

# Streptomisin anaerobik perdeli reaktör de arıtımı ve toksisite giderimi

Seçil TÜZÜN, Delia Teresa SPONZA\*

DEÜ, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Kaynaklar Kampüsü, 35160, Buca, İZMİR

## Özet

*Bu çalışmada streptomisin antibiyotiğinin arıtılabilirliği anaerobik perdeli reaktör (APR) ve onu takip eden aerobik sürekli karıştırmalı tank reaktör (SKTR) sistemi kullanılarak araştırılmıştır. Anaerobik perdeli reaktör (APR) girişinde glikozdan gelen 3000mg/L KOİ'ye ek olarak 200 mg/L streptomisin kaynaklı 131.38 mg/L KOİ ile ortalama 3000–3500 mg/L KOİ bulunmaktadır. Çalışmada azalan hidrolik bekleme sürelerinde (HBS) (38.4-19.2-12.8-9.60-7.68 gün) ve artan organik yükleme hızlarında (0.085-0.180-0.260-0.341-0.426 kgKOİ/Lgün) reaktöre verilen (200mg/L) sabit konsantrasyonda streptomisin antibiyotiğinin KOİ, streptomisin giderim verimleri ve APR' de gaz üretim miktarları üzerine etkisi incelenmiştir. Ayrıca 200 mg/L sabit streptomisin konsantrasyonunda APR' nin bölmelerinde ve çıkışında toplam uçucu yağ asidi (TUYA) değişimleri de incelenmiştir. KOİ giderim verimleri APR'de 19.2 günlük HBS sinde %85'lerde tespit edilmiş olup, APR' de streptomisin giderim verimi 12.8 günlük HBS sinde %66 olarak bulunmuştur. Ardışık anaerobik/aerobik reaktör sisteminde ise 19.2 günlük HBS sinde yaklaşık %95 KOİ ve 12.8 günlük HBS'sinde %74 streptomisin giderim verimleri elde edilmiştir. APR'de 9,60 günlük HBS inde üretilen toplam gaz ve metan gazı miktarı streptomisin için sırasıyla maksimum 504 L/gün ve 446.4 L/gün olarak bulunmuştur. Metan gaz içeriği ise %58 olarak bulunmuştur. Anaerobik reaktörde azalan HBS lerinde antibiyotik için toplam uçucu yağ asit (TUYA) konsantrasyonunun ise sıfır ya da sıfıra yakın olduğu bulunmuştur. APR/SKTR ardışık sisteminde azalan HBS lerinde Daphnia magna ile akut toksisite çalışması yapılmıştır. APR giriş, APR çıkış ve SKTR çıkış sularında akut toksisite testleri sonucu EC<sub>50</sub> değerleri 38.4 günlük HBS inde streptomisin için sırasıyla 400 mg/L, 132mg/L ve 20 mg/L olarak hesaplanmıştır. Akut toksisite ardışık APR/SKTR reaktör sistemle %95 oranında giderilmiştir.*

**Anahtar Kelimeler:** Aerobik sürekli karıştırmalı tank reaktör(SKTR), anaerobik perdeli reaktör (APR), Daphnia magna (su piresi), streptomisin ve toksisite.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Delia Teresa SPONZA. delya.sponza@deu.edu.tr; Tel: (232) 412 71 19.  
Makale metni 30.11.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Treatability of streptomycin in sequential anaerobic baffled reactor (ABR) and toxicity removal

### Extended Abstract

*In this study the anaerobic treatability of streptomycin was investigated in a sequential anaerobic baffled reactor (ABR)/ completely stirred tank reactor (CSTR) system. The ABR reactor was operated continuously through 83 days using glucose as primary substrate with constant streptomycin concentration of 200 mg/L. 200mg/L streptomycin gives an additional COD concentration to total COD thought continuous operation. 200 mg/l of streptomycin gave approximately a COD of 131.38 mg/L. The effects of decreasing hydraulic retention times (HRT) (38.4-19.2-12.8-9.60-7.68 days) on COD, antibiotic removal efficiencies and gas productions in anaerobic baffled (ABR) reactor were investigated at constant streptomycin concentration of 200mg/L. Moreover, the effects of decreasing HRT on the change of, volatile fatty acid (VFA) accumulation were investigated in the effluent and in the compartments of ABR reactor.*

*In this study, to toxic effect of streptomycin concentration on methane Archaea was investigated using anaerobic toxicity (ATA) test under batch conditions in the beginning of the study in order to determine in the  $IC_{50}$  (the streptomycin concentration which caused 50% decreases in the methanogenic activity) value of the streptomycin. The  $IC_{50}$  value for streptomycin was found as 292.06 mg/L. In the continuous operation of APR reactor, for maximum COD efficiency ( $E=90\%$ ) and methane percentage(58%) the optimum streptomycin concentration and streptomycin loading rate were found as 200 mg/L and 0.180 kg/Lday, respectively. The total COD removal efficiencies changed between 81% and %95 at different HRTs (38.4-19.2-12.8-9.60-7.68 days) in anaerobic/aerobic reactor system. The maximum COD removal efficiencies at constant streptomycin (200mg/L) concentration were obtained as 89% and 95% in the ABR and CSTR reactor effluents at a HRT of 19.2 days. Maximum total gas, methane gas productions and methane percentage were found as 504 l/day, 446.4 l/day and 58% , respectively at a HRT of 9.60 days. Before a HRT of 9.60 days, the daily total gas, ethane gas productions and methane percentage decreased through HRT. Maximum total gas, methane gas productions and methane percentage were found as 504 L/day, 446.4 L/day and 58%,*

*respectively, at a HRT of 9.60 days. 259.2 L/day total gas, 187 L/day methane gas and 42% methane percentage were obtained at a HRT as long as 38.4 days. This indicated the inhibition effect of HRT on methane Archaea. In the continuous operation of APR reactor, for the total volatile fatty acids (TVFA) values in the effluent of the ABR reactor were found as zero when the HRTs decreased from 38.4 days to 7.68 days. TVFA concentration was higher in the first compartment than other compartments in ABR. TVFA concentration decreased from 608 mg/l to 26 mg/L in the first compartment when the HRT decreased from 38.4 days to 19.2 days. The effluent TVFA concentrations were approximately zero at all HRTs. Bic.Alk. concentrations were lower in the first compartment than that the others compartments. This indicates the utilization of alkalinity to buffer the (TVFA) and  $CO_2$  produced from the anaerobic co-metabolism of streptomycin and COD. In anaerobic reactor system the TVFA/Bic.Alk. ratio gives necessary information to determine the stability of the anaerobic reactor. If the TVFA/Bic.Alk. ratio is lower than 0.4, the reactor is stable (Behling et al., 1997). The TVFA/Bic.Alk. ratio varied between 0.099 and 0.005 in effluent as the HRTs were decreased from 38.4 days to 7.68 days. The antibiotic removal efficiencies at constant streptomycin (200mg/L) concentration were obtained as 66% and 74% in the ABR and CSTR reactor effluents at a HRT of 12.8 days. The total maximum streptomycin removal efficiency was 74% in the sequential reactor system at an influent streptomycin concentration of 179.57 mg/L at a HRT of 12.8 days. In this study it was found that the "streptomycin" antibiotic was mainly degraded (59.79 mg/L) in anaerobic ABR reactor while the remaining part of this antibiotic (47.54 mg/L) was removed in the aerobic CSTR reactor. In this study, to acute toxic effect of synthetic wastewater containing streptomycin was investigated, separately, through anaerobic/aerobic degradation at decreased HRTs (38.4-19.2-12.8-9.60-7.68 days) using *Daphnia magna* test. The acute toxicity test results performed with *Daphnia magna* showed that the  $EC_{50}$  values decreased from influent 400 mg/L to 132 mg/L, and to 20 mg/L in the effluents of ABR and aerobic reactor at a HRT of 38.4 days. The total acute toxicity reduction in sequential ABR CSTR reactor effluent was 95%.*

**Keywords:** Aerobic continuous stirred tank reactor system (CSTR), anaerobic baffled reactor (ABR), *daphnia magna*, streptomycin, toxicity.

## Giriş

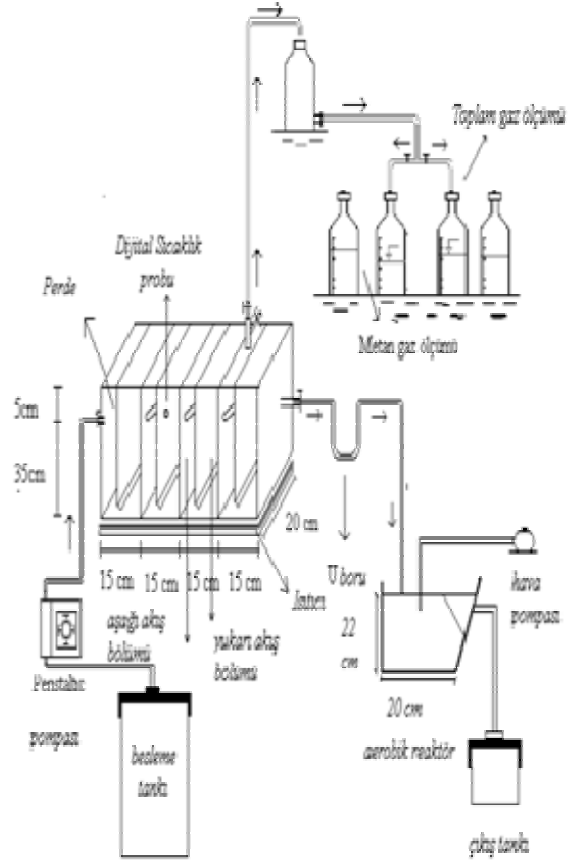
Streptomisin gibi antibiyotiklerin büyük bir çoğunluğu hayvansal tedavi için veterinerlikte ve insanlar için hastanelerde kullanılmaktadır. (Kemper, 2008). Streptomisin antibiyotiklerin aminoglikozid grubunda olup dar spektrumlu antibiyotiklerdir. Bunlara en duyarlı olan bakteri grubu gram (-) aerobik basillerdir (Uludağ, 2009). Genellikle hastaneler, evsel, belediye atıksuları bu tür antibiyotiklerin girişini sağlayan en önemli kaynaklardır. Belediye kanalizasyonu ve atıksu su arıtma tesislerinde bulunan streptomisin konsantrasyonları 45 µg/L ile 200 mg/L arasında değişmektedir (Kümmerer, 2009). Streptomisin anaerobik arıtılabilirliği ile ilgili hiçbir literatür çalışmasına rastlanmamıştır. pH=7.4'te anoksik/aerobik koşullarda streptomisin parçalanma kinetiği araştırılmış ve nihai olarak karbondioksit ve suya dönüştüğü gözlenmiştir (Mitic, vd., 2006). Streptomisin antibiyotiğinin, *Cyathus bulleri* ve *Pycnoporus cinnabarinus* mantarlarının büyüme ve laktoz üretimindeki etkisi incelenmiştir. 200 mg/L'lik giriş streptomisin konsantrasyonunun mantar gelişimini, ve laktoz kullanımını düşürdüğü gözlenmiştir (Dhawan vd., 2005). 20-123 mg/L arasındaki streptomisin konsantrasyonunun *Daphnia magna*'da %70 akut toksisteye neden olduğu gözlenmiştir (Swartzman vd., 1989). Bu çalışmanın amacı 200 mg/l sabit streptomisin konsantrasyonu içeren sentetik bir atıksuda azalan hidrolik bekleme sürelerinin ardışık anaerobik APR ve aerobik SKTR reaktör sisteminde KOİ, streptomisin giderim verimleri, metan gazı üretimleri, metan yüzdesi ve UYA konsantrasyonlarının değişimlerine etkisi incelenmiştir.

## Materyal ve metot

### Deney sistemi ve aşı mikroorganizma

Etkin hacmi 38.4 litre ve dört bölmeye ayrılmış olan bir APR ve onu takip eden SKTR reaktör sistemi kullanılmıştır. Laboratuvar koşullarında kurulan model reaktör sistemi Şekil 1'de gösterilmiştir. Aerobik (SKTR) reaktör havalandırma (etkili hacim=9 litre) ve çökeltim (etkin hacim=1.2 litre) bölmeleri olmak üzere iki kısımdan oluşmaktadır. ABR reaktör tabanını tamamen kaplayan bir elektronik ısıtıcının üzerine yerleştirilmiş ve sıcaklık 37±1°C'ye ayarlanmış

tır. ABR için aşı çamur İzmir'de Pakmaya Maya Fabrikası'nın atıksularını arıtan yukarı akışlı çamur yatak reaktörün (YAÇR) metanojenik tankından alınmıştır. Aerobik tam karışimli reaktör ise yine Pakmaya Maya Fabrikası'nın aerobik reaktöründen alınan aktif çamur ile aşılanmıştır.



Şekil 1. Anaerobik APR / aerobik SKTR sistemi

### Kullanılan sentetik atıksu numunesi

Sabit streptomisin konsantrasyonuna ek olarak karbon ve enerji kaynağı olarak 3000 mg/L KOİ değerini verecek şekilde glikoz, anaerobik mikroorganizmaların gelişimi için Vanderbilt mineral ortamı besi maddesi olarak kullanılmıştır (Speece, 1996). Ayrıca APR'de metan Archae aktivitesinin sağlanması için gerekli alkalinite ve uygun pH, 5000 mg/L NaHCO<sub>3</sub> ilavesi ile sağlanmıştır. Anaerobik koşullar için ise 100 mg/L sodyum tiyoglikolat kullanılmıştır (Speece, 1996).

### Analitik yöntemler

Askıda katı madde (AKM) ve Uçucu askıda katı madde (UAKM) ölçümleri çamur örneklerinin membran filtrasyonu ile standart metotlara göre yapılmıştır (APHA, 1992). KOİ ölçümleri ise refluks kolorimetrik yöntemi ile spektrofotometrede yapılmıştır (APHA, 1992). Gaz üretimleri sıvı yer değişim yöntemine göre ölçülmüştür. Toplam gaz oluşan gazın doymuş NaCl ve %2'lik H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> içeren sıvıdan (Beydilli vd., 1997), metan gazı ise oluşan gazın %3'lük NaOH içeren sıvıdan (Razo-Flores vd., 1997) geçirilmesi ile 1 saat süre ile izlenerek hesaplanmıştır. Metan gaz yüzdesi ise; Dräger Pac®Ex methane gaz analiz cihazı ile ölçülmüştür. Bikarbanot alkalinitesi ve toplam uçucu yağ asitleri (TUYA) titrimetrik olarak test edilmiştir (Anderson ve Yang, 1992). Örnek sülfürik asit çözeltisi ile önce pH 5.1'e sonra 3.5'e kadar titre edilerek bulunur. Agilent-1100 marka high performance liquid chroma-tography (HPLC) kullanılarak streptomisin analizi yapılmıştır. Tablo 1'de HPLC analizi sırasında gerekli uygun koşullar verilmiştir. Akut toksisite testleri nötral pH'ta (pH=7.0±0.5) yapılmış olup APR giriş ve çıkış noktalarından ve SKTR'nin çıkış noktasından çeşitli seyreltme oranlarında atıksuya uygulanmıştır. Standart Methods'da tanımlanan şekilde 24 saatte doğmuş Daphnia magna'lar toksisite testinde kullanılmıştır.

Tablo 1. HPLC analiz koşulları

HPLC koşulları	Streptomisin
Kolon tipi	C-18 250x4,6 mm
Hareketli faz	Acetonitrile pH=3, Sodyum fosfat tamponu +Sodyum1-Hexasülfonik asit oranı (8:92)
Akış hızı	1 ml/dakika
Enjeksiyon hacmi	10-µl
UV dedektör	195 nm
Sıcaklık	20 °C

### İşletim koşulları

Sentetik atıksu besleme debisi, ilk bölmede uçucu yağ asit birikimi nedeniyle oluşan pH düşmesini önlemek ve her bölmede biyokütle seviyesini dengelemek için 15 günde bir ters yöne çevrilmektedir. Aerobik reaktörde ise havalandırma

bölgesinden bir miktar çamur atılarak çamur yaşı 20 gün olarak sabit tutulmuştur. Çalışmada kullanılan anaerobik ve aerobik reaktörler ile ilgili işletim parametreleri Tablo 2'de verilmiştir. Anaerobik ABR reaktör azalan HBS'lerinde ve 200 mg/L'lik sabit streptomisin konsantrasyonunda 83 gün boyunca işletilmiştir. Azaltılan her bir HBS de reaktör yaklaşık 15–20 gün çalıştırılarak kararlı hal koşullarına gelmesi (çıkışta sabit bir KOİ ve %metan değeri) sağlanmış ve ölçümler bu kararlı hal koşullarında gerçekleştirilmiştir. Reaktör streptomisin ile sürekli işletim boyunca giriş KOİ'si 3000 mg/L olacak şekilde glikozun, giriş atıksuyuna ilave edilerek mikroorganizmalar için karbon kaynağı olması sağlanmıştır. Buna ek olarak 200 mg/L'lik streptomisin den gelen 131.38 mg/L'lik KOİ eklemesi ile giriş KOİ'si 3000-3500 mg/L arasında değişim göstermiştir.

Tablo 2. İşletim parametreleri

İşletim parametreleri	Birim	APR	SKTR
Akış hızı	L/gün	1, 2, 3, 4, 5	1, 2, 3, 4, 5
	Gün	38.4	9
		19.2	4.5
HBS		12.8	3
		9.60	2.25
		7.68	1.8
	kgKOİ/Lgün	0.085	0.0069
Organik yükleme		0.180	0.005
		0.260	0.090
		0.341	0.106
		0.426	0.137
	Gün	227	20
		113.7	
Çamur yaşı		82.8	
		60.9	
		40.7	
Reaktör hacmi	L	38.4	9.0
Giriş KOİ kon.	mg/L	3000-3400	1000-5000
Sıcaklık	°C	37±1	20±2

### DeneySEL sonuçlar

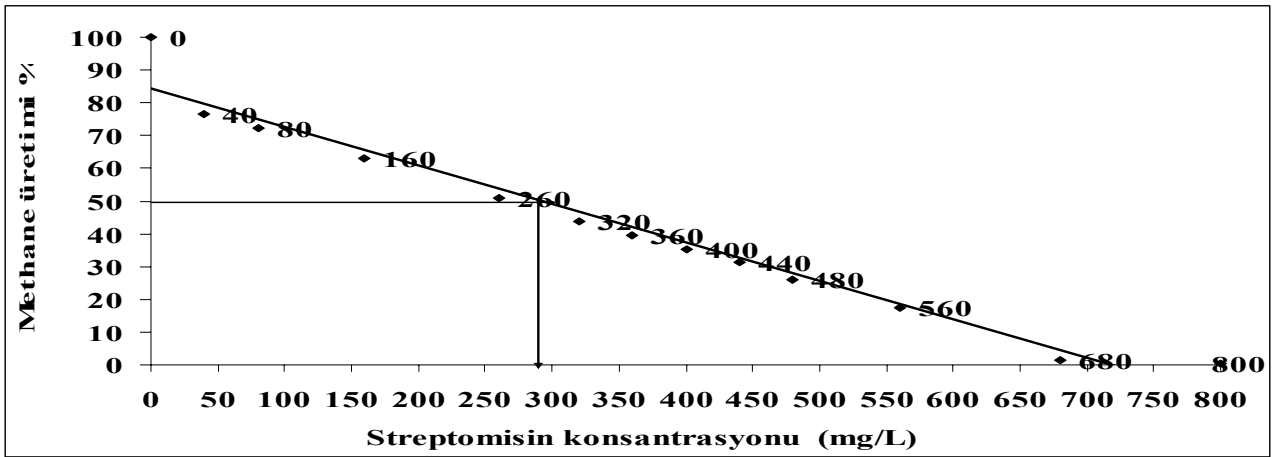
**Streptomisinin IC<sub>50</sub> değerlerinin belirlenmesi**  
Streptomisin IC<sub>50</sub> değerini belirlemek için kesikli beslemeli 75 ml hacmindeki serum şişeler kullanılmıştır. Bunun için kontrol ve farklı streptomisin konsantrasyonları içeren test şişele-

ri hazırlanmış ve 37°C'de 3 günlük metan üretim miktarları kaydedilmiş ve %50 metan azalmasına neden olan streptomisin konsantrasyonu tespit edilmiştir. IC<sub>50</sub> değeri (bakterilerin oluşturduğu metan gazı üretimini %50 azaltan streptomisin konsantrasyonu) 292 mg/L olarak bulunmuştur (Şekil 2). Anaerobik APR reaktörde azalan HBS'nin KOİ uzaklaştırma verimleri üzerine etkisi APR reaktörün işletimi sırasında streptomisin konsantrasyonu 25 mg/L'den 400 mg/L'ye kadar arttırılmıştır. Maksimum KOİ ve metan üretim yüzdesine streptomisin konsantrasyonu 200 mg/L olduğunda ulaşılmıştır. APR de azalan HBS'leri sabit 200 mg/L lik antibiyotik değerlerinde KOİ değerleri incelenmiştir. Şekil 3'te APR reaktörde azalan HBS'lerinde

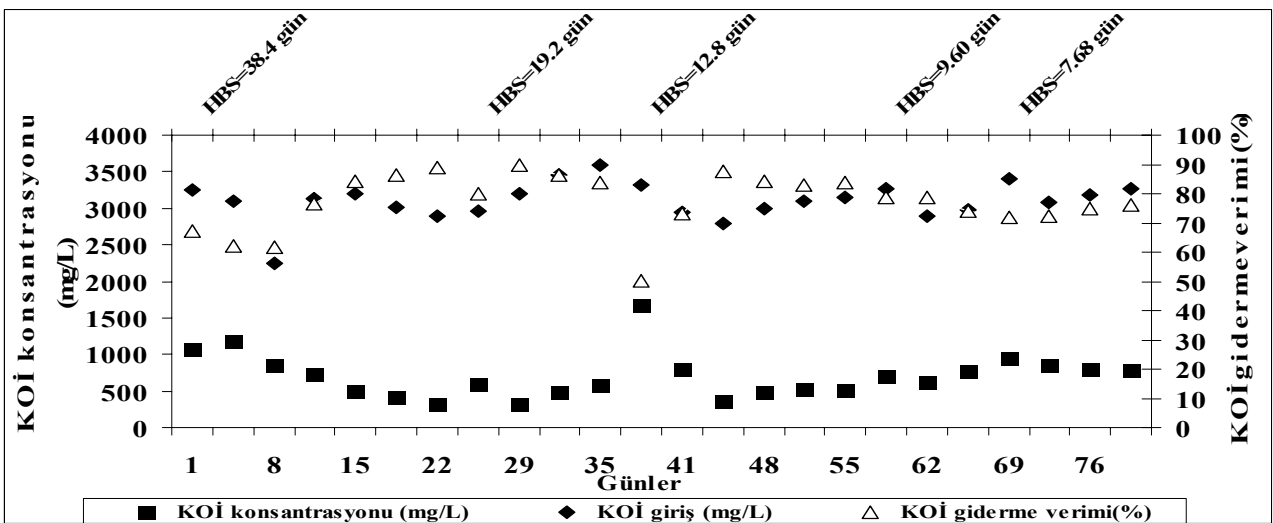
giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları ve KOİ giderme verimleri gösterilmiştir. HBS'si 38.4 günden 19.2 güne düşmesine karşın KOİ uzaklaştırma verimleri %67'den %89'a kadar yükselmiş, HBS'i 19.2 günden 7.68 güne düşerken KOİ giderme verimi %89'dan %75'e düşmüştür. Bunun sebebi HBS'i azaldıkça bakterilerin biomass ile etkileşim süresinin azalmasına bağlanabilir.

