher, W. (1988). Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent, *Water Res.*, Vol. 22, 431-439.
- Bulc, T., Vrhovsek, D. and Kukanja, V. (1997). The use of constructed wetland for landfill leachate treatment, *Water Sci. Technol.*, Vol. 35, 301-306.
- Bulc, G.T. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, *Ecological Engineering*, Vol. 26, 365-374.
- Carley, B.N. and Mavinic, D.S. (1991). The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate, *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, Vol. 63, 51-58.
- Christensen, J.B., Jensen, D.L., Gron, C., Filip, Z. and Christensen, T.H. (1997). Characterization of the dissolved organic carbon in leachate-polluted groundwater, *Water Research*, Vol. 32, 125-135.
- Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, J.J., Threedeach, S. and Wicranarachchi, P.N. (2009). Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland, *Bioresource Technology*, Vol. 100, 3808-3814.
- Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M. C. and Littarru, P. (2001). Removal of municipal solid waste COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads, *Ecological Engineering*, Vol. 16, 459-470.
- Cooper, P., Smith, M. and Maynard, H. (1997). The design and performance of a nitrifying vertical-low reed bed treatment system. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 35, 215-221.
- Crawford, J.F. and Smith, P.G. (1985). *Landfill Technology*, Butterworths, London, 84-85.
- Cronk, J.K. and Fennessy, M.S. (2001). *Wetland Plants: Biology and Ecology*, Lewis Publishers, USA.
- Cronk, J.K. and Fennessy, M.S. (2001). *Wetland Plants: Biology and Ecology*, Lewis Publishers, USA.
- Çiftçi, H., Kaplan, Ş.Ş., Köseoğlu, H., Karakaya, E., Kitiş, M. (2007). Yapay sulaklanlarda atıksu arıtımı ve ekolojik yaşam, *Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 23 (1-2), 149-160.
- D'Angelo, E.M. and Reddy, K.R. (1994). Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: Role of inorganic electron acceptors in nutrient release, *J. Environ. Qual.*, Vol. 23, 937-943.
- Dağlı, S., Akça, L. (2007). Yapay sulakalan sisteminde fosfor giderimine ortam malzemesinin etkisi, *İTÜ Mühendislik Dergisi*, Cilt 17, Sayı 1, 51-59.
- Davido, R.L. and Conway, T.E. (1989). Nitrification and Denitrification at the Iselin Marsh/Pond/Meadow Facility. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 477-483.
- Denny, P. (1997). Implementation of constructed wetlands in developing countries, *Water Science and Technology*, Vol. 35, 27-34.
- Dölgen, D. (1996). Sızıntı Suyu Arıtma Yöntemleri, *Katı Atık ve Çevre*, 23, 15-24.
- Dölgen, D. (1998). Sızıntı Suyu Kalite Kestirimi, *Katı Atık ve Çevre*, 31, 12-18.
- DuBowry, P.L. and Reaves, R.P. (1994). *Constructed Wetlands for Animal Waste Management*. In: *Proceedings of a Workshop*, 4-6 April, Purdue University, West Lafayette, IN.
- EEA. (2005). *EEA Multilingual Environmental Glossary: Landfill Leachate*.
- Ehrig, H. K. (1989). Leachate Quality, In: Christensen, T. H., Cossu, R. and Stegmann, R. *Sanitary Landfilling*. San Diego, Academic Press Inc., 285-297.
- Ekmekçi, F. (2007). Adana Sofulu Düzensiz Çöp

- Depolama Sahasından Alınan Çöp Sızıntı Sularının Laboratuvar Ölçekli Ortamda Bitkisel Yolla Azot-Fosfor ve Ağır Metal Gideriminin Araştırılması, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N. and Leckie, J.O. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling, *Journal of Environmental Management*, Vol. 50, 1-25.
- El-Gendy, A.S., Biswas, N. and Bewtra, J.K. (2004). Growth of water hyacinth in municipal landfill leachate with different pH. *Environmental Tech.*, Vol. 8, 833-840.
- El-Gendy, A.S., Biswas, N. and Bewtra, J.K. (2005). A floating aquatic system employing water hyacinth for municipal landfill leachate treatment: effect of leached characteristics on the plant growth, *Journal of Env. Eng. Sci.*, Vol. 14, 227-240.
- EPA. (1988). Design Manual for Constructed Wetland and Floating Aquatic Plants Systems for Municipal Wastewater Treatment, EPA625/1-88-022, Cincinnati, OH.
- EPA. (1993). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wild Life Habitat: 17 Case Studies, EPA832-R-93-005.
- EPA. (2000). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters., EPA/625/R-99-010.
- Faulwetter, J.L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M.D., Brisson, J., Camper, A.K. and Stein, O.R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review, *Ecological Engineering*, Vol. 35, 987-1004.
- Ferdoushi, Z., Haque, F., Khan, S. and Haque, M. (2008). The effects of two aquatic floating macrofits (*Lemna* and *Azolla*) as biofilters of nitrogen and phosphate in fish ponds, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 8, 253-258.