#### Anaerobik APR reaktörde azalan HBS'lerinin toplam gaz, metan gaz ve %metan verimi üzerine etkisi

APR reaktörde azalan HBS'lerinin sabit 200 mg/L' lik streptomisin konsantrasyonunda toplam gaz, metan gaz ve metan yüzdesi değişimle-



Şekil 2. Anaerobik toksisite testi sonucuna göre streptomisinin IC<sub>50</sub> değeri (292 mg/L)



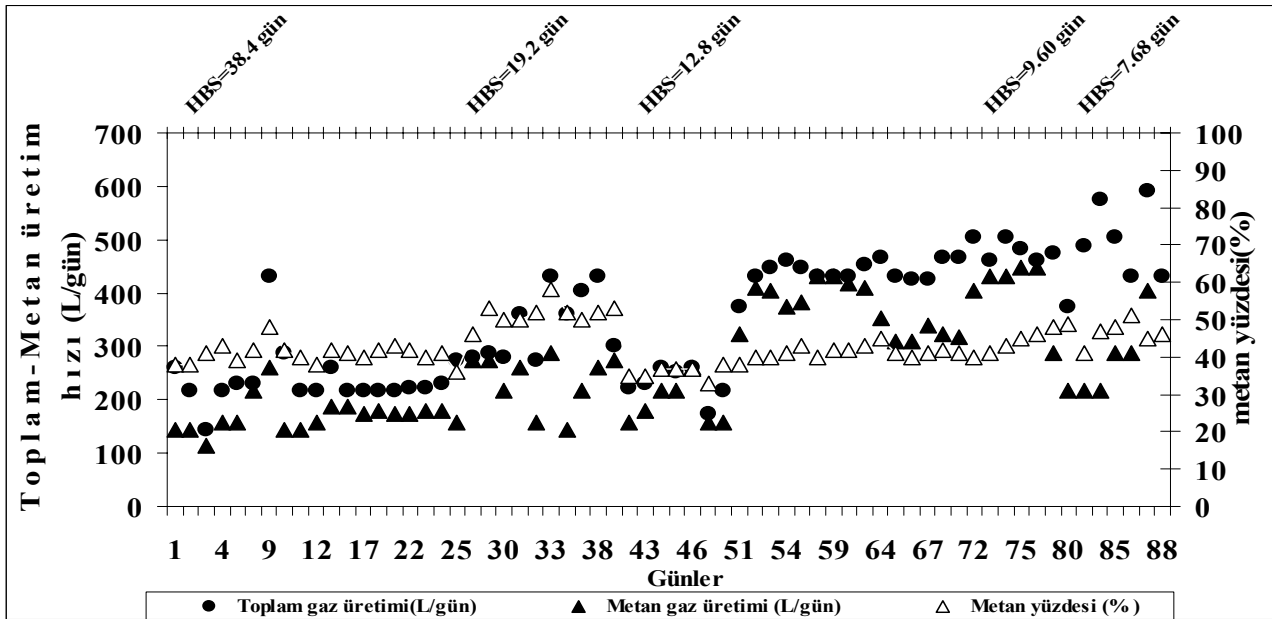
Şekil 3. APR reaktörde azalan HBS'lerinin KOİ giderme verimi üzerine etkisi

rine etkileri incelenmiştir. Şekil 4'te azalan HBS'lerinde toplam gaz, metan gaz ve metan yüzdesinin değişimleri gösterilmektedir. APR reaktörde HBS'nin 38.4 günden 19.2 güne düşmesi ile maksimum toplam gaz, metan gaz ve metan yüzdesinin sırasıyla 216 L/gün'den 432 L/gün'e, 144 L/gün'den 288 L/gün'e ve %38 L/gün'den %58'e yükseldiği gözlenmiştir. 7.68 gün'lük HBS'de ise maksimum toplam gaz, metan gaz ve metan yüzdesi değerleri de 432 L/güne, 288 L/güne ve %46'ya düşmüştür. Bunun sebebi HBS'i azaldıkça bakterilerin biyokütle ile etkileşim süresinin azalması ve streptomisini arıtacak kadar yeterli bir sürenin olmamasından kaynaklanmaktadır.

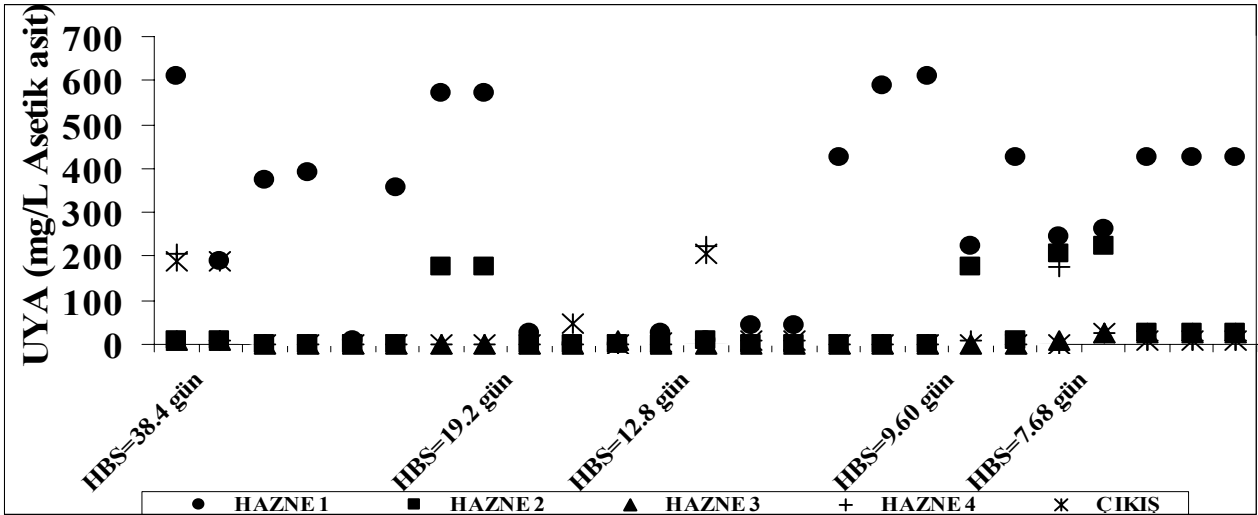
#### Anaerobik APR reaktörde azalan HBS'lerinin TUYA, Bik.Alk. ve TUYA/Bik.Alk. oranı üzerine etkisi

Anaerobik APR reaktörde azalan HBS'lerinin toplam uçucu yağ asidi (TUYA) değişimleri üzerine etkileri Şekil 5'te gösterilmiştir. Birinci bölmede oluşan TUYA, ikinci, üçüncü ve dördüncü bölmelerde tamamen uzaklaştırılarak CO<sub>2</sub> ve metana dönüşerek bu bölmelerde TUYA konsantrasyonları düşmüştür. Şekilde görüldüğü üzere TUYA konsantrasyonu ilk bölmede tüm HBS'lerinde diğer tüm bölmelerden daha yüksektir. Hazne 1 için en düşük TUYA konsan-

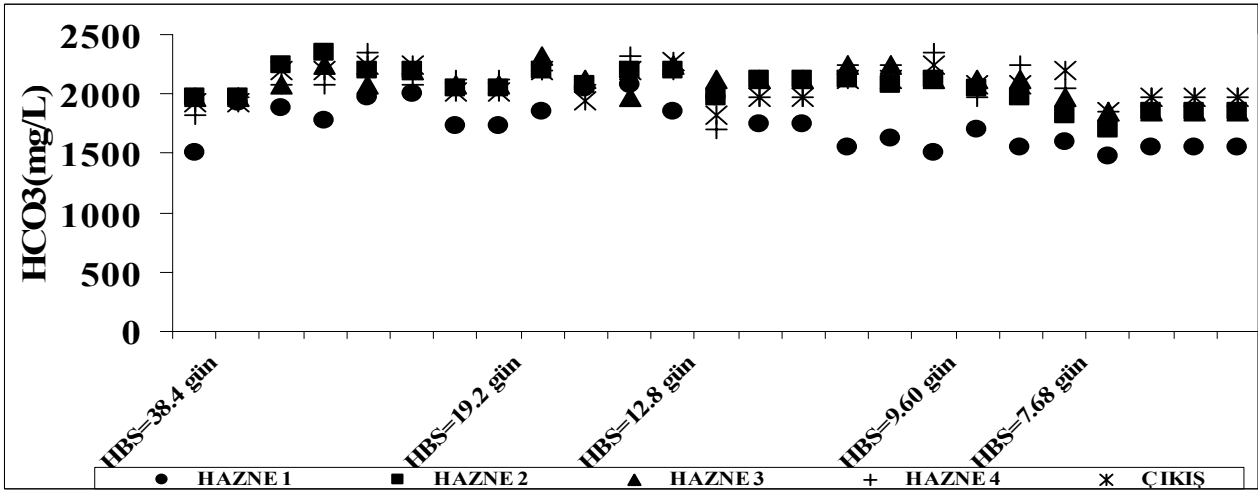
rasyonu 19.2 günlük HBS inde 26 mg/L olarak bulunmuştur. TUYA konsantrasyonlarının hazne 2, 3 ve 4'te 7.68 günlük HBS haricinde diğer tüm HBS'lerinde sıfıra yakın değerler aldığı görülmüştür. APR çıkışında ise tüm HBS'lerinde TUYA konsantrasyonu 9 mg/L ve daha küçüktür. Bu da TUYA'nın çıkışta tamamen CO<sub>2</sub> ve metana dönüştüğü sonucunu ortaya koymaktadır. Şekil 6, azalan HBS'lerinde, APR reaktörün bölmelerindeki ve çıkışındaki bikarbonat alkalesitesi (Bik.Alk.) değişimini göstermektedir. Hazne 1'de Bik. Alk. 1500 mg/L civarında iken APR reaktör çıkışında ise bu değer 2300 mg/L lere çıkmaktadır. İlk haznede Bik. Alk. konsantrasyonu; düşük pH nedeniyle diğer bölmelerden daha düşüktür. APR ile yapılan bir çalışmada HBS'nin 18 saat'ten 9 saat'e azaltılmasının düşük dozda antibiyotik içeren seyreltik bir atıksuyun arıtımına etkisi incelenmiş ve TUYA değerinin 8 mg/L'den 22 mg/L'ye arttığı görülmüştür (Huajun vd., 2008). Bu çalışmada TUYA konsantrasyonu 7.68 günlük HBS'inde 0 mg/L olarak bulunmuştur. Bu durum alkalitenin ilk bölmede asit bakterileri tarafından oluşturulan yüksek konsantrasyondaki TUYA ve CO<sub>2</sub> nedeniyle metan bakterileri tarafından kullanıldığını göstermektedir. Sonuçta APR reaktörde ortamın pH'ı düşmektedir. Bik.Alk.'tesi ortamda bulunan zayıf asitler (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> ve



Şekil 4. APR reaktörde azalan HBS'lerinin toplam, metan gaz ve %metan verimi üzerine etkisi



Şekil 5. Azalan HBS'nin TUYA üzerine etkisi



Şekil 6. Artan HBS'nin Bik. Alk. üzerine etkisi

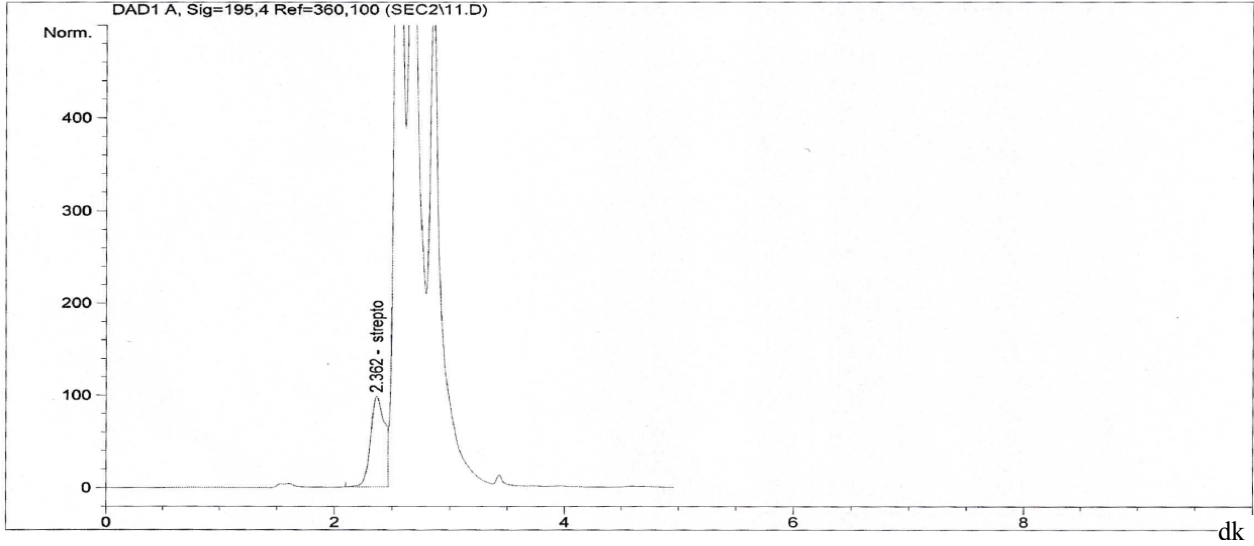
TUYA) ve CO<sub>2</sub>'in ortam pH'ını düşürmesi nedeniyle sistemde tampon etkisi yapmakta ve sistemin pH değerinin optimum değerlerde kalmasını sağlamaktadır. Şekil 7'de ise TUYA/Bik. Alk. değerleri üzerine değişimleri gösterilmiştir. TUYA/ Bik. Alk. oranı anaerobik reaktörün stabilitesini değerlendirmede önemli bir parametredir. Eğer TUYA/ Bic. Alk. oranı 0.4'ten küçükse, reaktör kararlıdır. Eğer TUYA/Bik. Alk. oranı 0.8'den küçük ise, reaktör orta kararlı ya da kararsızdır (Behling vd., 1997). Şekil 7'de tüm haznelere ve tüm HBS'lerinde TUYA/ Bik. Alk. oranı 0.4'ten düşüktür, bu da APR sisteminin streptomisin arıtımında dengeli ve kararlı olduğunu göstermektedir. APR çıkışında ise TUYA/ Bik. Alk. oranı sıfırdır.

#### Streptomisin'in anaerobik/aerobik ardışık sistemde ayrışması

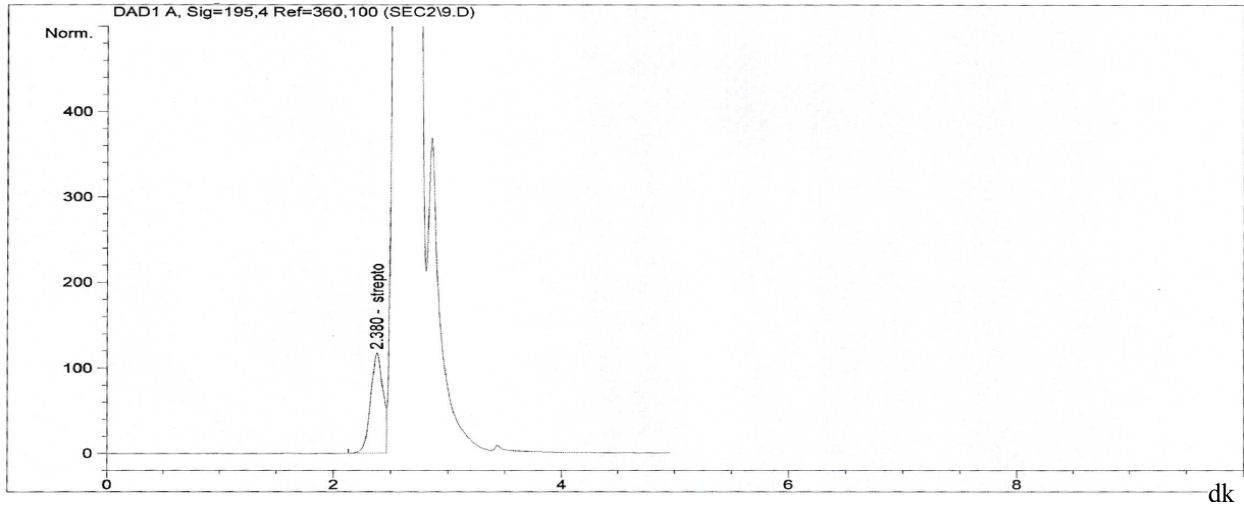
Şekil 8, APR giriş suyunda streptomisin pikinin HPLC kromatogramında 2.319 dakikada görüldüğünü belirtmektedir. 12.8 günlük HBS'inde giriş streptomisin değeri 179.57 mg/L olarak ölçülmüştür. Şekil 9'da ise APR reaktör çıkışında 12.8 günlük HBS'inde streptomisin pikinin 2.362 dakikada görüldüğü HPLC kromatogramını göstermektedir. HPLC kromatogramında APR çıkışında ölçülen streptomisin değeri 59.79 mg/L'dir. Bu da 12.8 günlük HBS'inde APR reaktör çıkışında %66 streptomisin giderimi olduğunu göstermektedir (Tablo 3).







Şekil 9. HPLC kromotogramında APR çıkış suyundaki streptomisin ölçümü



Şekil 10. HPLC kromotogramında SKTR çıkış suyundaki streptomisin ölçümü

Tablo 3. Azalan HBS'inde HPLC kromotogramında ölçüm değerleri

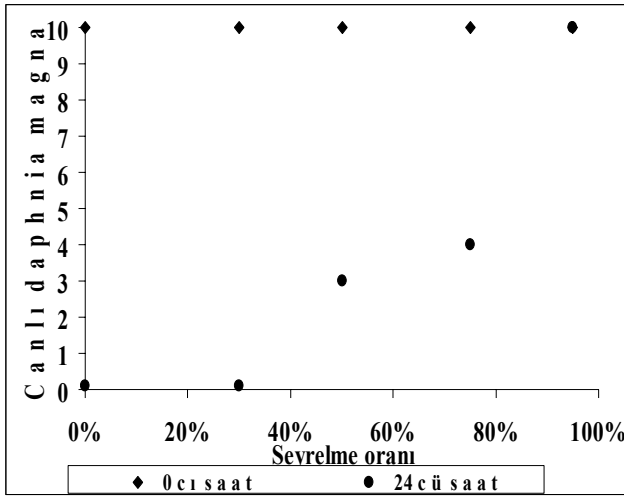
HBS gün	APR giriş streptomisin (mg/L)	APR çıkış streptomisin (mg/L)	Streptomisin APR çıkışı giderme verimi (%)	Streptomisin aerobik sistem çıkışı (mg/L)	Streptomisin ardışık sistemde toplam giderme verimi (%)
38.4	180.71	83.74	54	48.54	73
19.2	178.41	82.12	53.4	49.90	72
12.8	179.57	59.79	66	47.54	74
9.60	181.48	75.38	58	54.26	71
7.68	180.48	86.43	52	72.04	60

11b, 38.4 günlük HBS' inde SKTR reaktör çıkışından alınan örneklerin %0, %30, %50, %75, %95 oranlarında seyreltilmesine karşılık gelen canlı *Daphnia magna* sayılarını ve elde edilen

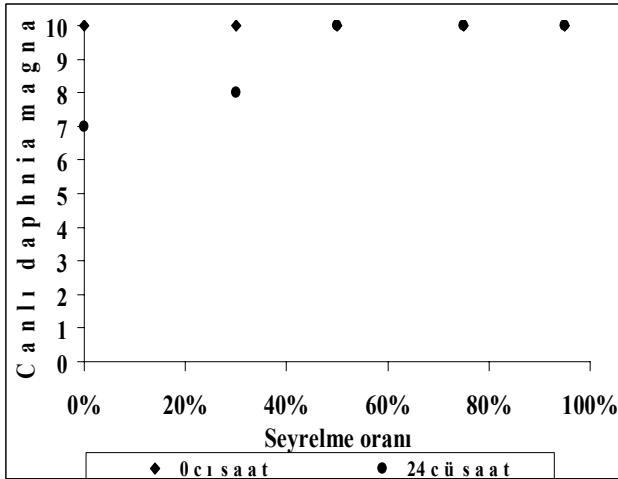
EC<sub>50</sub> değerini göstermektedir. Tablo 5'te azalan HBS'nin *Daphnia magna* ile yapılan akut toksisite testi sonuçları verilmiştir. EC<sub>50</sub> değerleri 38.4 günlük HBS'inde APR girişinde

Tablo 4. Anaerobik / aerobik reaktör sisteminde 38.4 günlük HBS' inde 200 mg/L streptomisin konsantrasyonunda akut toksisite ölçüm değerleri

HBS=38.4 gün	Anaerobik				Aerobik	
	Hazne 2	Hazne 3	Hazne 4	Çıkış	Seyrelme oranı	Çıkış
Seyrelme oranı	<i>Daphnia magna</i> başlangıç sayısı=10				Seyrelme oranı	<i>Daphnia magna</i> başlangıç sayısı=10
%safsu	24 saat				%safsu	24 saat
0	0	0	0	0	0	7
30	0	0	0	0	30	8
50	0	0	0	3	50	10
75	0	0	0	4	75	10
95	0	0	2	10	95	10



(a)



(b)

Şekil 11. a- 38.4 günlük HBS'inde APR çıkışında seyrelme oranına göre yaşayan *Daphnia magna* grafikleri ( $EC_{50} = 132$  mg/L)  
b- 38.4 günlük HBS' inde SKTR çıkışında seyrelme oranına göre yaşayan *Daphnia magna* grafikleri ( $EC_{50} = 20$  mg/L)

400 mg/L iken, APR ve SKTR çıkışlarında sırası ile 132 mg/L ve 20 mg/L ye düşmektedir. Bu çalışma sonucunda APR çıkışında APR girişine göre anaerobik reaktörde %67 akut toksisite giderimi verimi, SKTR çıkışında da APR çıkışına göre %85 akut toksisite giderim verimi elde edilmiştir ( $EC_{50}$  değeri 132 mg/L'den 20 mg/L'ye düşmüştür). Sonuç olarak ardışık anaerobik/aerobik reaktör sisteminde toplam akut toksisite giderimi %95'tir. Bu çalışma sonuçları bize streptomisin toksisitesinin büyük bir miktarının anaerobik APR reaktörde; geri kalan daha küçük miktarının ise aerobik SKTR reaktörde giderildiğini göstermiştir.

Tablo 5, HBS azaldıkça toksisite giderme verimlerinin düştüğünü göstermektedir. 7.68 günlük HBS'inde APR reaktör çıkışında maksimum akut toksisite giderme verimi %57'dir. SKTR reaktör çıkışında %72 akut toksisite giderimi olup, ardışık APR/SKTR reaktör sisteminde ise toplam akut toksisite giderimi %80'dir. Çalışma sonuçları bize HBS azaldıkça akut toksisitenin arttığını göstermektedir.

## Sonuçlar

Bu çalışmada APR reaktörün KOİ ve streptomisin arıtımında oldukça etkili olduğu ve yüksek oranlarda organik madde ve streptomisini giderdiği gözlenmiştir. Anaerobik APR reaktörde 200 mg/L streptomisin konsantrasyonunda maksimum %89 KOİ giderme verimi için optimum HBS'nin 19.2 gün olduğu bulunmuştur. Anaerobik/aerobik reaktör sisteminde toplam KOİ giderme verimi 200 mg/L' lik streptomisin konsantrasyonunda, 19.2 günlük HBS inde %94.5 olarak bulunmuştur. HBS'si 7.68 gün olduğunda

Tablo 5. Azalan HBS'lerinin Anaerobik, aerobik ve toplam reaktör sistemde akut toksisite giderim verimlerine etkileri

HBS (gün)	EC <sub>50</sub> APR giriş (mg/L)	Seyrelme oranı (%)	EC <sub>50</sub> APR çıkışı (mg/L)	Toksosite giderimi (%)	EC <sub>50</sub> Aerobik çıkışı (mg/L)	Toksosite giderimi (%)	EC <sub>50</sub> Toplam ardışık sistem giderme verimi (%)
38.4	400	66	132	67	20	85	95
19.2	400	60	120	70	61.2	49	85
12.8	400	41	82	80	46	43	89
9.60	400	41	82	80	42	49	90
7.68	400	57	114	72	78	32	80

anaerobik/aerobik reaktör sisteminde toplam KOİ giderme verimi %94.5'ten %85.70'e düştüğü görülmektedir. APR reaktörde HBS' nin 38.4 günden 19.2 güne düşmesi ile toplam gaz, metan gazı ve metan yüzdesi sırayla 216 L/gün'den 432 L/gün'e, 144L/gün'den 288 L/gün'e ve %38'den %58'e yükselmiştir. APR reaktörde TUYA konsantrasyonlarının hazne 2, 3 ve 4'te 7.68 günlük HBS haricinde diğer tüm HBS'lerinde sifıra yakın değerler aldığı görülmüştür. APR çıkışında maksimum UYA değeri (191 mg/L) 38.4 günlük HBS'de elde edilmiştir. APR çıkışında ise tüm HBS'lerinde TUYA değeri 9 mg/L ve daha küçük değerlere sahiptir. Hazne 1'de Bik. Alk.'si 1500mg/L civarında iken APR reaktör çıkışında ise bu değer 2300 mg/L'lere çıkmaktadır. APR reaktörün tüm haznelerinde ve tüm HBS'lerinde TUYA / Bik.Alk. oranı 0.4'ten düşüktür. Bu sonuç APR sisteminin streptomisin arıtımında dengeli ve kararlı olduğunu göstermektedir. APR çıkışında ise TUYA / Bik.Alk. oranı sıfırdır. 12.8 günlük HBS'inde APR giriş, APR çıkış ve SKTR çıkış streptomisin değeri sırasıyla, 179.57 mg/L, 59.79 mg/L ve 47.54 mg/L olarak ölçülmüştür. Sonuçta streptomisin giderme verimi APR ve SKTR reaktör çıkışlarında sırasıyla %66 ve %74 olarak saptanmıştır. Ardışık anaerobik/aerobik reaktörde *Daphnia magna* kullanılarak yapılan akut toksisite testleri 38.4 günlük HBS'inde EC<sub>50</sub> değerlerinin APR girişinde 400 mg/L'den APR çıkışında 132 mg/L ve aerobik reaktör çıkışında da 20 mg/L'ye düştüğünü göstermektedir.

Bu çalışma sonucunda APR çıkışında APR girişine göre %67 akut toksisite giderim verimi,

SKTR çıkışında da APR çıkışına göre %85 akut toksisite giderim verimi gözlenmiş olup ardışık anaerobik/aerobik toplam reaktör sistemde %95 akut toksisite giderim verimi elde edilmiştir. Bu çalışma sonuçları streptomisinin IC<sub>50</sub> değeri 292 mg/L olmasına rağmen 200 mg/L streptomisin içeren atıksuyun ardışık anaerobik APR/aerobik SKTR reaktör sistemi kullanılarak 38.4 gün'lük HBS'de %95 streptomisin giderme verimi elde edilmiştir.

### Kaynaklar

- Anderson, G. K. ve Yang, G., (1992). Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration, *Water Environment Research*, **64**, 53-59.
- APHA-AWWA, (1992). Standard methods for the Examination of Water and Wastewater, 17<sup>th</sup> edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Behling, E., Diaz, A., Colina, G., Herrera, M., Gutierrez, E. ve Chacin, E., (1997). Domestic wastewater treatment using a UASB reactor, *Bioresource Technology*, **61**, 239-245.
- Beydilli, M.I, Pavlosathis, S.G. ve Tincher, W.C., (1998). Decolorization and toxicity screening of selected reactive azo dyes under methanogenic conditions, *Water Science and Technology*, **38**, 225-32.
- Dhawan, S., Lal, R., Hanspal, M. ve Kuhad, R.C., (2005). Effect of antibiotics on growth and laccase production from *Cyathus bulleri* and *Pycnoporus cinnabarinus*, *Bioresource Technology*, **96**, 1415-1418.
- Huajun, F., Lifang, H., Dan, S., Chengran, F., Yonghua, H. ve Dongsheng, S., (2008) Effects of temperature and hydraulic residence time (HRT) on treatment of dilute wastewater in a carrier an-

- aerobic baffled reactor, *Biomedical and Environmental Sciences*, **21**, 460-466.
- Kemper, N., (2008). Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment, *Ecological Indicators*, **8**, 1-13.
- Kurosawa, N., Kuribayashi, S., Owada, E., Ito, K., Nioka, M., Arakawa, M. ve Fukuda, R.J., (1985). HPLC Application note, *Journal of Chromatography* 343, **44**, 379-385.
- Mitic, S.S., Sunaric, S.M. ve Tosic, S.B., (2006). Determination of streptomycin in a pharmaceutical sample based on its degradation by hydrogen peroxide in the presence of copper(II), *Analytical Sciences*, **22**, 753-757.
- Oktem, Y., Ince, O., Sallis, P., Donnelly, T. ve Ince, K.B., (2007). Anaerobic treatment of a chemical synthesis- based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor, *Bioresource Technology*, **99**, 1089-1096.
- Razo-Flores, E., Luijten, M., Donlon, B.A., Lettinga, G. ve Field, J.A., (1997). Biodegradation of selected azo dye under methanogenic conditions, *Water Science Technology*, **36**, 65-72.
- Speece, R.E., (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewater*, Tennessee: Archae Press, 5840 R.E. Lee, Dr. Nashville, 37215.
- Swartzman, G., Rosec, K., Kindig, A. ve Taubb, F., (1989). Modeling the direct and indirect effects of streptomycin in aquatic microcosms, *Aquatic Toxicology*, **14**, 109-129.
- 
- Uludağ, N. Retrieved August 8, 2009, <http://kbb.uludag.edu.tr/antibiyotik05.htm>

## İçme suyundan kimyasal yöntemlerle arsenik giderimi

M. Necdet ALPASLAN\*, Deniz DÖLGEN, Hülya BOYACIOĞLU, Hasan SARPTAŞ

Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 35160, Buca, İzmir

### Özet

Arsenik içeren su kaynakları dünyanın pek çok ülkesinde karşılaşılan bir sorundur. Dünya Sağlık Örgütü, 1993 yılında yapmış olduğu düzenlemeyle içme sularında izin verilen azami arsenik miktarını 50 µg/L'den 10 µg/L'e indirmiştir. Ülkemizde de, "İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik" kapsamında içme ve kullanma sularında 50 µg/L olan arsenik limiti, 2005 yılı itibariyle 10 µg/L şeklinde değiştirilmiş ve 2008 yılından bu yana uygulamaya konmuştur. Arsenik standardının 10 µg/L olarak uygulanması, ülkemizdeki bazı su kaynaklarının kullanımını kısıtlamıştır. Özellikle batı bölgelerimizdeki birçok yerleşimde (Kütahya, Emet, Simav, Uşak, İzmir, Manisa, vb.) arsenik kirliliğinin kontrolüne yönelik önlemler alınması ihtiyacı ortaya çıkmıştır. Gerek literatürde, gerekse uygulamada (laboratuvar ve arazi ölçeğinde) arsenik ile ilgili çeşitli arıtma yöntemleri mevcuttur. Bu yöntemler i) arıtılacak suyun miktarına (debisine), ii) sudaki arsenik konsantrasyonuna ve formuna ( $As^{3+}$  ve/veya  $As^{5+}$ ), iii) su içinde bulunan diğer parametrelere (pH, sülfat, fosfat, organik madde, silikat, vb.) bağlı olarak farklılıklar gösterir. Sunulan makalede arsenik arıtımında kullanılan kimyasal destekli yöntemler incelenmiştir. Bu kapsamda kireç-soda yöntemi, konvansiyonel koagülasyon-filtrasyon, koagülasyon destekli mikrofiltrasyon ve oksidasyon-filtrasyon yöntemleri irdelenmiş; karar alma sürecinde yapılması gerekenler özetlenmiştir. Ülkemizdeki içme suyu arıtma tesislerinde genellikle kimyasal arıtma ve filtrasyon üniteleri kullanılmaktadır. Arsenik bakımından problemlilerde mevcut içme suyu arıtma tesislerinde modifikasyonlar yapılarak arsenik giderimi sağlanabilir. Bu kapsamda ön oksidasyon kademesinin eklenmesi, koagülan türü ve dozunun optimizasyonu, konvansiyonel filtrelerin modifikasyonu (adsorban özelliği olan malzemelerin kullanılması), tesis sonunda adsorpsiyon, iyon değişimi, membran filtrasyon gibi sistemlerin kullanılması önerilmektedir.

**Anahtar Kelimeler:** Arsenik, filtrasyon, kimyasal arıtma, kireç soda ile yumuşatma, koagülasyon, oksidasyon.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: M. Necdet ALPASLAN. necdet.alpaslan@deu.edu.tr; Tel: (232) 412 71 10. Makale metni 30.11.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## **Arsenic removal from drinking water by chemical methods**

### **Extended abstract**

*Arsenic in natural waters is a worldwide problem. Weathering of arsenic rich minerals and volcanic activities are natural sources releasing arsenic to the environment. Apart from the natural phenomena, anthropogenic (man-made) inputs are also responsible from the arsenic contamination.-Effluents from metallurgical industry, glassware and ceramic industries, dye and pesticide manufacturing industries, petroleum refining, leather processing, and other organic and inorganic chemical industries are major anthropogenic sources of arsenic. Furthermore agricultural uses of pesticides, herbicides, insecticides, defoliants, and soil sterilants which include arsenic and arsenic compounds increase the arsenic content in water resources. Arsenic is a fairly common environmental contaminant. Both groundwater and surface water sources of drinking water can contain arsenic. The levels of arsenic are typically higher in groundwater sources. Arsenic levels in groundwater tend to vary geographically.*

*The major routes are through inhalation, skin absorption and ingestion. Ingestion is the predominant form of exposure among others. High doses of arsenic can cause acute toxic effects including gastrointestinal symptoms (poor appetite, vomiting, diarrhea, etc.), disturbance of cardiovascular and nervous systems functions (e.g. muscle cramps, heart complains) or death. Because of the proven and widespread negative health effects on humans, in 1993, the World Health Organization (WHO) lowered the health-based provisional guideline for arsenic concentration in drinking water from 50 to 10 µg/L. The United States Environmental Protection Agency (USEPA) subsequently revised the maximum contaminant level (MCL) as 10 µg/L in 2001. New standards have been adopted as a national standard by most countries, including Japan, Jordan, Laos, Mongolia, Namibia, Syria and the USA, and the European Union (EU). However, many countries have retained the earlier WHO guideline of 50 µg/L as their standard or as an interim target including Bangladesh, India, Bahrain, China, Egypt, Indonesia, Philippines, Saudi Arabia, Sri Lanka, Vietnam, etc.. Since implementation of the new guideline value of 10 µg/L requires certain investments, those countries need additional time and support to harmonize their national standards with new regulations.*

*Turkey is a country facing and struggling with those emerging arsenic problems. Stringent standards of drinking water were promulgated by Ministry of Health (MoH) in 2005, and arsenic level was lowered from 50 µg/L to 10 µg/L. The new standard has been enforced since February 2008. After this limitation a number of wells which have been (planned being) used for potable water supply are considered as "arsenic-contaminated". Besides prolonged drought induced by climate change caused release of arsenic from aquifer sediments and this resulted in elevated concentrations in groundwater sources. This fact triggered problems stemming from arsenic in water in some areas. Particularly, western parts of central Anatolia (e.g. Kutahya, Emet, Simav, Usak) have high risk due to their geological formations and geothermal inputs which pose suitable conditions for arsenic contamination of water resources. Inventory study results carried out by General Directorate of Mineral Research and Exploration (MTA) showed elevated arsenic concentrations in the Kutahya-Emet-Hisarçik and Nevşehir Basins (20-200 µg/L).*

*There are several treatment technologies that are available for arsenic removal from drinking water. The most commonly used technologies include oxidation, co-precipitation and adsorption onto coagulated flocs, lime treatment, adsorption onto sorptive media, ion exchange resin and membrane techniques. Selection of an appropriate method is a quite complex decision and affected from a number of factors (e.g. arsenic compound, raw water quality, target arsenic concentration, existing water treatment plant, land availability, operational and maintenance costs, etc.). In the presented paper, chemical treatment methods used in arsenic removal (i.e. chemical oxidation, conventional coagulation and filtration, coagulation assisted microfiltration, oxidation filtration and lime-soda method etc.) are evaluated considering treatment performance, costs, operational features. In Turkey, generally chemical processes and filtration have been used in many water treatment plants. Existing water treatment plants can be modified for arsenic removal. In this framework, involvement of pre-oxidation stage, optimization of the coagulant type and dose, modification of conventional filters (utilization of adsorbent based filter materials), utilization of adsorption, ion exchange, membrane filtration processes for post-treatment purpose are recommended.*

**Keywords:** Arsenic, filtration, chemical treatment, coagulation, lime – soda softening, oxidation.

## **Giriş**

Arsenik yeryüzünde geniş dağılımı olan, doğal olarak bulunan bir elementtir. Doğada serbest halde az miktarda olsa da arseniği, arsenit ve arsenat filizleri şeklinde içeren mineraller daha yaygındır (Bissen ve Frimmel, 2003; Thirunavukkarasu vd., 2005). Doğal yollarla arseniğin, bağlı olduğu kayalardan, minerallerden ve maden filizlerinden çözünmesi ile su ortamına geçmesi mümkündür. Antropojenik olarak ise metal sanayi, cam ve seramik endüstrisi, lastik üretimi, boya sanayi (matbaa mürekkebi, tekstil boyaları), petrol rafinasyonu, organik ve inorganik kimya sektörleri gibi arsenik içeren atıkların çıktığı ve yeterince kontrol edilmediği endüstriler arsenik kirliliğine neden olabilirler (Banerjee vd., 1999; Viraraghavan vd., 1999; Bissen ve Frimmel, 2003). Ayrıca, bazı deterjanların yapısından da arseniğin özellikle sulara karışması söz konusudur (Banerjee vd., 1999; Viraraghavan vd., 1999). Buna ilave olarak, içinde çeşitli arsenik bileşikleri olabilen tarımsal mücadele ilaçlarının (pestisit, herbisit gibi) kullanılması da sulardaki arseniğin diğer kaynaklarıdır. Özellikle tarımsal aktivitelerden arseniğin yüzeysel ve yeraltı sularına karışması çok muhtemeldir.

Arsenik toksik özellikte bir madde olup toksisite derecesi, arsenik bileşiklerinin kimyasal ve fiziksel şekline, vücuda girişine, alınan miktarına ve alınma süresine, gıda içindeki reaksiyonu etkileyen elementlerin varlığına, yaş ve cinsiyete bağlıdır. Organik arsenik vücuttan kolaylıkla atılabildiği ve sağlığa etkileri önemsiz olduğundan arıtma işlemleri inorganik arseniğin giderimine yöneliktir. İnorganik arsenik bileşikleri ve değerlikleri, redoks koşullarına ve suyun pH'na bağlı değişmekte ve genel olarak, arsenat ( $As^{5+}$ ) formunda yüzeysel sularda, arsenit ( $As^{3+}$ ) olarak yeraltı sularında görülmektedir.

Toksisite etkisi bir kerede yüksek dozda arsenik alımını takiben kısa sürede "akut" toksisite şeklinde ortaya çıkabileceği gibi, küçük dozlarda çok uzun süreli alınarak, etkilerinin uzun süreler sonunda ortaya çıktığı "kronik" toksisite şeklinde görülür. Su kullanımı suretiyle akut toksik etkiye maruz kalma çok sık rastlanan durum değil-

dir (IRC, 2006). Buna karşın, uzun süreler düşük dozlarda alım daha fazla görülmektedir. Kronik etki gösteren bu durum arsenikli suların uzun süre içilmesi ile ortaya çıkmaktadır. Bununla birlikte, arsenikli suların içilmesi ile hastalık belirtilerinin ne sürede ortaya çıktığına ilişkin tam bir belirleme yoktur, ancak bazı tahminler vardır (IRC, 2006). Örneğin 10 yılı geçkin süre ile arseniğe maruz kalınması sonucunda ortaya çıkabilecek belirtiler olabileceği gibi, bazı kanser türlerinin gelişebilmesi için 20 yıl gibi bir süre geçmesi gerekebileceği de belirtilmektedir (IRC, 2006).