- Galbrand, C. C. (2003). Naturalized Treatment Wetlands for Contaminant Removal: A Case Study of the Burnside Engineered Wetland for Treatment of Landfill Leachate, Master Thesis, Dalhousie University.
- Gersberg, R.M., Elkins, B.V. and Goldman, C.R. (1985). Wastewater treatment by artificial wetlands, *Water Sci. Technol.* Vol. 17, 443-450.
- Gijzen, H. J. (2002). Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 45, 321-328.
- Gschlößl, T., Steinmann, C., Schleypen, P. and Melzer, A. (1998). Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons, *Wat. Res.*, Vol. 32, 2639-2645.
- Hammer, D.A. and Bastian, R.X. (1989). Wetlands Ecosystems: Natural Water Purifiers, In: Hammer, D.A. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea, Lewis, 5-19.
- Hoppe, H.G., Kim, S.J. and Gocke, K. (1988). Microbial decomposition in aquatic environments: combined processes of extra cellular activity and substrate uptake. *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 54, 784-790.
- Hosomi, M., Murakami, A. and Sudo, R. (1994). A four-year mass balance for a natural wetland system receiving domestic wastewater. *Water Sci. Technol.*, Vol. 30, 235-244.
- Howard, E.A., Emerick, L.C. and Wildeman, T.R. (1989). Design and Construction of a Research Site for Passive Mine Drainage Treatment in Idaho Springs, Colorado. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 761-764.
- Hui, T.S. (2005). Leachate Treatment By Floating Plants In Constructed Wetland, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia. 83p.
- İlhan, F., Kurt, U., Apaydın, Ö., Arslankaya, E., Gönüllü, M.T. (2007). Elektrokimyasal arıtım ve uygulamaları; Katı atık sızıntı suyu çalışması, AB Sürecinde Türkiye'de Katı Atık Yönetimi ve Çevre Sorunları Sempozyumu, TÜRKAY 2007.
- Kadlec, R.H. and Zmarthie, L.A. (2010). Wetland treatment of leachate from a closed landfill, *Ecological Engineering*, Vol. 36, 946-957.
- Kang, K.H., Shin, H.S. and Park, H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications, *Water Research*, Vol. 36, 4023-4032.
- Kivaisi, A.K. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review, *Ecological Engineering*, Vol. 16, 545-560.
- Kleinmann, R.L.P. and Girts, M.A. (1987). Acid Mine Water Treatment: An Overview of an Emergent Technology. In: Reddy, K.R. and Smith, W.H. (Ed), *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*, Magnolia, Orlando, 255-261.
- Klikowska, D. and Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource Technology*, Vol. 94, 5981-5985.
- Krishnan, V.G. (2002). Kajian Peyerapan Logan- Logan Berat oleh Dua Spesies Tumbuhan Separuh Tenggelam Dalam Tanah Bencah Buatan Jenis Sub-Permakaan Bagi Olan Air Larut Lesap. Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Kurt, U., İlhan, F., Birben, N.C., Ulucan, K., Gönüllü, M.T.

- (2009). Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte elektrokoagülasyon prosesiyle arıtılabilirliğinin incelenmesi, Türkiye'de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu, 1-9, 15-17 Haziran 2009.
- Lavrova, S. and Koumanova, B. (2010). Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate, *Bioresource Technology*, Vol. 101, 1756-1761.
- Lee, Y.F. (2004). Rainfall Effects to the Performance of Subsurface Flow Constructed Wetland in Leachate Treatment, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Ling, C.A. (2006). Nutrient Removal from Leachate Using Horizontal Subsurface Constructed Wetlands, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Lu, J. C. S., Eichenberger, B. and Stearns, R. J. (1985). *Leachate from Municipal Landfills: Production and Management*. US: Noyes Publications.
- Madigan, M.T., Martinko, L.M. and Parker, J. (1997). *Brock Biology of Microorganisms*, 8.th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, p986.
- Martin, C.D. and Moshiri, G.A. (1994). Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate, *Water Science Technology*, Vol. 29, 267-272.
- Martin, C.D. and Johnson K.D. (1995). The use of extended aeration and in-series surface flow wetlands for landfill leachate treatment, *Wat. Sci. Tec.*, Vol. 12, 119-128.
- Mathewson, C.C. and Mathewson, H.A. (1998). Designing a Wetland for a Wastewater Treatment-A Truly Interdisciplinary Effort., *International Association for Engineering Geology and the Environment*, International Congress, Vol. 5, No.8, Vancouver.
- McBean, E. and Rovers, F. (1999). Landfill Leachate Characteristics as Inputs for the Design of Wetlands Used as Treatment Systems. In: Mulamoottil, G., McBean, E. and Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*, Florida, Lewis Publishers.
- Muna Mohamed. (2003). Pengolahan Air Larut Lesap Melalui Tanah Bencah Bu Atan Aliran Subpermukaan Dengan Skirpus Globulosus dan Ericaulon sexangulare bagi Penyigkiran Logan Berat. Master Thesis, Univesiti Teknologi Malaysia.
- Muslu, Y., (1985). Su Temini ve Çevre Sağlığı, İstanbul Teknik Üniversitesi Kütüphanesi, Cilt III., 790s.