Yukarıda da değinildiği gibi bazı arsenik bileşiklerinin kanserojen etkisi nedeniyle, içme sularında izin verilebilecek maksimum arsenik konsantrasyonu yasal olarak düzenlenmiştir. Dünya Sağlık Örgütü (WHO) arseniğin insan sağlığına olan etkilerini, görülme sıklığını, uygun arıtma teknolojilerini, analiz yöntemlerini ve uzun dönemler kullanım sonucu olası kanser risklerini dikkate alarak 1993 yılında sudaki arsenik miktarı ile ilgili düzenlemeler yapmış ve arsenik limitini 10 µg/L değerine indirmiştir. WHO'nun ilan ettiği 10 µg/L limit değeri Japonya, Laos, Moğolistan, Namibya, Suriye, Amerika Birleşik Devleti (ABD) ve AB ülkeleri tarafından da ulusal standart olarak adapte edilmiştir. Ancak, AB'ne yeni katılan ülkelerin bu standartları karşılama hususunda ciddi sorunlar yaşaması beklenmektedir. Bu ülkelerin ulusal standartlarını AB standartları ile uyumlaştırmak için ilave zaman ve desteğe ihtiyaç duyması kaçınılmazdır. Bunların dışında Bahreyn, Bolivya, Çin, Mısır, Endonezya, Umman, Filipinler, Suudi Arabistan, Sri Lanka, Vietnam ve Zimbabve gibi ülkelerde halen eski standartlar geçerlidir. 50 µg/L limitinin geçerli olduğu, sağlıklı içme suyu sisteminden yoksun Bangaldeş ve Hindistan gibi ülkelerde 10 µg/L standardının uygulanmasının henüz mümkün olmadığı belirtilmektedir.

Ülkemizde 2005 yılına kadar arsenik parametresi ile ilgili uygulanan yasal düzenleme Türk Standartları Enstitüsü'nün İçme ve Kullanma Sularına İlişkin Standartları (TS 266)'dır. Bu standarda göre maksimum arsenik miktarı 50 µg/L'dir. Ancak, gerek WHO, gerek EPA ve

AB ÷lkelerinde arsenik standartlarına ilişkin yapılan düzenlenmeler ÷lkemizde de benimsenmiş; iç me ve kullanma suları hakkında geçerli olan 17 Şubat 2005 tarih ve 25730 sayılı “İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik” kapsamında arsenik parametresinin maksimum konsantrasyonu 10 µg/L olarak açıklanmıştır (Resmi Gazete 25730, 2005). Yönetmelik, yapılan düzenlemenin uygulanması için üç yıllık bir zaman öngörmüş ve bu sürenin sonunda iç me ve kullanma amaçlı kullanılacak suların maksimum arsenik konsantrasyonunu 10 µg/L olacak şekilde gerekli önlemlerin alınmasını zorunlu kılmıştır.

Yapılan düzenlemeler ÷lkemiz özelinde de arsenik kirlenmesine karşı önlemler alınmasını gerekli kılmıştır. Özellikle Batı ve İç Anadolu Bölgesi’ndeki bazı yerleşimlerimizde jeolojik oluşumlara bağı lı olarak standardın üzerinde arsenik konsantrasyonları ölçülmüştür. 2006 yılından bu yana Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü’nce yapılan envanter çalışmalarında da ÷lkemizde inorganik arsenik bakımından zengin coğrafyalar olduğuna değ inilmiş ve özellikle Kütahya-Emet-Hisarçık Havzası ile Nevşehir Havzasında ölçülen yüksek arsenik miktarlarına (20-200 µg/L) dikkat çekilmiştir (Dölgen ve Alpaslan, 2009).

Türkiye’de arıtılan suyun yaklaşık %97’si konvansiyonel tesislerde işlem görmektedir. Konvansiyonel arıtma tesisleri kimyasal arıtma, çökeltim, kum filtrasyonu ve dezenfeksiyon ünitelerini içermektedir (Dölgen, 2007). Belirtilen üniteler özelinde ÷lkemizde önemli bilgi birikimi ve deneyimi oluştuğı için sunulan makalede de arsenik arıtımında özellikle bu tür tesislerde ne yapılabileceğine ve dolayısıyla kimyasal arıtma ünitelerine odaklanılmıştır. Böylelikle bir taraftan ÷lkemiz koşullarında iyi bilinen sistemlerin arsenik arıtımında kullanılabilirliği irdelenmiş; ayrıca arsenik giderimi amacıyla mevcut tesislerde yapılabilecek modifikasyonlar veya iyileştirmeler tartışılmıştır.

## **Kimyasal arıtma yöntemleri**

### **Oksidasyon**

Arseniğ in arıtımında kimyasal formu önemli olmaktadır. Yeraltı suyunda arsenik genellikle

arsenit ( $As^{3+}$ ) olarak bulunduğı için, sudan etkin biçimde uzaklaştırılabilmesi amacıyla öncelikle arsenat ( $As^{5+}$ ) formuna dönüştürülmesi gereklidir. Arsenata yükseltgenme işlemi, yükseltgeyici madde (oksidan) ilavesi ile arıtma prosesinin başında gerçekleşir. Oksidasyon ile sudaki arsenik giderilmez, ancak arsenitin arsenata yükseltgenerek takip eden süreçlerde (kimyasal çöktürme, filtrasyon, membran süreçler, vb.) uzaklaştırılması sağlanır. Arsenik oksidasyonu için gaz veya sıvı klor, permanganat, hidrojen peroksit, ozon ve fenton oksidasyonu etkindir. Tablo 1’de arsenit oksidasyonunda kullanılabilir oksidanların olumlu ve olumsuz özellikleri özetlenmiştir. Oksidan seçimi kullanılacak arıtma yöntemi, tesisin kapasitesi, maliyet, suda bulunabilecek diğ er maddelerle etkileşim gibi özellikler göz önüne alınarak yapılmalıdır. AB ÷lkelerinde ve ABD’nde ön oksidasyon için ozon kullanımının arttığı ifade edilmektedir. Gelişmekte olan ÷lkelerde ise ekonomik olması nedeniyle gaz kloru tercih edilmektedir

**Konvansiyonel koagülasyon/ Filtrasyon (KF)**  
Konvansiyonel Koagülasyon/Filtrasyon (KF) süreci sudaki katı maddelerin ve kolloidlerin uzaklaştırılması için kullanılan bir yöntemdir. KF sürecinin koagülasyon aşamasında, tanecikler yumak oluşturacak şekilde bir araya gelir, oluşan yumaklar çökeltim havuzlarında ve/veya granüler malzemenin bulunduğu konvansiyonel filtrelerde tutularak sudan uzaklaştırılır. Kullanılan koagülan, taneciklerin bir araya gelmesini engelleyen yükleri nötralize ederek itme etkisini azaltır ve taneciklerin yumak oluşturmasını kolaylaştırır. En yaygın kullanılan koagülanlar demir ve alüminyum tuzlarıdır. Uygun işletme koşullarında demir veya alüminyum tuzları ile çok yüksek oranda (> %90) arsenik giderimi elde edilebilmekte ve arsenik konsantrasyonu 1 µg/L seviyesinin altına inebilmektedir (Cheng vd., 1994). Alum, demir klorür ve demir sülfatın koagülan olarak kullanıldığı koşullarda  $As^{5+}$  gideriminin daha etkili olduğu belirtilmektedir (Hering vd., 1996; Edwards, 1994; Shen, 1973; Gullledge ve O’Conner, 1973; Sorg ve Logsdon, 1978). Bu nedenle, suda  $As^{3+}$  formunda bulunması halinde koagülasyon öncesinde oksidasyon yapılması önerilmektedir.



Tablo 1. Arsenit oksidasyonunda kullanılan oksidanların özellikleri (US EPA, 2003)

Oksidan	Olumlu Özellikler	Uygulamayı kısıtlayan özellikler
Klor (Cl <sub>2</sub> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nispeten düşük maliyet</li> <li>- Ön dezenfeksiyon etkisi</li> <li>- İkincil dezenfektan kalıntısı</li> <li>- Çok kısa sürelerde oksidasyon sağlanması (&lt;1 dk)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Organik bileşiklerin olması halinde dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşması</li> <li>- Membranda tıkanma riski</li> <li>- Taşıma ve depolama gereksinimi</li> </ul>
Permanganat (MnO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dezenfeksiyon yan ürünleri oluşmaması</li> <li>- Çok kısa sürelerde oksidasyon sağlanması (&lt;1 dk)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nispeten yüksek maliyet</li> <li>- Ön dezenfeksiyon etkisi yok</li> <li>- MnO<sub>2</sub> partikülleri oluşturması (iletim sisteminde çökelmemesi için filtreler ile tutulması gerekir)</li> <li>- Suya pembe renk vermesi</li> <li>- Kullanma güçlüğü (toz halde, korozif)</li> <li>- Dezenfeksiyon için ek oksidan gereksinimi</li> </ul>
Ozon (O <sub>3</sub> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Depolama gereksinimi olmaması</li> <li>- Ön dezenfeksiyon etkisi</li> <li>- Suda kimyasal yan ürün kalmaması (sadece oksijen kalır)</li> <li>- Etkileşime girecek madde olmaması halinde çok kısa sürelerde oksidasyon sağlanması (&lt;1 dk)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Suda bulabilen diğer maddeler (sülfid, organik karbon) ile etkileşime girmesi halinde oksidasyon için gerekli ozon miktarının artması ve daha uzun süreye gerek duyulması</li> <li>- Dezenfeksiyon için ilave kimyasal gereksinimi</li> <li>- Yerinde üretme zorunluluğu</li> </ul>

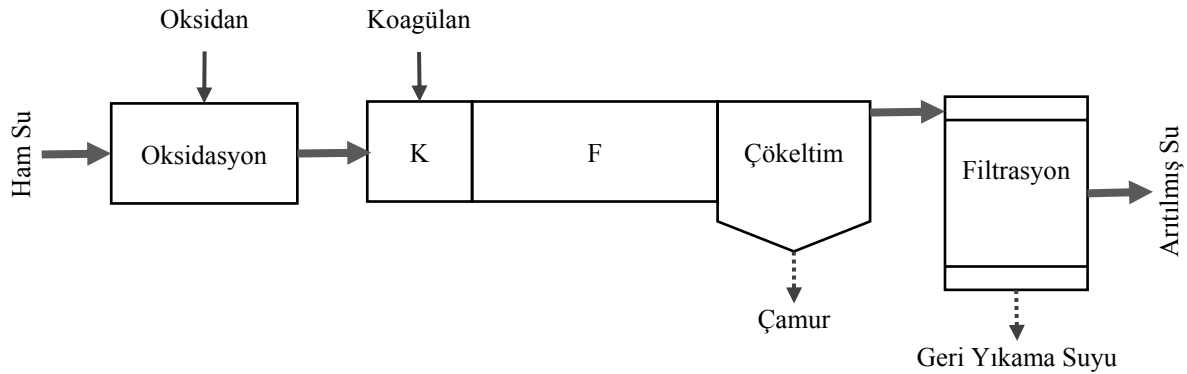
Basit bir KF tesisi kimyasal dozlama sistemi ve karıştırıcılar ile teçhiz edilmiş koagülasyon ve flokülasyon üniteleri, çökeltim havuzu ve/veya filtre, filtre geri yıkama ve çamur işleme ünitelerinden oluşmaktadır (Şekil 1).

KF sürecinden atık olarak çamur (çökeltim havuzu kullanılması halinde) ve geri yıkama suyu (filtre kullanılması halinde) oluşmaktadır.

Çamur miktarı suyun askıda katı madde içeriğine ve kullanılan koagülan maddeye bağlıdır. Alum ile koagülasyon yapıldığında yaklaşık olarak 0.26 kg alum/kg çamur oluşmaktadır. Demir ile koagülasyon işlemi ise 0.54 kg demir

klorür/kg çamur oluştuğu belirtilmektedir (AwwaRF, 1998). Çökeltim havuzlarından gelen çamurun su içeriği oldukça yüksek, dolayısıyla katı madde (KM) içeriği çok düşüktür (KM < %1). Bu nedenle susuzlaştırma öncesinde çamur yoğunlaştırıcılar ile KM içeriğinin artırılması önerilir. Filtre pres ile KM içeriği %35-50 mertebesine, santrifüj ile %15-30 oranına çıkartılabilir

Oluşan çamur arsenik içeriğine bağlı olarak araziye vermek suretiyle veya düzenli depolama tesislerinde gömülerek bertaraf edilebilir. Çamur içindeki arsenik miktarı standartların altında ise kentsel atık depolama sahalarında, yüksek



Şekil 1. Konvansiyonel KF sistemi akım diyagramı

ise tehlikeli atık bertaraf sahalarında depolanmaları gerekmektedir. ABD’nde yapılan bazı çalışmalar KF tesislerinden kaynaklanan ç amurların TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) test sonuçlarının limit değerlerin üzerinde olabileceğini göstermiş, dolayısıyla tehlikeli atık bertaraf tesislerinde depolanmaları gereğine dikkat çekmiştir (AwwaRF, 1998).

Filtre geri yıkama suyu ise hacimsel olarak fazla miktarda olup (arıtılan suyun %1-2’si oranında) düşük KM içeriğine (< %1) sahiptir. Geri yıkama suyu kanalizasyona deş arj edilebilir veya mekanik susuzlaştırma iş lemlerini takiben uygun yöntemler (örneğin depolama alanlarında) ile bertaraf edilebilir (EPA, 2000; AwwaRF, 2002).

### Koagülasyon destekli mikrofiltrasyon (KM)

Koagülasyon iş lemi sonrasında ç ökebilir forma dönüştürülen arsenik bileşikleri ç ökeltim veya filtrasyon gibi iş lemlerle sudan ayrılır. Konvansiyon arıtma süreçlerinde klasik filtreler ile gerçekleştirilen bu fiziksel ayırma iş lemi KM yönteminde membran kullanılarak (mikrofiltrasyon) yapılır (Ş ekil 2). Konvansiyonel filtreler yerine mikrofiltrasyonun kullanılmasının mikroorganizmaların etkin biçimde uzaklaştırılması, boyut olarak küçük yumakların dahi membran yüzeyinde tutulması (daha az koagülan kullanılması), arıtma tesisi kapasitesinin artması gibi bazı yararları olduğu belirtilmektedir (Mullenberg, 1997).

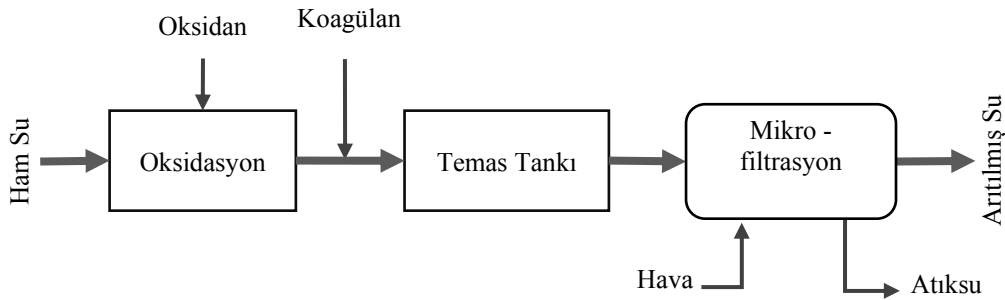
Literatürde koagülasyon destekli mikro-filtrasyon (KM) yönteminin arsenik gideriminde etkili olduğuna dair çalışmalar bulunmaktadır. Bu çalışmalarda KM sisteminin performansının kullanılan koagülan (genellikle demir tuzları) dozu, karışım ş iddeti, alıkonma süresi, pH gibi faktörlere bağı lı olduğu belirtilmektedir. Arizona, New

Mexico, Montana gibi eyaletlerde yapılan pilot ölçekli çalışmalarda arsenik gideriminin %80 üzerinde olduğu raporlanmaktadır (AwwaRF, 2002). Suda silikat olması durumunda arsenik iyonlarıyla rekabet edebileceği ve silikatların demir üzerine tutunarak arsenik giderimini azaltabileceğine dikkat çekilmektedir.

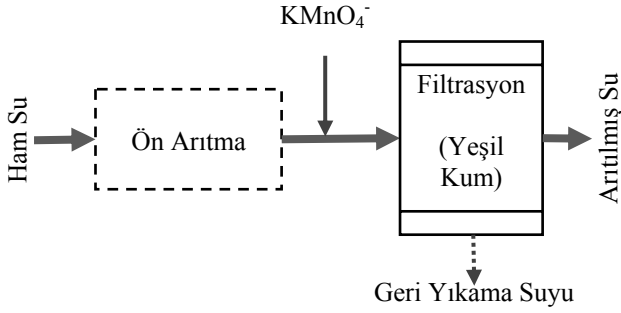
KM sürecinde tutulan kirlilikler membran yüzeyinde tıkanmaya neden olacağı için periyodik olarak geri yıkanır. Geri yıkama suyu hacmi fazla olup genellikle düşük miktarda katı madde (KM < %1.0) içerir. Geri yıkama suyundaki arsenik konsantrasyonu limitlerin üzerinde ise doğrudan kanalizasyona verilmeyerek uygun bertaraf iş lemlerinden geçirilmesi gereklidir. Bu kapsamda yoğunlaştırıcı ve mekanik susuzlaştırma ekipmanları kullanılarak katı madde içeriğinin artırılması sağlanabilir. Üst suyun (supernatant) ise geri döndürülerek tekrar sisteme verilmesi mümkündür. Filtre pres veya santirifüj sistemleri mekanik susuzlaştırma amacıyla uygulanmaktadır. Susuzlaştırılmış ç amur ise genellikle kentsel katı atık depolama sahasına gönderilerek bertaraf edilmektedir.

### Oksidasyon / Filtrasyon

Oksidasyon/Filtrasyon (OF) iç me suyu nda demir ve mangan giderimine yönelik olarak kullanılan bir sistemdir. Proses, özellikle yeraltı sularında ç özünmüş formda bulunan demir ve manganın oksidasyonu ile ç ökebilir bileşiklerin oluşması ve ardından filtrelerde bu bileşiklerin tutulması prensibiyle çalışmaktadır. Suda arsenik bulunduğ unda ise öncelikle ç özünmüş demir ve arsenik ( $As^{3+}$ ) okside olmakta, ardından arsenik ( $As^{5+}$ ) demir hidroksit bileşiklerine adsorplanarak filtrelerde tutulmaktadır. Ş ekil 3’te tipik bir OF sisteminin akım diyagramı verilmiştir.



Ş ekil 2. KM sistemi akım diyagramı



Şekil 3. OF sistemi akım diyagramı

Arsenik giderim verimi sudaki demir konsantrasyonuna ve Fe/As oranına bağlıdır. Kütleli olarak demir miktarı arseniğin 20 katından az olmamalıdır (Fe/As oranı > 20/1). Bu koşullarda %80-95 oranında arsenik giderimi elde edilebilmektedir. Bazı durumlarda arsenik giderimini arttırmak amacıyla sürecin başında demir koagülanlarının eklenmesi düşünülebilir. Arsenik bileşiklerinin demir ile birlikte tutulması için uygun pH aralığı 5.5 – 8.5 olarak belirtilmektedir. Bunun dışında, suda yüksek miktarda doğal organik maddeler (DOM), fosfat bileşikleri ve silikatlar bulunması arsenik bileşiklerinin adsorpsiyonunu zayıflatmaktadır (Fields vd., 2000b).

Uygulamada OF sistemlerinde klor gibi kimyasallar kullanılarak veya havalandırma kulelerinde oksidasyon sağlanır. Oksidasyondan sonra, demir hidroksit partikülleri üzerine adsorbe olmuş arsenik bileşikleri basınçlı filtrelerde tutulur.

Son yıllarda filtrasyon işleminde mangandioksit içeren çeşitli filtre malzemelerinin kullanıldığı sistemler yaygınlaşmaktadır. Demir bakımından zengin granül malzeme potasyum permanganat ile birlikte kullanıldığında kum taneciklerinin üzerinde mangan dioksit tabakası oluşur. Suyun filtre ortamından geçişi sırasında potasyum permanganat arseniğin oksidasyonunu sağlar ve  $As^{5+}$  formunda mangan dioksit kaplanmış taneciklerin yüzeyinde adsorplanır. Magyar (1992) Saskatchewan'daki gerçek ölçekli OF sistemi ile içme suyu kuyularında tespit edilen arseniğin %95 oranında giderilebileceğini ortaya koymuştur. Benzer olarak, New Mexico'daki pilot ölçekli tesislerde yapılan kapsamlı araştırmalarda

greensand (yeşil kum) ortam üzerindeki mangan dioksitin arsenik oksidasyonunda etkili olduğu gösterilmiştir (Subramanian vd., 1997).

OF sistemlerinin de koagülasyon destekli mikrofiltrasyona benzer biçimde periyodik olarak geri yıkanması gerekir. Geri yıkama suyundaki katı maddeler çökeltim veya yoğunlaştırma işlemlerinin ardından susuzlaştırma yapılarak uygun şekilde bertaraf edilmelidir.