- Nichols, D.S. (1983). Capacşty of natural wetlands to remove nutrients from wastewater, *J. Water Pollut. Control Fed.*, Vol. 55, 501-505.
- Nivala, J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S. and Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland, *Sci. of the to. Env.* Vol. 380, 19-27.
- Nordin, N.I.A.B.A. (2006). Leachate Treatment Using Constructed Wetland with Magnetic Field, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia. 88p.
- Peverly, J.H., Surface, J.M. and Wang, T. (1995). Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leached treatment, *Ecological Engineering*, Vol. 5, 21-35.
- Pouliot, J.M. (1999). Biological Treatment of Landfill Leachate. The University of Western Ontario, Master Thesis.
- Rafidah binti Hamdan. (2002). Kajian Pengaruh Konfigurasi Tumbuhan Di Dalam Sistem Tanah Bencah Buatan Jenis Aliran Sub-Permukaan Terhadap Penyingkiran Bahan Organik dan Logan Berat di dalam Air Larut Lesap. Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Razman, S., Othman, F.H. and Sabarinah. (1993). The challanges of solid waste management: a case study in South johore, Kongres Sains and Teknologi Malaysia, KL 11-14 August Vol. V-Social sciences.
- Reed, S. C., Middlebrooks, E.J. and Crites, R.W. (1988). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, McGraw-Hill, New York.
- Rivera, R., Warren, A., Curds, C.R., Robles, E., Gutierrez, A., Gallegos, E. and Caldeffin, A. (1997). The application of the rood zone method for the treatment and reuse of high-strenght abattoir waste in Mexico, *Water, Science and Technology*, Vol. 35, 271-278.
- Robinson, H.D. (1995). A Review of the Composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites. UK: Department of the Environment.
- Sawaittayothin, V. and Polprasert, C. (2007). Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate, *Bioresource Technology*, Vol. 98, 565-570.
- Schreijer, M., Xampf, R., Toet, S. and Verhoeven, J. (1997). The use of constructed wetland to upgrade terated sewage effluents before discharge to natural surface water in Texel island, The Netherlands: pilot study, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 35, 231-237.
- Schwartz, L.X., Wallace, P.M., Gale, P.M., Smith, W.X., Wittig, J.T. and McCarty, S.L. (1994). Orange country Florida eastern service area reclaimed water wetland reuse system, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, 273-281.
- Spieles, D.J. and Mitsch, W.J. (2000). The effects of

- season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low-and high-nutrient riverine systems, *Ecological Engineering*, Vol. 14, 77-91.
- Tatsi, A.A. and 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*, Vol. 6, 207-219.
- Tchobanoglous, G. and Burton, F.L. (1991). *Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, Inc., 1334p.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*, New York: McGraw-Hill.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P. and Quemeneur, F. (2001). Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical-Nanofiltration Processes. *Water Resource*, Vol. 35, 2935-2942.
- Tunçsiper, B., Akça, L. (2006). Pilot ölçekli bir yapay sulakalan sisteminin arıtma performansının incelenmesi, *İTÜ Mühendislik dergisi*, Cilt 5, Sayı 3, 13-22.
- Topal, M., Karagözoğlu, B., Öbek, E., Arslan Topal, E.I. (2011). Bazı su mercimeklerinin nutrient gideriminde kullanımı, Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, MAKUFEBED 4:12-28.
- Urbanc Bersic, O. (1994). Investigation in to the Use of Constructed Reedbeds for Municipal Waste Dump Leachate Treatment. In: Lim, P. E. and Polprasert, C. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Resource Recovery*. Thailand: Environmental Systems Information Center.
- Wenerick Jr, S.E., Webster, H.J., Stark, L.R. and DeVeau, E. (1989). Tolerance of Three Wetland Plant Species to Acid Mine Drainage: A Greenhouse Study. In: Hammer, D.A. Jr. (Ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 801-807.
- Wittgren, H.B and Tobiasson, S. (1995). Nitrogen removal from pretreated wastewater in surface flow wetlands, *Water Sci. Technol.* Vol. 32, 69-78.
- Wojciechowska, E. and Obarska- Pempkowiak, H. (2008). Landfill Leachate Treatment at a Plot Plant Using Hydrophyte Systems. In: Pawlowska, M. and Pawlowski, L. (Ed), *Management of Pollutants from Landfills and Sludge*. Taylor and Francis, London, UK, 205-210.
- Worrall, P., Peberdy, K.J. and Millet, M.C. (1997). Constructed wetlands and nature conservation, *Water Sci. Technol.* Vol. 35, 205-213.
- WPCF. (1990). *Natural Systems for Wastewater Treatment, Manual of Practice*. FD-16, Alexandria, VA.
- Yalcuk, A. and Uğurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment, *Bioresource Technology*, Vol. 100, 2521-2526.
- Yalılı, M., Kestioğlu, K., Mert, B.K. (2006). Sızıntı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin respirometrik yöntemle izlenmesi, *Uludağ Üniversitesi, Mühendislik- Mimarlık Fakültesi Dergisi*, Cilt 11, Sayı 1, 65-73.