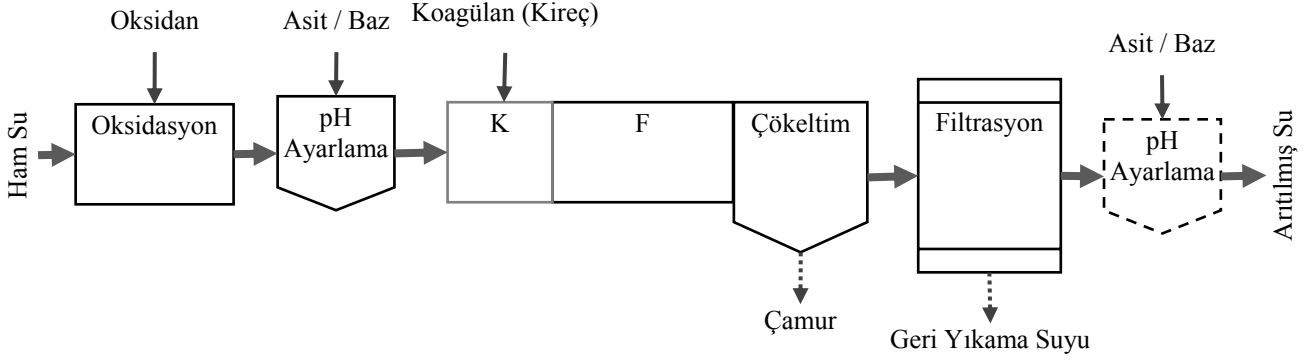
Yapılan çalışmalar demir esaslı malzemeler ile yapılan filtrasyon işleminden elde edilen çamurun arsenik içeriğinin toksik limitleri aşmadığını ortaya koymaktadır (Fields vd., 2000b). Bu nedenle susuzlaştırma işleminden sonra, araziye verme veya depolama gibi alternatifler nihai bertaraf amacıyla uygulanabilir.

### Kireç-soda yöntemi

Kireç-Soda (KS) yöntemi koagülasyon-flokülasyon-çökeltim işlemlerinin uygulandığı bir kimyasal arıtma sürecidir. Temelde sertlik gidermek için kullanılmakla birlikte, bu süreçte arsenik giderimi de sağlanabilmektedir. KS yönteminde arsenat giderimi kalsiyum karbonat, magnezyum hidroksit ve demir hidroksit oluşumuyla kontrol edilir. Kalsiyum karbonat ve magnezyum hidroksit, sertlik giderimi işleminde kireç ve kostik soda eklenmesiyle oluşur. Demir hidroksit ise suda doğal olarak bulunan veya koagülan olarak dışarıdan eklenen demir iyonlarının hidroksil iyonlarıyla birleşerek çökmesiyle meydana gelir. Şekil 4'te KS yönteminin akım diyagramı verilmiştir.

Kimyasal arıtma süreçlerinde verimi etkileyen pH, giriş konsantrasyonu, suda bulunan diğer iyonlar, karışım süresi gibi faktörler KS sürecinin de verimini etkiler. Yapılan çalışmalar  $As^{5+}$  formundaki arsenik bileşiklerinin daha yüksek verim ile arıtılabildiğini ortaya koymaktadır (Sorg ve Logsdon, 1978). KS ile yumuşatma yönteminde  $As^{5+}$  ve  $As^{3+}$  arıtımı için optimum pH sırasıyla yaklaşık 10.5 ve 11 olarak ifade edilmektedir (Logsdon vd., 1974; Sorg ve Logsdon, 1978).

KS işleminin sonucu atık olarak çamur çıkmaktadır. Çıkan çamur miktarı fazla olduğu için,



Şekil 4. KS yöntemi akım diyagramı

çamur içerisindeki arsenik konsantrasyonu düşük kalabilmektedir. Bu durumda, oluşan çamur tehlikeli atık grubuna girmeden uzaklaştırılabilmektedir. Katı madde içeriği suyun sertliğine bağlı olarak %1.0-4.0 arasında değişmektedir. Katı madde içeriğini arttırmak için susuzlaştırma öncesinde yoğunlaştırıcı kullanılabilir.

Nihai bertaraf amacıyla değerlendirilebilecek seçeneklerin en basiti standartları aşmadığı sürece araziye vermek veya düzenli depolama sahalarında depolamadır. Çamur içindeki arsenik miktarının depolama tesisi kabul limitlerinin altında olması durumunda kentsel depolama tesislerinde; yüksek olması halinde ise tehlikeli atık bertaraf tesislerinde bertaraf edilmelidir. Literatürde yer alan çalışmalarda tipik KS yönteminde oluşan çamurun arsenik içeriğinin 0.007-0.039 mg/L arasında değiştiği ve bu değerlerin toksik konsantrasyon limitlerini aşmadığı belirtilmekte; dolayısıyla kentsel katı atık depolama sahalarında bertaraf edilebileceği ifade edilmektedir (Fields vd., 2000a; Bartley vd., 1992). Ülkemizde ise Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne (Resmi Gazete 25755, 2005) göre atıkların kentsel düzenli depolama sahalarına kabul edilebilmeleri için arsenik içeriğinin 0.05-0.2 mg/L olması gerekmektedir.

## Sonuçlar

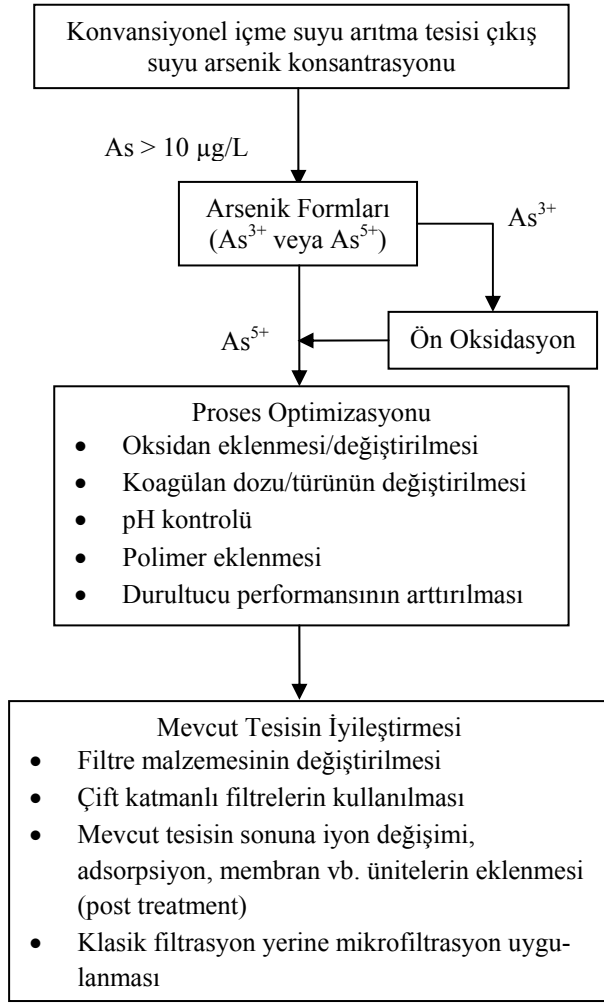
Arsenik arıtma yönteminin seçiminde su kalitesi özellikleri, mevcut arıtma sistemi, arıtma sonrası hedeflenen arsenik konsantrasyonu, arazi ihtiyacı, işletmeci gereksinimi, su kaynağının kapasitesi gibi faktörler belirleyici olmaktadır. Arıtma yöntemine karar verme sürecinde özellikle su kalitesi özelliklerinin sağlıklı biçimde

ortaya konması önemlidir. US EPA (2003) izlenecek parametreleri “öncelikli” ve “diğer” olmak üzere iki grupta ele almaktadır. Öncelikli parametreler (toplam arsenik, arsenat, arsenit, klorür, florür, demir, manganez, nitrat, nitrit, ortofosfat, pH, silikat, sülfat, toplam çözülmüş madde, toplam organik karbon) arıtma performansının değerlendirilmesinde belirleyicidir ve konsantrasyon değişimlerini izleyebilmek adına en azından ayda bir ölçülmelidir. Diğer parametreler (alkalinite, alüminyum, kalsiyum, magnezyum, bulanıklık, sertlik) ise seçilen yöntemin optimizasyonuna yönelik kullanılır. Bu nedenle en azından bir kez ölçülmüş olmalıdır.

Arsenik parametresi ile ilgili olarak yapılan son düzenlemelerin yasal olarak uygulamaya girmesiyle birçok su kaynağı arsenik içeriği yönüyle problemlili (sakıncalı) hale gelmiştir. Bu durumda birçok yerde yeni arıtma tesislerinin teşkili veya mevcut tesislerde bazı değişiklikler yapılarak uygunlaştırılması yoluna gidilebilir. Mevcut arıtma sisteminin iyileştirilmesi sürecinde izlenmesi önerilen aşamalar aşağıda özetlenmiştir (Şekil 5).

- optimizasyon (örneğin oksidasyon kademesinin eklenmesi)
- geliştirme (örneğin granüler filtrelerin mikrofiltrelere dönüştürülmesi),
- tesis sonuna yeni arıtma üniteleri eklenmesi (örneğin adsorpsiyon veya membran süreçlerinin eklenmesi).

İlk aşamada mevcut sistemin gözden geçirilerek pratik olarak uygulanabilecek küçük değişikliklerle performansının artırılması sağlanmalıdır.



Şekil 5. Mevcut içme suyu arıtma tesislerinin arsenik arıtımı bakımından modifikasyonunda izlenebilecek karar verme süreci

Bunun için öncelikle sudaki arsenik bileşiklerinin formları belirlenmelidir. Konvansiyonel içme suyu arıtma tesislerinde arsenatın daha etkin giderildiği bilinmektedir. Bunun için öncelikle sudaki arsenik bileşiklerinin formları belirlenmelidir. Konvansiyonel içme suyu arıtma tesislerinde arsenatın daha etkin giderildiği bilinmektedir. Bu nedenle arsenit formunun baskın olması durumunda tesisin başına oksidasyon kademesi eklenerek arsenitin arsenata dönüşmesi sağlanmalıdır. Ön oksidasyon amacıyla klor, ozon gibi oksidanlar kullanılabilir. Klor daha ucuz ve kolay uygulanabilir olduğu için tercih edilmektedir. Bu noktada, klorun organik bileşiklerle reaksiyona girerek dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşturma riski dikkate alınmalı, oluşabilecek sağlık riskleri, uygulama kolaylığı,

verimlilik gibi faktörlere göre uygun oksidan madde seçimi yapılmalıdır. Ön oksidasyonun yanı sıra, kullanılan koagülan maddenin değiştirilmesi, dozunun artırılması, pH ayarlaması veya polimer eklenmesi gibi seçenekler süreç optimizasyonu kapsamında ele alınabilir. Örneğin demir tuzlarının kullanıldığı durumlarda arsenik demir oranı ayarlanarak verimin artırılması sağlanabilir.

Optimizasyon süreciyle yeterli arsenik arıtımı sağlanamıyorsa, mevcut tesisin geliştirilmesine (iyileştirilmesine) yönelik çalışmalar yapılır. Bu kapsamda daha etkin durultucular kullanılarak sıvı-katı ayırma verimi artırılabilir. Mevcut tesisdeki granüler filtrelerde adsorban özelliği olan malzemeler kullanılabilir (aktif alümina, demir esaslı maddeler, antrasit, vb.). Ayrıca çift tabakalı filtreler ile verim artırılabilir.

Yapılan modifikasyonlara rağmen istenen limitler sağlanamıyorsa mevcut tesisin sonuna ilave arıtma üniteleri eklenebilir. Bu amaçla adsorpsiyon, iyon değişimi veya membran sistemler (mikrofiltrasyon, ters ozmoz gibi) kullanılabilir. Mevcut tesislerin arsenik arıtımı amacıyla modifikasyonu sürecinde karar vermeden önce laboratuvar ve arazi ölçeğinde çalışmalar yapılarak denenmeli, bu çalışmalardan elde edilecek veriler karar alma sürecine dahil edilmelidir.

Ayrıca, karar sürecinde çıkacak olan atığın nihai bertarafı da (yönetimi) dikkate alınmalıdır. Çünkü çoğu durumda oluşan atıkların uygun bertarafı arıtma maliyeti içinde önemli bir bileşeni oluşturmaktadır. Bilindiği gibi çamurun araziye verilmesi bir nihai bertaraf seçeneğidir. US EPA limitlerine göre oluşan çamurun biyokatı (biosolid) olarak kullanılabilmesi için arsenik içeriğinin 41 mg/kg olması gerekmektedir. Arsenik konsantrasyonu 41-75 mg/kg arasında ise hektar başına verilebilecek miktar 41 mg değerini geçmeyecek şekilde planlanmalıdır. Ülkemizde ise arıtma çamurunun tarımsal amaçlı kullanılabilmesini belirleyen standartlar arasında (Resmi Gazete 25831, 2005) arsenik parametresi yer almamaktadır. Çamurun kentsel katı atık depolama sahalarında depolanması bir diğer bertaraf seçeneğidir. Çamur içindeki arsenik miktarının depolama tesisi kabul limitlerinin

altında olması durumunda kentsel depolama tesislerinde; yüksek olması halinde ise tehlikeli atık bertaraf tesislerinde bertaraf edilmelidir. Ülkemizde Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne göre atıkların kentsel düzenli depolama sahalarına kabul edilebilmeleri için arsenik içeriğ inin 0.05-0.2 mg/L olması gerekmektedir (Resmi Gazete 25755, 2005). Kimyasal yöntemlerin uygulanması halinde ç amur miktarı da fazla olduğ undan bertaraf maliyetleri karar sürecinin önemli bileş enidir.

Sonuç olarak, kimyasal ç ökeltim/filtrasyon süreçleri genel olarak arsenik arıtma verimi yüksek (> %90) seçeneklerdir. Süreçlerin tümünde ön arıtma (oksidasyon) gereksinimi vardır. Hava ile oksidasyon nispeten basit, ucuz ancak yavaştır. Hava yerine kimyasalların kullanılması oksidasyonu hızlandırır. Koagülasyon destekli mikrofiltrasyon veya filtrasyon, oksidasyon filtrlere küçük ölçekli tesisler için önerilirken, kireç-soda, kimyasal koagülasyon-ç ökeltim yöntemleri büyük ölçekli sistemler için tercih edilmektedir. Kimyasal destekli ç ökeltim/filtrasyon yöntemlerinde genellikle işletmeci ihtiyacı yüksektir. Kireç-soda ve koagülasyon-ç ökeltim uygulamalarında fazla miktarda atık ç amur oluşmaktadır. Ancak, ç amur içerisindeki arsenik, toksik limitlerin altında olabilmektedir. Koagülasyonu takiben filtrasyon yapılması durumunda geri yıkama işleminden atıksu oluşmaktadır. Geri yıkama suyunun katı madde içeriğ i düşüktür, uygun işlemlerden geçirildikten sonra bertarafı gereklidir.

Ülkemizdeki iç me suyu arıtma tesislerinde kimyasal arıtma ve filtrasyon üniteleri yaygın olarak kullanılmaktadır (Dölgen, 2007). Arsenik bakımından problemlilerde mevcut tesislerde bazı değişiklikler yapılmak suretiyle arıtma veriminin artırılması önerilebilir. Bazı durumlarda arıtma ve paçallama seçeneklerinin birlikte değerlendirilmesi ile uygun stratejiler oluşturulabilir. Arsenik değerlerinin standartlardan çok fazla olmadığı koşullarda, debinin bir bölümünün ayrılarak, ana kol yerine yan kol (sidestream) üzerinde arıtılması ve daha sonra diğ er bölümüyle paçallanarak şebekeye verilmesi de kabul gören bir yaklaşımdır. Kimyasal arsenik arıtma yöntemlerinin pek çoğ u asgari %80 verim ile işleti-

lebildiğ i için yankol arıtma uygulanabilirliğ i yüksek bir seçenektir.

## Kaynaklar

- Awwa, R.F., (2002). Implementation of arsenic treatment systems—Part 1. Process selection, Chowdhury, Z., Kommineni, S., Narasimhan, R., Brereton, J., Amy, G. ve Sinha, S., American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, USA.
- Awwa, R.F., (1998). Arsenic treatability options and evaluation of residuals management issues, Amy, G.L., Edwards, M., Benjamin, M., Carlson, K., Chwirka, J., Brandhuber, P., McNeill, L. ve Vagliasindi, F., Draft Report, April 1998.
- Banerjee, K., Helwick, R.P. ve Gupta, S., (1999). A treatment process for removal of mixed inorganic and organic arsenic species from groundwater, *Environmental Progress*, **18**, 4, 280-284.
- Bissen, M. ve Frimmel, F.H., (2003). Arsenic- a review. Part I: Occurrence, toxicity, speciation, mobility, *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, **31**, 1, 9-18.
- Cheng, R.C., Liang, S., Wang, H.C. ve Beuhler, J., (1994). Enhanced coagulation for arsenic removal, *Journal of the American Water Works Association*, **9**, 79-90.
- Dölgen, D. ve Alpaslan, M.N., (2009). Appropriate arsenic removal strategies for drinking water systems in Turkey, *Proceedings*, International workshop on Urbanization, Land Use, Land Degradation and Environment, Workshop II-Environment, 169-175, Denizli, Turkey,
- Dölgen, D., Alpaslan, M.N. ve Demircioğ lu, G., (2009). Evaluation of arsenic removal strategies for drinking water systems: Izmir case, *Proceedings*, International Congress on Production of safe water, 27-32, Izmir, Turkey.
- Dölgen, D., (2007). Su arıtımında geliş en teknolojiler, *Ç evre ve Mühendis*, **28**, 67-73.
- Edwards, M., (1994). Chemistry of arsenic removal during coagulation and Fe-Mn oxidation, *Journal of the American Water Works Association*, **86**, 9, 64-78.
- Fields, K., Sorg, T., Chen, A. ve Wang, L., (2000a). Long-term evaluation of arsenic removal in conventional water treatment systems, American Water Works Association, Inorganic Contaminants Workshop, Albuquerque, NM.
- Fields, K., Chen, A. ve Wang, L., (2000b). Arsenic removal from drinking water by iron removal plants, EPA 600R00086, Prepared by Battelle under contract 68C70008 for U.S. EPA ORD, August 2000.

- Gulledge, J.H. ve O'Connor, J.T., (1973). Removal of arsenic (V) from water by adsorption on aluminum and ferric hydroxides, *Journal of the American Water Works Association*, **8**, 548-552.
- Hering, J.G., Chen, P.Y., Wilkie, J.A., Elimelech, M., Liang, S., (1996). Arsenic removal by ferric chloride, *Journal of the American Water Works Association*, **88**, 4, 155-167.
- IRC, (2006). Arsenic in drinking water. Thematic Overview Paper 17, by: Branislav Petrusovski, Saroj Sharma, Jan C. Schippers (UNESCO-IHE), and Kathleen Shordt (IRC), IRC International Water and Sanitation Centre.
- Logsdon, G.S., Sorg, T.J. ve Symons, J.M., (1974): Removal of heavy metals by conventional treatment, 16<sup>th</sup> Water Quality Conference - Trace Metals in Water Supplies: Occurrence, Significance, and Control, University Bulletin, **71**, U. of Illinois.
- Magyar, J., (1992). Kellihér arsenik removal study. Saskatchewan Environment and Public Safety, Regina, Canada, November 4, 1992.
- Muilenberg, T., (1997). Microfiltration basics: Theory and Practice, Membrane Technology Conference, New Orleans, LA.
- Resmi Gazete 25755 (2005). *Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği*, 14.03.2005.
- Resmi Gazete 25831 (2005). *Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği*, 31.05.2005.
- Shen, Y.S., (1973). Study of arsenic removal from drinking water, *Journal of the American Water Works Association*, **8**, 543-548.
- Sorg, T.J. ve Logsdon, G.S., (1978). Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: Part 2, *Journal of the American Water Works Association*, **7**, 379-392.
- Subramanian, K.S., Viraraghavan, T., Phommavong, T. ve Tanjore, S., (1997). Manganese greensand for removal of arsenic in drinking water, *Water Quality Research Journal Canada*, **32**, 3, 551-561.
- Thirunavukkarasu, O.S., Subramanian, K.S., Chahal, O. ve Islam, M.R., (2005): Arsenic removal in drinking water- Impacts and novel removal technologies, *Energy sources*, **27**, 209-219.
- US EPA, (2003). Arsenic treatment technology evaluation handbook for small systems, Office of Water (4606M) EPA 816-R-03-014.
- US EPA, (2000). Technologies and costs for removal of arsenic from drinking water, Targeting and Analysis Branch Standards and Risk Management Division Office of Ground Water and Drinking Water United States Environmental Protection Agency Washington, D.C.
- Viraraghavan, T., Subramanian, K.S. ve Aruldoss, J.A., (1999). Arsenic in drinking water-problems and solutions. *Water Science and Technology*, **40**, 2,69-76.

## Stabilize arıtma çamurlarının topraktaki azot ve üreaz aktivitesine etkileri

Efsun DİNDAR\*, F.Olcay TOPAÇ ŞAĞBAN, Hüseyin S. BAŞKAYA

Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 16059, Görükle, Bursa

### Özet

*Bu çalışmada, farklı yöntemlerle stabilize edilen çamurların uygulandığı topraklarda çeşitli azot formları ve üreaz aktivitesi değerlerinde meydana gelen değişimler belirlenmiştir. Evsel nitelikli ham arıtma çamuruna, patojen popülasyonunu değişen derecelerde azaltan dört farklı stabilizasyon yöntemi (havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu) uygulanmıştır. Stabilize edilen arıtma çamurları 50 ve 100 ton ham kuru çamur ha<sup>-1</sup> oranını sağlayacak şekilde 2 tekrarlamalı tesadüfi blok tasarımı düzeninde 500 g kuru toprak içeren kaplara eklenmiştir. Örnekler 28°C'de 34 gün boyunca inkübe edilmiştir ve inkübasyonun 5, 8, 15, 22, 29 ve 34. günlerinde alınan örneklerde toplam azot, amonyum azotu ve nitrat azotu konsantrasyonları ile üreaz aktivitesi seviyeleri belirlenmiştir. Uygulanan havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu yöntemleri, çamurun fekal koliform içeriğini önemli derecede (4.12 ila 7.74 log) azaltmıştır. Uygulanan stabilizasyon yöntemleri USEPA kriterleri çerçevesinde değerlendirildiğinde, kurutma, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu yöntemlerinin B sınıfı biyokati oluşturduğu sonucuna varılmıştır. Diğer yandan, çamurun pastörize edilmesi (70°C'de 30 dk.) ile USEPA A sınıfı biyokati kriterleri sağlanmıştır. Sonuçlar çamura uygulanan stabilizasyon yöntemlerinin arasındaki farkların, toprakların toplam azot konsantrasyonu ve üreaz aktivitesi değerine olan etkisinin önemsiz olduğunu göstermiştir. Diğer taraftan, çamur uygulanan topraklarda belirlenen amonyum ve nitrat azotu değerlerinin ise çamura uygulanan stabilizasyon yöntemlerine bağlı olarak değiştiği tespit edilmiştir. İnkübasyon sonuçları özellikle alkali çamur uygulanan topraklarda, nitrifikasyon prosesinin amonifikasyona göre daha hızlı yürüdüğünü göstermiştir.*

**Anahtar Kelimeler:** Arıtma çamuru, azot formları, çamur stabilizasyonu, üreaz aktivitesi, toprak.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Efsun DİNDAR. efsun@uludag.edu.tr; Tel: (224) 294 09 19.

Bu makale, 04-06 Kasım 2009 tarihleri arasında İzmir'de düzenlenen 2. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu'nda sunulan bildiriler arasından, İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü dergisinde basılmak üzere seçilmiştir. Makale metni 19.12.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.



## The effect of stabilized wastewater sludge on nitrogen and urease activity in a soil

### Extended abstract

Wastewater sludge has been already utilized in agricultural applications for several years as it represents an alternative source of nutrients for plant growth and an efficient soil conditioner enhancing certain physical properties of soil. However, wastewater sludge may contain pathogenic organisms and pollutants. This may negatively affect the soil properties. Recently increased attention was paid to the sludge stabilization process aiming to reduce the microbial content of sludge (pathogens). In this context several methods, such as biological digestion, composting, lime stabilisation, heat treatment have been used to eliminate pathogens from sludge. In this research, variations of various nitrogen forms and urease activity values have been determined in soils amended with wastewater sludges treated with different stabilization methods. Raw domestic sludge samples were treated with four different stabilization processes (air drying, pasteurization, lime stabilization and lime+fly ash stabilization) for reducing pathogen population with varying efficiency. Details of the processes are given below: air drying process: sludge was dried at 35°C by using a supplemental heat source; pasteurization: sludge was heated at 70°C for 30 minutes; lime stabilization: sludge was mixed with 15% of lime(CaO) on dry-weight basis; lime+fly ash stabilization: lime (10%)-fly ash (40%) mixture was added to sludge to increase the pH to 12.

Lime is considered as one of the most common amendment materials for sewage sludge stabilization, as it plays significant role in reducing the microbial content of sludge (pathogens), enhancing the agricultural benefits and lowering the respective environmental risks. Fly ash, i.e. the by-product produced from fossil fuel thermal power plants, may contain increased amounts of calcium and magnesium oxides, depending upon the coal sources and may present highly alkaline values similar to lime. Thus, fly ash can be used as an alternative material for sludge stabilization with additional benefits, such as the reduced purchasing cost, and the minimization of fly ash disposal cost. Furthermore, the combined addition of fly ash and lime in small dosages to sewage sludge may result to an efficient removal of pathogens.

In this research, de-watered sludge sample was collected from the treatment plant of canned food industry. The fly ash used in this study was obtained from Orhaneli Power Station where lignite is used for fuel. Technical grade anhydrous calcium oxide (quicklime 96%) was used together with fly ash in alkaline stabilisation .

Stabilized sludge samples were amended to soil pots (500 g air dried soil) at rate equivalent to 50 and 100 tons dry sludge ha<sup>-1</sup> and the pots were then arranged in a randomized block design with two replicates. The samples were incubated at 28°C for 34 days and total-N, ammonium-N and nitrate-N concentrations and urease activity levels were determined at 5, 8, 15, 22, 29 and 34 days of incubation period.

Fecal coliform numbers were determined by Most Probable Number Method of Standard Methods. Concentrations of nitrate-N and ammonium-N were determined in samples which were extracted using 2 M KCl. The concentrations in extracts were analyzed by steam distillation with MgO and devarda alloy. Total N contents were measured by Kjeldahl digestion method. The urease activity of the soil was determined as described by Tabatabai. Applied methods of air drying, pasteurization, lime stabilization and lime+fly ash stabilization significantly decreased (4.12 to 7.74 log) the fecal coliform contents of wastewater sludge. When applied stabilization methods were evaluated by USEPA criteria, it can be concluded that air drying, lime stabilization and lime+fly ash stabilization generated Class B biosolid products. On the other hand, Class A biosolid requirements were achieved by pasteurization of sludge(70°C for 30 min.).

The results indicated that the effects of applied sludge stabilization methods on total N concentration and urease activity values of soils were found to be insignificant. However, the ammonium and nitrate nitrogen concentrations in sludge amended soils were dependent on the applied sludge stabilization methods.

In general, low levels of ammonium and high levels of nitrate nitrogen were determined in sludge amended soils during the incubation period. The results of the incubation indicated that nitrification proceeded much faster than ammonification especially in soils amended with alkaline sludges.

**Keywords:** Nitrogen forms, sludge stabilization, soil, urease activity, wastewater sludge.

## Giriş

Arıtma çamuru bünyesinde bulunan çeşitli organik ve inorganik bileşikler bu atıkların gübre olarak yeniden kullanılabilmesi alternatifini de beraberinde getirmektedir. Arıtma çamurunun toprak yüzeyine uygulanmasıyla toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri gelişmekte ve toprağın gübre ihtiyacı kısmen karşılanmaktadır (Korentajer, 1991; Towers ve Horne, 1997). Yapılan çalışmalar organik karbon kaynağı olarak kabul edilen arıtma çamurlarının araziye uygulanmasıyla topraktaki mikroorganizma sayılarının ve enzim aktivitelerinin de artabileceğini göstermektedir (Banerjee vd., 1997; Topaç vd., 2008). Arıtma çamurlarının tarımsal alanlarda kullanılabilmesi için çamurda bulunabilecek ağır metal, patojen mikroorganizma ve sentetik organik kimyasalların yaratacağı hijyenik ve çevresel etkilerin değerlendirilmesi gerekmektedir.

Evsel ve evsel nitelikli arıtma çamurlarında ağır metal ve sentetik organik kimyasal içeriğinin yüksek olması beklenmemekle birlikte bu çamurlardaki yüksek patojen içeriği ham çamurun araziye uygulanmasını riskli kılmaktadır. Tarım arazilerine verilecek çamurlardaki patojen içeriğini gidermek veya makul seviyelere indirmek için kurutma, alkali stabilizasyon, pastörizasyon, aerobik çürütme, anaerobik çürütme gibi çeşitli stabilizasyon yöntemlerinin uygulanması gerekmektedir (USEPA, 1999). Stabilizasyonda kireç kullanımı, patojen giderimindeki etkinliği, metallerin biyolojik yarayışlılıklarını azaltma potansiyeli, tarımsal yararları ve maliyetinin düşük olması sebeplerinden ötürü tercih edilmektedir (Samaras vd., 2008). Uçucu kül ise termik santrallerden oluşan, yüksek miktarda kalsiyum ve magnezyum oksit içerebilen, kireç gibi yüksek alkaliniteye sahip bir üründür. Toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerini geliştirme kapasitesine sahip olması dolayısıyla tarımsal amaçlı olarak da kullanılabilir (Wong vd., 1998; Kocaer, 2005).

Patojen giderimi için uygulanan stabilizasyon yöntemlerinin, çamur uygulanan toprağın özelliklerinde yönteme bağlı farklılık yaratması muhtemeldir. Bu çalışmada azotça zengin çamur uygulaması sonucu topraktaki azot formlarındaki ve üreaz aktivitesindeki değişimler, uygulanan stabilizasyon yöntemleri açısından kıyaslanmıştır.

Yürütülen çalışmada evsel nitelikli bir arıtma çamuruna farklı derecelerde patojen gideriminin sağlandığı dört farklı stabilizasyon yöntemi uygulanmıştır: 1-Havada kurutma, 2-Pastörizasyon, 3-Kireç stabilizasyonu, 4-Kireç+kül stabilizasyonu. Stabilize edilen arıtma çamurları killi bünyeli bir tarım toprağına iki farklı dozda uygulanarak 34 gün boyunca inkübe edilmiş ve inkübasyon süresince topraktaki azot formları ve üreaz aktivitelerindeki değişim izlenmiştir.

**Materyal ve metot**

**Materyal**

Çalışmada, gübrelemeye alternatif olabilecek düzeyde bitki besini içeren ve ağır metal içeriği, 31-05-2005 tarihli ve 25831 sayılı "Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği" 3. Bölüm, Ek 1-B'de belirtilen ağır metal limitlerini aşmayan, gıda endüstrisi kökenli arıtma çamuru kullanılmıştır. İşlenmiş sebze ve meyve üretimi yapılan tesiste arıtma ünitesine gelen atıksu bileşkesi evsel nitelikli atıksular ve proses sularından oluşmaktadır.

## Materyal ve metot

### Materyal

Arıtma çamurlarının uygulandığı toprak örnekleri Bursa-Nilüfer İlçesi Özlüce bölgesindeki bir tarım arazisinden alınmıştır. 0-20 cm'lik yüzey toprağından alınan örnekler laboratuvar ortamında kurutulmuş, ezilmiş ve 4 mm'lik eleklerden elenerek inkübasyon denemesine hazır hale getirilmiştir.

Arıtma çamuru ve toprak örneklerinin bazı kimyasal özellikleri Tablo 1'de görülmektedir. Çalışmada arıtma çamurlarıyla karıştırılmak üzere teknik sönmemiş kireç ve alkali özellik gösteren Orhaneli Termik Santrali uçucu külü kullanılmıştır.

**Stabilizasyon Yöntemleri**

**Kurutma-** Çalışma kapsamında uygulanan bu yöntemde arıtma çamurları kurumunun hızlı bir şekilde gerçekleşmesi ve yaz aylarındaki ortalama hava sıcaklığının simüle edilmesi için 35°C'ye ayarlı etüve konarak kurumaya bira-

kılmıştır. Havalandırmalı etüvdeki ç amur gün aş ırı düzenli olarak karış tırılmıştır.

Tablo 1. Arıtma ç amuru, uçucu kül ve toprak örneklerinin karakterizasyonu

Parametreler	Ç amur	Uçucu kül	Toprak
pH (1:5, saf su ekstraktı)	6.60	12.00	7.10
EC (1:5, saf su ekstraktı) (mS)	6.39	3.69	0.54
Kum (%)	-	-	28
Kil (%)	-	-	42
Silt (%)	-	-	30
Total N (g kg <sup>-1</sup> )	40.5	0.12	1.49
Amonyum-N (mg kg <sup>-1</sup> )	1030	8.95	10.4
Nitrat-N (mg kg <sup>-1</sup> )	46.0	4.48	31.0
Total P (g kg <sup>-1</sup> )	5.13	3.60	3.38
Yarayışlı P (mg kg <sup>-1</sup> )	190	25.9	25.7
Organik C (g kg <sup>-1</sup> )	253	0.99	16.5

**Pastörizasyon-** Arıtma ç amuru örneğ i ısıtılarak 30 dakika süre ile 70°C sıcaklıkta kalması sağ lanmıştır. Çalışma kapsamında uygulanan pastörizasyon prosesi için 5 L hacimli paslanmaz ç elikten yapılmış silindirik bir reaktör kullanılmıştır. Ç amurun ısıtılması reaktör duvarını çevreleyen rezistanslar vasıtasıyla gerçekleştirilmiştir. Reaktör çevresinde ısı yalıtımı sağ lanarak ısı kayıpları minimuma indirilmiştir. Ç amurun karış tırılması için hızı ayarlanabilir laboratuvar tipi bir karış tırıcı kullanılmıştır. Reaktör içindeki ç amur sıcaklığ ının ölçülmesi için üst kapaktan bir termocouple daldırılmış, dijital bir sıcaklık ölçer kullanılarak sıcaklık değ erleri kaydedilmiştir.

**Kireç stabilizasyonu-** Arıtma ç amuru örneğ ine kuru ağırlık bazında %15 oranında sönmemiş kireç ilave edilmiş ve homojen bir karış ım elde edilene dek karış tırılmıştır. Elde edilen karış ımın pH'ı 2 saat süre ile 12'nin altına inmemiştir.

**Kireç+kül stabilizasyonu-** Arıtma ç amuru örneğ ine kuru ağırlık bazında %10 oranında sönmemiş kireç ve %40 oranında alkali uçucu kül ilave edilmiş ve homojen bir karış ım elde edilene dek karış tırılmıştır. Elde edilen karış ımın pH'ı 2 saat süre ile 12'nin altına inmemiştir.

### İnkübasyon denemesi

Stabilize edilen arıtma ç amurları 50 ve 100 ton ham kuru ç amur/ha (20 ve 40 g kg<sup>-1</sup>) oranını sağlayacak şekilde 2 tekrarlamalı tesadüfi blok tasarımı düzeninde 500 g kuru toprak içeren inkübasyon kaplarına uygulanmıştır. Karış ımlar tarla kapasitelerinin %70'i oranında nemlendirilmiş ve 28°C'ye ayarlanmış inkübatöre yerleştirilmiştir. Topraklardaki nem miktarının sabit kalmasına özen gösterilerek sabit sıcaklıkta 34 gün boyunca inkübe edilmiştir. 5, 8, 15, 22, 29 ve 34 günlük inkübasyon süreleri sonrasında kaplardan toprak örnekleri alınmış, toplam azot, amonyum azotu ve nitrat azotu konsantrasyonları ile üreaz aktivitesi değ erleri belirlenmiştir.

### Analiz yöntemleri

Ham ve işlem görmüş arıtma ç amurlarının fekal koliform sayıları en muhtemel sayı yöntemine göre belirlenmiştir (APHA, AWWA, WEF, 1998). Büyüme ortamı olarak Brilliant Green Bile Broth kullanılmıştır. Ekim yapılan tüpler 44.5 ± 0.2°C'de 24 saat süresince inkübe edilmiştir.

Arıtma ç amuru ve toprak örneklerinin elektriksel iletkenlik ve pH değ erleri 1:5 saf su ekstraktında belirlenmiştir. (Rhoades, 1982, Mc Lean, 1982). Ç amur örneklerindeki katı madde miktarı 105°C'de kurutulan örneklerdeki ağırlık kaybı dikkate alınarak hesaplanmıştır (APHA, AWWA, WEF, 1998). Amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonlarının belirlenmesi için örnekler 2M KCl ile ekstrakte edilmiş, ekstraktlardaki konsantrasyonlar MgO ve Devarda alaş ımı kullanılmak suretiyle su buharı destilasyonu ve titrasyon yoluyla ölçülmüştür (Keeney ve Nelson, 1982). Örneklerin toplam azot içerikleri Kjeldahl yaş yakma yöntemiyle tayin edilmiştir (Bremner ve Mulvaney, 1982). Örneklerdeki yayarışlı fosforu ekstrakte etmek için 0,5N'lik NaHCO<sub>3</sub> ç özeltisi kullanılmıştır. Toplam fosfor tayini için ise sülfürik asit-nitrik asit karış ımıyla yaş yakma yapılmıştır (Olsen ve Sommers, 1982). Ekstraktlardaki fosfor konsantrasyonları askorbik asit metoduna göre belirlenmiştir (APHA, AWWA, WEF, 1998). Örneklerdeki kolay okside olabilir organik karbon konsantrasyonlarının belirlenmesi için örnekler potasyum dikromat ç özeltisi ile okside edilmiş ve

oluşan renk yoğunluğu 590 nm’de spektrofotometrik olarak tespit edilmiştir (Nelson ve Sommers, 1982).

Üreaz aktivitesi ise Tabatabai (1982) tarafından bildirildiği şekilde tayin edilmiştir. üreaz aktivitesinin belirlenmesi için 5 gr toprak örneğine 0.2 mL toluen, 9 mL THAM tampon çözeltisi (pH=9) ve 1 mL 0.2 M üre çözeltisi eklenmiş ve topraklar 37°C’de inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından yaklaşık 35 mL KCl-AgSO<sub>4</sub> eklenerek aktivite durdurulmuştur. Toprak süspansiyonundaki amonyum azotu miktarı buhar destilasyonu ile belirlenmiştir. Sonuçlar µg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/gr.sa olarak hesaplanmıştır.

### İstatistiksel değerlendirme

Çamur stabilizasyon yöntemleri ve çamur uygulama oranları arasındaki farkın inkübasyon süresince değerlendirilmesi için STATISTICA (1999 Edition) programı kullanılarak “tekrarlı ölçümlerde iki yönlü varyans analizi” uygulanmıştır.

### Bulgular ve tartışma

#### Stabilizasyon yöntemlerinin değerlendirilmesi

Stabilize edilmiş çamur örneklerinde belirlenen ortalama fekal koliform sayıları Tablo 2’de görülmektedir. Arıtma tesisinin filtre pres çıkışından alınan ve %16 katı madde içeren ham arıtma çamuru 5.5 x 10<sup>7</sup> MPN g<sup>-1</sup> kuru çamur düzeyinde fekal koliform içermektedir. Çalışma kapsamında uygulanan havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu yöntemleri, çamurun fekal koliform içeriğinde belirgin bir azalmaya neden olmuştur. Kurutulmuş çamurlarda yaklaşık 4 logluk, kireç ve kireç+kül ile stabilize edilen çamurlarda ise yaklaşık 5 logluk bir azalma meydana gelmiştir. Pastörize edilmiş çamurlarda ise fekal koliform tespit edilmemiştir.

Ülkemizde 31-05-2005 tarihli ve 25831 sayılı resmi gazetede yayınlanan Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği’nin üçüncü bölümü, ham çamur, işlenmiş arıtma çamuru ve kompostun toprakta kullanılmasına ilişkin sınırlamalar getirmektedir. Yönetmelikte, çevre ve insan sağlığına olabilecek etkileri azaltmak amacıyla biyo-

lojik arıtma, alkali muamelesi, ısı arıtma, kurutma, kompostlama ve uzun süreli depolama gibi stabilizasyon ve dezenfeksiyon yöntemleri uygulanması gerekliliği belirtilmiştir. Ancak bu yöntemlerin işletme koşullarıyla ilgili detay bilgilerin ve işlenmiş çamurun mikrobiyolojik özelliklerine ilişkin sınır değerlerin verilmediği dikkat çekmektedir (TKKY, 2005). U.S. EPA yönetmelikleri ise araziye uygulanacak arıtma çamurları için iki seviyede patojen giderimini baz almaktadır. B sınıfı seviyesindeki patojen gideriminde patojen miktarındaki nihai azalmanın arazide meydana geleceği düşünülür. İşletim koşullarına ilişkin detayların yönetmelikçe belirtilen aerobik-anaerobik çürütme, kompostlama, kireç stabilizasyonu, havada kurutma gibi yöntemler B sınıfı çamur eldesi için önerilen yöntemlerdendir. Ayrıca fekal koliform içeriği 2000000 MPN veya 2000000 CFU/g toplam katı madde’den az olan çamurlar da B sınıfı olarak kabul edilirler. Çalışma kapsamında yer alan stabilizasyon yöntemleri USEPA kriterleri çerçevesinde değerlendirildiğinde, kurutma, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu yöntemlerinin B sınıfı çamur kriterlerini sağlayabilen yöntemler olarak kabul edildiği görülmektedir. A sınıfı seviyesinde patojen içeren çamurlar daha sıkı standartlara tabidirler ve araziye uygulandıktan sonra halkın girişi veya bekleme periyotlarına ilişkin sınırlamalar söz konusu değildir. A sınıfı arıtma çamurlarının fekal koliform yoğunluklarının 1000 MPN/g katı madde veya salmonella konsantrasyonunun 3 MPN/4 g katı madde’den az olması gerekmektedir (USEPA, 1999). Çalışma kapsamında yer alan pastörizasyon yöntemi USEPA A sınıfı kriterlerini sağlamaktadır.

Tablo 2. Uygulanan çamur stabilizasyon yöntemlerinin fekal koliform içeriğine etkileri

Stabilizasyon yöntemleri	Fekal koliform MPN g <sup>-1</sup> kuru çamur	log giderim
Kurutma	4.2x10 <sup>3</sup>	4.12
Pastörizasyon	0	7.74
Kireç stabilizasyonu	1.1x10 <sup>2</sup>	5.04
Kireç+kül stabilizasyonu	5.8x10 <sup>2</sup>	4.98

### İnkübasyon süresince topraktaki azot formları ve üreaz aktivitesi

Farklı yöntemlerle stabilize edilmiş azotça zengin çamur uygulaması sonucu topraktaki azot formları ve üreaz aktivitesine ilişkin değerler belirgin bir değişim göstermiştir (Tablo 3). Uygulanan farklı çamur stabilizasyon yöntemlerinin toprakların toplam azot ve üreaz içeriğine olan etkisi önemsiz bulunurken, uygulama dozunun ve zamanın etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

İnkübe edilen topraklardaki amonyum azotu ve nitrat azotu konsantrasyonlarının ise uygulanan stabilizasyon yöntemlerine, çamur uygulama dozuna ve zamana bağlı olarak değişim gösterdiği tespit edilmiştir.

Çamur uygulanmış topraklarda belirlenen toplam azotun inkübasyon süresince gösterdiği değişim Şekil 1'de görülmektedir. Farklı yöntemlerle stabilize edilmiş çamur uygulanan topraklar arasında her iki dozda da istatistiksel açıdan önemli bir fark gözlenmemiştir.

Uygulanan stabilizasyon yöntemlerinin çamurların toplam azot içeriğini benzer şekilde etkilediği düşünülebilir. Çamur uygulaması yapılan toprak örneklerinde belirlenen toplam azot parametresinin zamana bağlı değişimi incelendiğinde her iki doz için de zamana bağlı hafif bir düşme eğilimi olduğu tespit edilmiştir ( $p < 0.05$ ). Deneme topraklarında belirlenen toplam azot konsantrasyonlarının inkübasyon süresine bağlı

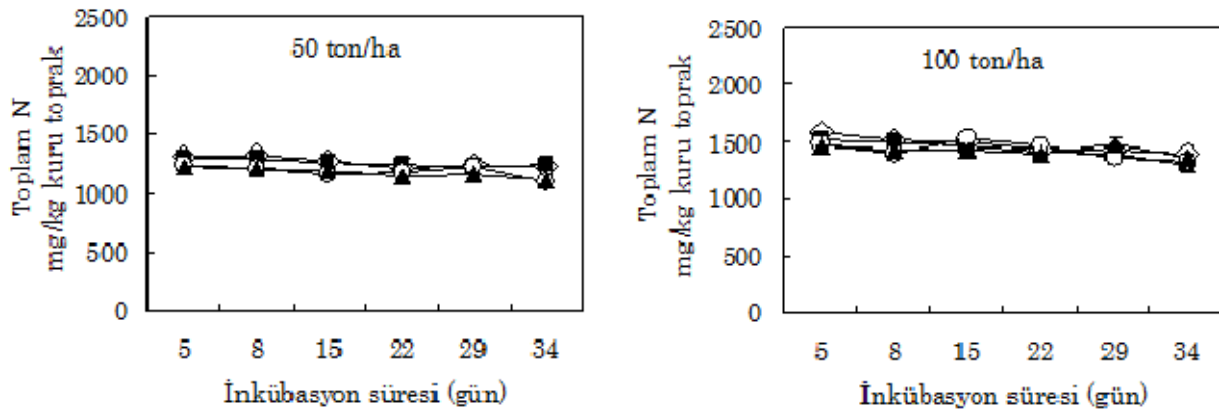
olarak azalması, mevcut inkübasyon şartları altında denitrifikasyon ve/veya amonifikasyona bağlı gaz halde azot kayıplarının meydana gelmiş olabileceğini göstermektedir.

Tablo 3. Topraklarda inkübasyon süresince ölçülen toplam azot, amonyum azotu, nitrat azotu ve üreaz aktivitesi değerlerine uygulanan iki yönlü tekrarlamalı varyans analizi sonuçları

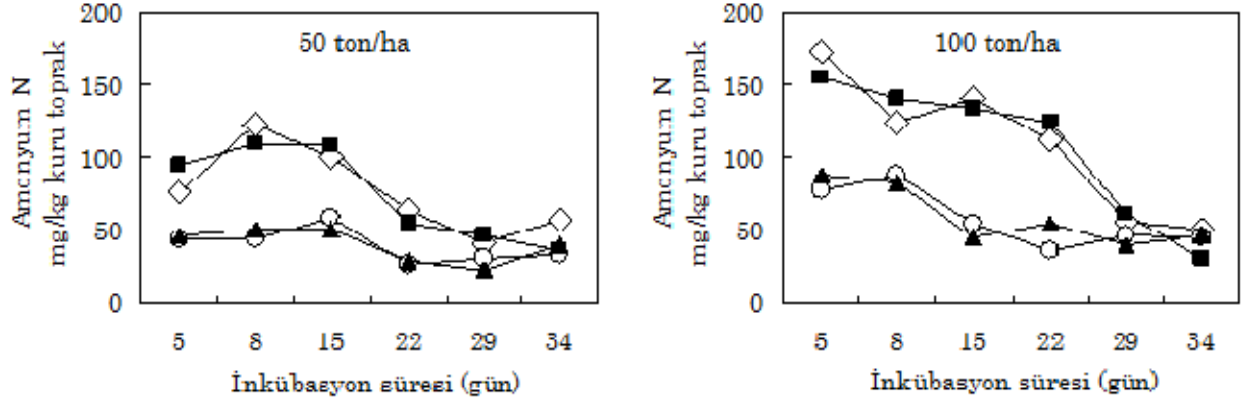
		s.d. <sup>a</sup> F değerleri			
		Toplam N	Amonyum N	Nitrat N	Üreaz
<i>Gruplar arası</i>					
Çamur stabilizasyonu (S)	3	1.002 <sup>ö.d.</sup>	155.4 <sup>***</sup>	61.09 <sup>***</sup>	2.125 <sup>ö.d.</sup>
Çamur dozu (D)	1	44.07 <sup>***</sup>	167.9 <sup>***</sup>	67.65 <sup>***</sup>	151.6 <sup>***</sup>
SxD	3	0.352 <sup>ö.d.</sup>	3.812 <sup>ö.d.</sup>	7.560 <sup>*</sup>	0.049 <sup>ö.d.</sup>
<i>Grup içi</i>					
Zaman (Z)	5	5.081 <sup>*</sup>	65.41 <sup>***</sup>	361.7 <sup>***</sup>	14.21 <sup>***</sup>
ZxS	15	0.296 <sup>ö.d.</sup>	7.103 <sup>***</sup>	13.89 <sup>***</sup>	4.396 <sup>***</sup>
ZxD	5	0.465 <sup>ö.d.</sup>	10.70 <sup>***</sup>	9.956 <sup>***</sup>	14.39 <sup>***</sup>
ZxSxD	15	0.455 <sup>ö.d.</sup>	2.752 <sup>**</sup>	2.089 <sup>*</sup>	2.660 <sup>*</sup>

<sup>a</sup>s.d.: serbestlik derecesi, <sup>\*</sup>p<0.05, <sup>\*\*</sup>p<0.01, <sup>\*\*\*</sup>p<0.001, ö.d.: önemli değil

Çamur uygulanmış topraklarda belirlenen amonyum azotunun inkübasyon süresince gösterdiği değişim Şekil 2'de görülmektedir. Havada kurutma ve pastörizasyon yöntemleriyle işlem görmüş çamurların uygulandığı topraklarda belirlenen amonyum azotu değerleri kireçle ve kireç+kül karışımıyla stabilize edilen çamurların uygulandığı topraklarda belirlenen değerlerden daha yüksek bulunmuştur. Bu fark özellikle 100



Şekil 1. Farklı stabilizasyon yöntemlerine göre inkübasyon süresince meydana gelen toplam N değişimleri (◇: havada kurutma, ■: pastörizasyon, ○: kireç stb., ▲: kireç+kül stb.)



Şekil 2. Farklı stabilizasyon yöntemlerine göre inkübasyon süresince meydana gelen amonyum-N değişimi (◇: havada kurutma, ■: pastörizasyon, ○: kireç stb., ▲: kireç+kül stb.)

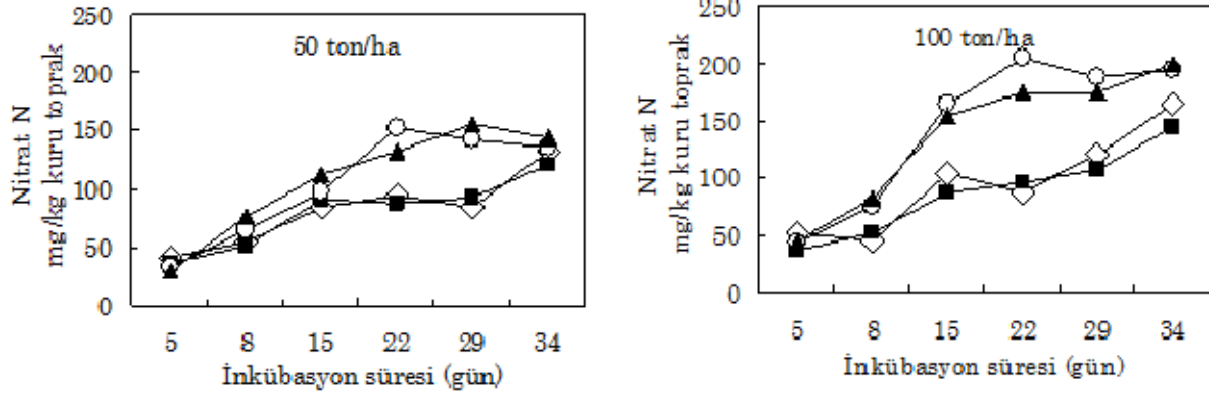
ton/ha'lık çamur uygulamasında daha belirgin-dir. Kül ve kireç ilavesinin sebep olduğu yüksek pH değerleri sonucu, çamurun stabilizasyonu sürecinde çamurlardan amonyak formunda kayıpların olduğu düşünülmektedir.

Alkali karakterli çamur ilavesiyle daha alkalileşen toprak ortamında mineralizasyon sonucu açığa çıkan bir miktar amonyum iyonunun inkübasyon süresince amonyağa dönüşerek ortamdan ayrılması da mümkün gözükmektedir. Yapılan bir çalışmada, arıtma çamurlarının pH değerlerinin tipik olarak 6 ile 8 arasında bulunduğu ve pH yükseldiğinde gaz halde amonyak kayıplarının olacağı belirtilmiştir (Weissinger ve Girovich, 1994). Benzer şekilde Chu ve Poon (1999), alkali maddelerle stabilizasyonun ardından çamurdaki amonyum konsantrasyonunda belirgin bir düşüş olduğunu belirtmişlerdir.

Şekil 2'de görüldüğü gibi, farklı yöntemlerle stabilize edilen çamurların uygulandığı topraklardaki amonyum azotu konsantrasyonları inkübasyon süresince düşme eğilimi göstermiştir. Bu durum inkübasyon süresince ortaya çıkan amonyumun hızla nitrata dönüşmüş olacağını düşündürmektedir. Taşatar (1997) tarafından yürütülen kısa dönem inkübasyon çalışmasında inkübasyonun ilk birkaç haftasında hızlı bir amonifikasyon olduğu belirtilmiş, amonyum azotu konsantrasyonunun inkübasyon dönemi içinde kademeli bir azalma gösterdiği ve nitrat azotu konsantrasyonunun ise zamana bağlı ola-

rak arttığı tespit edilmiştir. Yürütülen diğer bir çalışmada da toprak sistemine yüksek oranda arıtma çamuru yüklemesi yapılmadığı takdirde nitrifikasyon prosesinin amonifikasyona göre daha hızlı yürüdüğü, topraktaki amonyum azotu hızla tükenirken, nitrat azotunda büyük bir artış meydana geldiği belirtilmiştir (Sabey vd., 1975).

Çamur uygulanmış topraklarda belirlenen nitrat azotunun inkübasyon süresince gösterdiği değişim Şekil 3'te görülmektedir. Farklı yöntemlerle stabilize edilen çamurların uygulandığı topraklardaki nitrat azotu konsantrasyonları inkübasyon süresince artış göstermiştir. 50 ton/ha'lık uygulama dozunda inkübasyonun ilk yarısında yöntemler arasında önemli bir farklılık gözlenmezken, inkübasyonun diğer yarısında alkali maddelerle stabilize edilen örneklerde nitrat konsantrasyonunun daha yüksek olduğu dikkat çekmektedir. 100 ton/ha'lık uygulama incelendiğinde, çamur uygulama dozu artışının nitrat azotu konsantrasyonunu da arttırdığını göstermektedir. Bunun yanı sıra, kireç ve kireç+kül stabilizasyonu uygulanan örneklerdeki nitrat azotu değerlerinin, havada kurutma ve pastörizasyon yöntemleri uygulanan örneklere göre belirgin ölçüde yüksek olduğu görülmektedir. Yürütülen inkübasyon çalışmasında çamur uygulanmış topraklarda düşük seviyelerde amonyum azotu ve yüksek seviyelerde nitrat azotu belirlenmesi, mevcut çalışma şartlarında nitrifikasyon prosesini inhibe edici faktörlerin



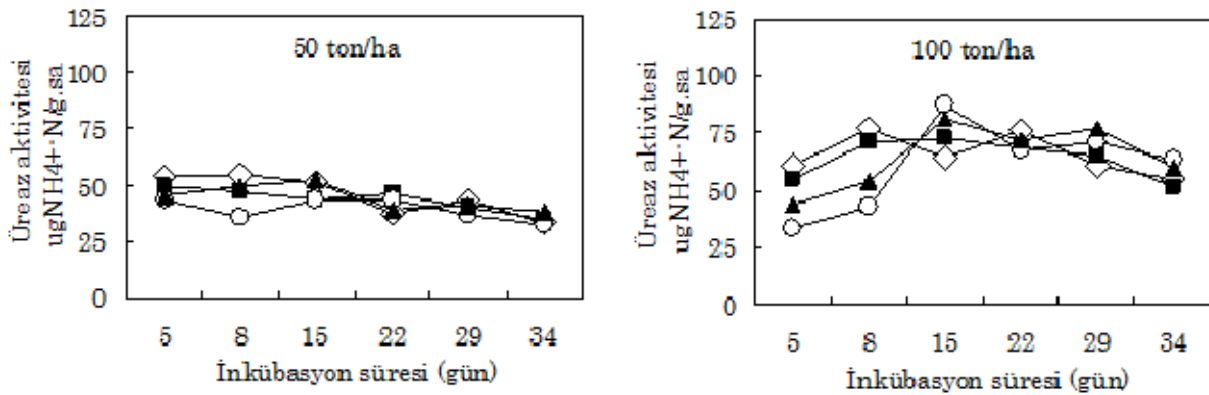
Şekil 3. Farklı stabilizasyon yöntemlerine göre inkübasyon süresince meydana gelen nitrat-N değişimi (◇: havada kurutma, ■: pastörizasyon, ○: kireç stb., ▲: kireç+kül stb.)

olmadığını göstermektedir. Literatürde de artma çamurundaki organik azotun hızlı mineralizasyonu sonucu yer altı sularındaki nitrat seviyelerinin arttığına dikkat çeken çalışmalar yapılmıştır. Smith ve diğeri (1998) özellikle sıvı formdaki çürütülmüş çamurların ve lagünlendirilmiş sıvı formdaki çürütülmemiş çamurların toprağa uygulanmasıyla toprakta büyük bir nitrat birikiminin meydana geldiğini vurgulamışlardır.

Yürütülen inkübasyon çalışmasında bu çamurlardaki toplam azotun %80 ila 90'ının 2.5 aylık bir sürede nitrat azotuna dönüştüğü tespit edilmiştir. Çamur uygulanmış topraklarda belirlenen üreaz aktivitesinin inkübasyon süresince gösterdiği değişim ise Şekil 4'te görülmektedir. Üreaz aktivitesi azot döngüsüyle ilgili mikrobiyal aktivitenin izlenmesinde indikatör olarak kullanılmaktadır (Tejada vd., 2006). Şe-

kil 4'te görüldüğü gibi 50 ton/ha'lık uygulama yapılan topraklarda farklı stabilizasyon yöntemleri arasında belirgin bir değişim gözlenmemiştir.

Toprak örneklerinde belirlenen üreaz aktivitesinin zamana bağlı değişimi incelendiğinde zamana bağlı hafif bir düşme eğilimi belirlenmiştir. Yapılan bir çalışmada üreazın çamur floğu içine bağlanmasının topraktaki serbest üreaz miktarını azalttığı ve buna bağlı olarak üreaz aktivitesini düşürdüğü belirtilmiştir (Paul ve Clark, 1989). Diğer yandan mineralizasyona bağlı olarak toprak pH'nın düşmesinin de üreaz aktivitesinde küçük bir azalmaya yol açabileceği düşünülmektedir. 100 ton/ha'lık çamur uygulama incelendiğinde, üreaz aktivitesi süstrata bağımlı olduğu için inkübasyonun ilk yarısında topraktaki süstrat konsantrasyonunun artışına bağlı olarak artmış ve maksimum seviyeye ulaştıktan



Şekil 4. Farklı stabilizasyon yöntemlerine göre inkübasyon süresince meydana gelen üreaz aktivitesi değişimi (◇: havada kurutma, ■: pastörizasyon, ○: kireç stb., ▲: kireç+kül stb.)



sonra azalma eğilimi göstermiştir. Bu azalmada çamur orijinli toksik metabolitlerin birikiminin de etkisinin olabileceği düşünülmektedir. Çalışma kapsamında kullanılan arıtma çamurlarındaki yüksek seviyelerdeki substratın enzim sentezini aktive ettiği düşünülmektedir. Uygulama dozları kıyaslandığında, 100 ton/ha çamur uygulamasında üreaz aktivite değerlerinin daha yüksek olduğu göze çarpmaktadır.

Pascual ve diğerleri (1998) tarafından yürütülen çalışmada çeşitli organik atıkların topraktaki enzim aktiviteleri üzerindeki etkileri incelenmiş ve toprağa eklenen organik materyallerin üreaz aktivitesini kontrole kıyasla önemli ölçüde artırdığı belirlenmiştir. Organik uygulamalar içerisinde özellikle arıtma çamuru uygulaması kapsamında belirlenen üreaz aktivitesi değerleri daha yüksek bulunmuştur. Sastre ve diğerleri (1996)'da toprağa yapılan uzun dönem arıtma çamuru uygulamasının üreaz aktivitesini önemli ölçüde artırdığını bildirmişler ve enzim aktivitesindeki gelişimin çamur içeriğindeki organik madde ve besin maddeleriyle ilişkili olduğunu tespit etmişlerdir.

Üreaz aktivitesine ilişkin sonuçlar, inkübe edilen topraklardaki üreaz aktivitesi seviyelerinin çamura uygulanan stabilizasyon yöntemlerine bağlı olarak önemli bir değişim göstermediği yönündedir. Farklı yöntemlerle stabilize edilmiş çamurlarda bulunan yüksek seviyedeki substrat topraktaki üreaz sentezini benzer şekilde etkilemiştir.

## Sonuçlar

Çalışma kapsamında uygulanan havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu yöntemleri, çamurun fekal koliform içeriğini önemli ölçüde (4.12 ila 7.74 log) azaltmıştır.

Uygulanan stabilizasyon yöntemleri USEPA kriterleri çerçevesinde değerlendirildiğinde, kurutma, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu yöntemlerinin B sınıfı, pastörizasyon yönteminin ise USEPA A sınıfı çamur kriterlerini sağlayabilen yöntemler olarak kabul edildiği görülmektedir. Farklı çamur stabilizasyon yön-

temlerinin toprakların toplam azot içeriğine olan etkisi önemsiz bulunurken, amonyum ve nitrat azotu içeriğine etkisinin önemli olduğu belirlenmiştir. Sonuçlar çamur uygulanmış topraklarda belirlenen üreaz aktivitesi değerlerinin çamura uygulanan stabilizasyon yöntemlerine bağlı olarak değişmediğini göstermiştir. Farklı yöntemlerle stabilize edilen çamurlardaki yüksek seviyedeki substrat topraktaki üreaz aktivitesini benzer şekilde etkilemiştir.

Yürütülen inkübasyon çalışmasında çamur uygulanmış topraklarda düşük seviyelerde amonyum azotu ve yüksek seviyelerde nitrat azotu belirlenmesi, mevcut çalışma koşullarında nitrifikasyon prosesinin inhibe olmadığını göstermektedir. Alkali maddelerle stabilize edilen çamurlarda nitrifikasyon prosesinin amonifikasyona göre daha baskın olduğu belirlenmiştir. Ayrıca, elde edilen istatistiksel sonuçlar, çamur uygulama dozu ve inkübasyon süresinin topraklarda belirlenen azot konsantrasyonları ve üreaz aktivite değerleri üzerinde etkili olduğunu göstermiştir.

## Kaynaklar

- APHA, AWWA, WEF, (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20<sup>th</sup> edition, Baltimore, USA.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L. ve Depoe, S., (1997). Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **66**, 3, 241-249.
- Bremner, J.M. ve Mulvaney, C.S., (1982). *Nitrogen-total*, in Page, A.L., eds, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, SSSA Book Series No. 9, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 595-622, Madison, WI.
- Chu, C.W. ve Poon, C.S., (1999). The feasibility of planting on stabilized sludge-amended soil, *Environmental International*, **25**, 4, 465-477.
- Keeney, D.R. ve Nelson, D.W., (1982). *Nitrogen-inorganic forms*, in Page, A.L., eds, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, SSSA Book Series No. 9, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 643-693, Madison, WI.
- Kocaer, F.O., (2005). Uçucu kül katkılı alkali stabilize arıtma çamurlarının toprak özelliklerine etkileri, *Doktora Tezi*, Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.



- Korentajer, L., (1991). A review of the agricultural use of sewage sludge, its benefits and potential hazards, *Soil and Irrigation Research Institution South Africa*, **17**, 136-196.
- Mc Lean, E.O., (1982). *Soil pH and lime requirement*, in Page, A.L., eds, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, SSSA Book Series No. 9, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 199-223, Madison, WI.
- Nelson, D.W. ve Sommers, L.E., (1982) *Total carbon, organic carbon and organic matter*, in Page, A.L., eds, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, SSSA Book Series No 9, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 539-577, Madison, Wisconsin.
- Olsen, S.R. ve Sommers, L.E., (1982). Phosphorus, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, Agronomy Monograph No:9, 2<sup>nd</sup> edition, ASA-SSSA. Madison, 403-427, Wisconsin. USA.
- Paul, E.A. ve Clark, F.E., (1989). *Soil Microbiology and Biochemistry*, 271, Academic Press, New York.
- Pascual, J.A., Hernandez, T., Garcia, C. ve Ayuso, M., (1998). Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: Laboratory experiment, *Bioresource Technology*, **64**, 131-138.
- Rhoades, J.D., (1982). *Soluble salts*, in Page, A.L., eds, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, SSSA Book Series No. 9, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 285-290, Madison, WI.
- Sabey, B.R., Agbim, N.N. ve Markstrom, D.C., (1975). Land application of sewage sludge: iii. nitrate accumulation and wheat growth resulting from addition of sewage sludge and wood wastes to soils, *Journal of Environmental Quality*, **4**, 388-393.
- Samaras, P., Papadimitriou, C.A., Haritou, I., ve Zouboulis, A.I., (2008). Investigation of sewage sludge stabilization potential by the addition of fly ash and lime, *Journal of Hazardous Material*, **154**, 1052-1059.
- Sastre, I.M., Vicente, M.A. ve Lobo, M.C., (1996). Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity, *Bioresource Technology*, **57**, 19-23.
- Smith, S.R, Woods, V. ve Evans, T.D., (1998). Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type, *Bioresource Technology*, **66**, 139-149.
- Taşatar, B., (1997) Endüstriyel nitelikli arıtma çamurlarının bazı toprak özellikleri üzerine etkileri, *Doktora Tezi*, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Tejada, M., Hernandez, M.T. ve Garcia, C., (2006). Application of two organic amendments on soil restoration: Effects on the soil biological properties, *Journal of Environmental Quality*, **35**, 1010-1017.
- Topaç, F.O., Başkaya, H.S. ve Alkan, U., (2008). The effects of fly ash incorporation on some available nutrient contents of wastewater sludges, *Bioresource Technology*, **99**, 1057-1065.
- TKKY, 31-05-2005 tarihli ve 25831 sayılı Resmi gazete, *Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği*.
- Towers, W. ve Horne, P., (1997). Sewage sludge recycling to agricultural land: Environmental scientist's perspective, *Journal of the Institution of Water and Environment Management*, **11**, 126-132.
- U.S. E.P.A., (1999). *40 CFR Part 503- Standarts for the use or disposal of sewage sludge as amended 08-04-99*.
- Weissinger, T.H. ve Girovich, M.J., (1994). Evaluation of a chemical stabilization process, *Remediation*, **5**, 1, 77-91.
- Wong, J.W.C., Lai, K.M., Fang, M. ve Ma, K.K., (1998). Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization, *Environment International*, **24**, 8, 935-943.

# Kentsel nitelikli arıtma çamurlarının ultrasonik yöntemle ön arıtımı

Gülbin ERDEN\*, Ayşe FİLİBELİ

Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Kaynaklar Kampüsü, 35160, Buca, İzmir

## Özet

*Bu çalışmada, bir ileri oksidasyon tekniği olan ultrasonik arıtmanın biyolojik çamurların anaerobik çürümesi öncesinde bir ön arıtma işlemi olarak kullanılabilirliği üzerine yapılan deneysel çalışmanın sonuçları verilmiştir. Çalışmada oldukça düşük ultrasonik frekans (20 kHz) uygulamasında, özgül enerji değişiminin çamur dezentegrasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bu amaçla, 0 ile 15880 kJ/kg KM arasında değişen özgül enerji değerleri kullanılarak flok dezentegrasyonu açısından en uygun enerji seviyesi dezentegrasyon derecesi parametresi dikkate alınarak değerlendirilmiştir. Bunun yanı sıra, ultrasonik ön arıtma işleminin biyolojik çamurların üst suyu özellikleri, çamur katılarının çözünürlüğü ve çamurların filtrelenebilirlik özellikleri üzerine olan etkisi değerlendirilmiştir. Ultrasonik yöntemle ön arıtılan çamurların anaerobik çürüme potansiyelleri ise yürütülen biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) testleri ile değerlendirilmiştir. En yüksek dezentegrasyon derecesi (%57.9) değeri 9690 kJ/kg KM özgül enerji uygulamasında elde edilmiş; 9690 kJ/kg KM özgül enerjinin flok dezentegrasyonu için yeterli olduğu sonucuna varılmıştır. Daha yüksek özgül enerji uygulaması dezentegrasyon derecesinin düşmesine neden olmuştur. BMP testi sonuçları ise ultrasonik ön arıtma işleminin çamurların biyolojik olarak parçalanabilirliklerini geliştirdiğini göstermiştir. 9690 kJ/kg KM özgül enerji kullanılarak ön arıtılmış çamurda ham çamura oranla %44 daha fazla metan gazı üretimi sağlamıştır. Ultrasonik ön arıtma uygulaması çamur üst suyunda kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam azot ve toplam fosfor konsantrasyonlarının artışına neden olmuştur. Ultrasonik ön arıtma uygulamasıyla azalan toplam katı madde ve organik katı madde içerikleri de ultrasonik ön arıtma uygulamasının çamur katılarının çözünürlüğüne neden olduğunu göstermiştir. Kapiler emme süresi (KES) testi sonuçları ile ultrasonik ön arıtma uygulamasının çamurların filtrelenebilirlik özelliklerini olumsuz etkilediği belirlenmiştir.*

**Anahtar Kelimeler:** Anaerobik parçalanabilirlik, biyolojik çamur, flok dezentegrasyonu, ultrasonik ön arıtma.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Gülbin ERDEN. gulbin.erden@deu.edu.tr; Tel: (232) 412 71 29.

Bu makale 04-06 Bu makale, 04-06 Kasım 2009 tarihleri arasında İzmir'de düzenlenen 2. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu'nda sunulan bildiriler arasından, İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü dergisinde basılmak üzere seçilmiştir. Makale metni 24.02.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Ultrasonic pre-treatment of treatment plant sludge

### Extended abstract

Disintegration was developed as the pretreatment process of sludge to accelerate the digestion processes. Ultrasonic treatment may be a good alternative for sludge disintegration. Ultrasonic energy can be applied biological sludge to disintegrate flocs and disrupt bacterial cells' walls, and the hydrolysis can be improved, so that the rate of sludge digestion and methane production is improved. Ultrasonic treatment as sludge disintegration results in increase of chemical oxygen demand in the sludge supernatant and size reduction of sludge solids (Tiehm *et al.*, 1997). Ultrasonic process leads to cavitation bubble formation in the liquid phase. These bubbles grow and then violently collapse when they reach a critical size. Cavitation collapse produces intense local heating and high pressure on liquid-gas interface, turbulence and high shearing phenomena in the liquid phase. Because of the extreme local conditions,  $\text{OH}\cdot$ ,  $\text{HO}_2\cdot$ ,  $\text{H}\cdot$  radicals and hydrogen peroxide can be formed. Thus, three mechanisms (hydrochemical shear forces, thermal decomposition of volatile hydrophobic substances in the sludge, and oxidizing effect of free radicals produced under the ultrasonic radiation) are responsible for the ultrasonic activated sludge disintegration (Bougrier *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2005; Riesz *et al.*, 1985). Previous studies showed that low frequency ultrasound like 20 kHz is very effective in activated sludge disintegration, Gonze *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2008). The effects of initial total solids content of sludge, power density, and sonication time on floc disintegration were investigated by several researchers (Chu *et al.*, 2001; Gonze *et al.*, 2003; Show *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2008). Previous studies showed that low density and long duration sonication is more efficient than high density and short duration (Pham *et al.*, 2009; Xie *et al.*, 2009). In this work, feasibility of using an oxidative technique of ultrasonic treatment to improve anaerobic biodegradability of biological sludge was investigated. Different specific energy inputs ranged 0 to 15880 kJ/kg DS was applied to biological sludge for disintegration purpose and optimum energy input was evaluated based on disintegration degree parameter. The disintegration degree permits to evaluate the maximum level of sludge solubilization. Increase of DD is determined as the substance that can be readily

used to produce methane in the anaerobic digestion (Wang *et al.*, 2005). The disintegration degree of sonicated sludge increased with increasing specific energy in each experiment. The highest disintegration degree was achieved 9690 kJ/kg DS application; hence 9690 kJ/kgTS of supplied energy is efficient for cell lysis. Particle size of sludge is another important parameter for floc disintegration. The reduction in particle size generally allows an easier hydrolysis of solids within the sludge due to larger surface areas in relation to the particle volumes. The result is an accelerated and enhanced degradation of the organic fraction of the solid phase (Muller, 2003). Ultrasonic treatment led to change of physico-chemical characteristics of sludge. For instance, temperature increased almost linearly with increasing specific energy. In contrast, pH decreased during ultrasonic pre-treatment. The destruction of floc structure and disruption of cells results in the release of organic sludge components into the liquid phase. Thus, sludge's supernatant characteristics were also affected the ultrasonic pre-treatment. For 9690 kJ kg-1TS, the soluble chemical oxygen demand (SCOD), dissolved organic carbon (DOC), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) in sludge's supernatant increased by 340%, 860%, 716%, and 207.5%, respectively. In sludge disintegration processes organic material is transferred to the liquid phase from the solid phase. Higher solubilisation degree of volatile solids in sludge is important for the elimination of hydrolysis phase of anaerobic biodegradation further. Ultrasonic treatment induced sludge reduction due to the solubilization of total and volatile solids. The main purpose of disintegration is the elimination of hydrolysis step to accelerate the anaerobic degradation. The potential for improving anaerobic digestion through ultrasonic pre-treatment was also evaluated with biochemical methane potential (BMP) tests. BMP results obtained in this study suggest that ultrasonic pre-treatment lead to increase the anaerobic biodegradability of biological sludge. For 9690 kJ/kg TS, 44% higher methane production in pre-treated sludge was obtained comparing to the raw sludge. Protein hydrolysis was also performed successfully by ultrasonic pre-treatment even at very low ultrasonic density levels. Furthermore, CST results showed that ultrasonic pre-treatment deteriorates the filterability of biological sludge.

**Keywords:** Anaerobic biodegradability, biological sludge, floc disintegration, ultrasonic pre-treatment.

## **Giriş**

Çamur dezentegrasyonu, anaerobik çürüme öncesinde anerobik çürüme uygulamasında hız sınırlayıcı adım olan hidroliz aşamasını elimine etmek ve anaerobik stabilizasyon derecesini artırmak amacıyla ön arıtma olarak geliştirilmiştir (Bougrier vd., 2005; Weemaes vd., 2001). Arıtma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmelerin etkisiyle arıtma çamurunun yapısal özelliklerinin bozulması olarak tanımlanabilmektedir. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik etkenler uygulanarak dezentegrasyon gerçekleştirilebilmektedir. Dezentegrasyon yönteminde çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir (Muller vd., 2004). Dezentegrasyon uygulamasında, çamura uygulanan gerilmeler sayesinde çamur flok yapısı bozulmakta, mikroorganizma hücre duvarları parçalanmakta, hücre içeriğindeki organik bileşenleri sıvı faza geçmektedir (Vranitzky vd., 2005). Dezentegrasyon uygulamasıyla stabilizasyon derecesinin artmasına bağlı olarak klasik anaerobik çürüme işlemine göre daha düşük miktarda çamur üretimi, daha stabil bir çamur ve daha yüksek miktarda biogaz eldesi mümkün olmaktadır (Wang vd., 2005). Daha önce yapılmış olan çalışmalar ultrasonik enerjinin ön arıtma uygulaması olarak çamur floklarının dezentegrasyonu amacıyla kullanılabilceğini göstermiştir (Tiehm vd., 2001; Nickel vd., 2007; Zawieja vd., 2008; Pham vd., 2009; Biyu vd., 2009). Ultrasonik arıtma uygulamasıyla çamur suyunda kimyasal oksijen ihtiyacı artmakta ve çamur katı maddeleri indirgenmektedir (Thiem vd., 1997). Ultrasonik arıtma işlemi çamur sıvı fazında kabarcık oluşumuna neden olmaktadır. Oluşan kabarcıklar belirli bir büyüklüğe ulaştıktan sonra şiddetli bir şekilde sönmektedir. Balonların sönmeye başlaması bölgesel ısınma, sıvı-gaz ara yüzeyinde yüksek basınç ve sıvı fazda yüksek gerilime neden olmaktadır. Meydana gelen bu olağan üstü koşullarda,  $\bullet\text{OH}$ ,  $\text{HO}_2\bullet$ ,  $\text{H}\bullet$  ve hidrojen peroksit oluşmaktadır. Ultrasonik arıtma işleminde hidro-mekanik kesme kuvvetleri, çamurdaki hidrofobik uçucu maddelerin termal birikimi ve ultrasonik radyasyon altında oluşan radikaller olmak üzere üç temel mekanizma bulunmaktadır (Bougrier vd., 2005; Riesz vd., 1985; Wang vd., 2005). Ultrasonik arıtma mekanizması ultrasonik ener-

ji, ultrasonik frekans ve ultrasonik arıtma uygulanan maddenin yapısından etkilenmektedir (Bougrier vd., 2005). Çamurda başlangıç katı madde konsantrasyonu, ultrasonik güç yoğunluğu ve ultrasonik arıtma uygulama süresinin flok dezentegrasyonu üzerindeki etkileri birçok araştırmacı tarafından araştırılmış olup (Chu vd., 2001; Gonze vd., 2003; Show vd., 2007; Zhang vd., 2008) daha önce yapılmış olan çalışmalar düşük güç yoğunluğu ve uzun uygulama süresinin, yüksek güç yoğunluğu ve düşük uygulama süresinden daha etkili olduğunu göstermiştir (Pham vd., 2009; Xie vd., 2009).

Bu makale kapsamında ultrasonik arıtma işlemi kentsel nitelikli arıtma çamurlarının dezentegrasyonu amacıyla uygulanmış; 0.04 ile 0.1 W/mL arasında değişen oldukça düşük güç yoğunluklarında ve düşük ultrasonik frekansta (20 kHz) özgül enerjinin flok dezentegrasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bunun yanı sıra, ultrasonik arıtma uygulamasının çamur ve çamur üst suyu özelliklerine etkisi incelenmiştir. Son olarak, ultrasonik yöntemle ön arıtılmış çamurların anaerobik çürüme potansiyeli yürütülen deneysel çalışma ile araştırılmıştır.

## **Materyal ve yöntem**

### **Çamur özellikleri**

Deneysel çalışma kapsamında ultrasonik ön arıtma, İzmir'de bulunan bir kentsel atıksu arıtma tesisinin son çökeltim havuzu çıkışından alınan atık aktif çamur örneklerine uygulanmıştır. BMP testinde aşı çamur olarak kullanılan granüller anaerobik çamur ise bira endüstrisi atıksularının arıtıldığı tam ölçekli bir yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktörden alınmıştır.

Çalışmada ilk olarak çamurların özelliklerini belirlemeye yönelik olarak analizler yapılmış ve tüm parametreler Standart Metotlarda verilen prosedüre uygun olarak analizlenmiştir (APHA, 2005). Aktif çamur ve aşı çamurun özellikleri Tablo 1'de verilmiştir.

### **Ultrasonik ön arıtma**

Ultrasonik ön arıtma uygulaması Bandelin-Sonopuls HD 2200 marka bir ultrasonik homojenleştirici ve homojenleştirici ile bağlantılı

Tablo 1. Aktif çamur ve anaerobik aşı çamur özellikleri

Parametre	Aktif çamur	Aşı çamur
pH	6.95	7.93
Eİ, Elektriksel iletkenlik ( $\mu\text{S} / \text{cm}$ )	7.23	3.07
KM, Kuru madde içeriği (%)	2.14	7.40
OM, Organik madde içeriği (%)	47.99	82.20
ÇOK, Çözünmüş organik karbon (mg/L)	252.6	-
KOİ <sub>ç</sub> , Çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı, (mg/ L)	1200	1920
TN, Çamur üst suyunda toplam azot (mg/ L)	25	95.5
TP, Çamur üst suyunda toplam fosfor (mg/ L)	41.3	125

çalışan VS 70 T model bir ultrasonik prob kullanılmıştır. Bu sistem 20 kHz gibi düşük frekansa ve 200 W güce sahiptir. Çalışmada 500 mL hacmindeki çamur örnekleri cam beherlere konmuş ve 0 ile 60 dakika arasında değişen farklı sürelerde ultrasonik arıtma uygulanmıştır. Değişen sürelerle bağlı olarak ise 0 ile 15880 kJ/kg KM arasında değişen farklı özgül enerji (ÖE) değerleri ile çalışılmıştır. Ultrasonik arıtma uygulamasında kullanılan deney koşulları Tablo 2’de verilmiştir.

Özgül enerji (Bougrier vd., 2006) ultrasonik güç (P), uygulama süresi (t), örnek hacmi (V) ve başlangıç kuru madde konsantrasyonu (KM<sub>0</sub>) kullanılarak aşağıda verilen bağıntı ile hesaplanmıştır.

$$\text{ÖE} = P (W) * t (s) / V (L) * \text{KM}_0 (g/L) \quad (1)$$

### BMP testi

Ultrasonik ön arıtma işleminin çamurun mezofilik koşullar altında anaerobik parçalanabilirliği üzerine etkisini belirlemek amacıyla BMP testi uygulanmıştır. Bu amaçla, ham çamur örneğinde ve optimum özgül enerji kullanılarak ultrasonik ön arıtma uygulanmış çamur örneğinde BMP testi yürütülmüştür. BMP testinde 150 mL hacmindeki serum şişelerine 1/2 oranında aktif çamur ve anaerobik aşı çamuru ilave edilmiştir. Toplam hacimin (60 mL) %20’si olacak şekilde tüm makro ve mikro nütrientleri içeren bazal solüsyon eklenmiştir (Speece, 1996). Anaerobik koşulların sağlanması amacıyla serum şişeleri 3-4 dakika süreyle %25 CO<sub>2</sub> ve %75 N<sub>2</sub> içeren gaz karışımından geçirilmiştir. Serum şişeleri 35 ± 2°C sıcaklıktaki inkübatörde bekletilmiş; metan gazı oluşumu, şişelerin %3 NaOH (ağırlık/hacim) içeren sıvıdan geçirilmesiyle ölçülmüştür (Razo-Flores vd., 1997).

Tablo 2. Deney koşulları

Uygulama süresi (dk.)	Ultrasonik güç (Watt)	Özgül enerji (kJ/ kg KM)	Güç yoğunluğu (W/mL)
1	20	112	0.040
5	26	729	0.052
10	32	1794	0.064
15	36.2	3045	0.072
20	39.4	4419	0.079
25	40	5607	0.080
30	40.4	6796	0.081
35	41.2	8086	0.082
40	43.2	9690	0.086
45	44.4	11204	0.089
50	46	12897	0.092
55	46.4	14310	0.093
60	47.2	15880	0.094

### Analitik metotlar

Ultrasonik ön arıtma sonrasında çamurların dezantegrasyonu, KOİ<sub>ç</sub> ölçümlerine dayanarak belirlenen dezantegrasyon derecesi (DD) parametresi esas alınarak değerlendirilmiştir (Muller 2000). KOİ parametresi Standart Metotlarda verilen prosedüre (5220 B. Open Reflux Method) göre belirlenmiştir (APHA, 2005). Çamur suyundaki çözünmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ<sub>ç</sub>) ile azot ve fosfor konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla çamur örnekleri, analiz öncesinde 4°C sıcaklık, 10000 rpm hız değerinde 30 dk. santrifüjlenmiştir. Çözünmüş organik karbon (ÇOK) konsantrasyonları Shimadzu marka, ASI-V model bir TOC analizörü kullanılarak belirlenmiştir. Çamur suyundaki azot ve fosfor konsantrasyonları Nova 60 marka bir fotometre ile sırasıyla 14537 ve 00616 nolu Merck marka kitler kullanılarak belirlenmiştir. KM ve OM parametreleri Standart Metotlarda verilen prosedüre göre analizlenmiştir (APHA, 2005).

KM çözünürlüğü ve OM çözünürlüğü aşağıda verilen bağıntılar kullanılarak hesaplanmıştır (Bougrier vd., 2006):

$$\text{Ç}_{\text{KM}} = [(KM_0 - KM_u) / KM_0] \times 100\% \quad (2)$$

$$\text{Ç}_{\text{OM}} = [(OM_0 - OM_u) / KM_0] \times 100\% \quad (3)$$

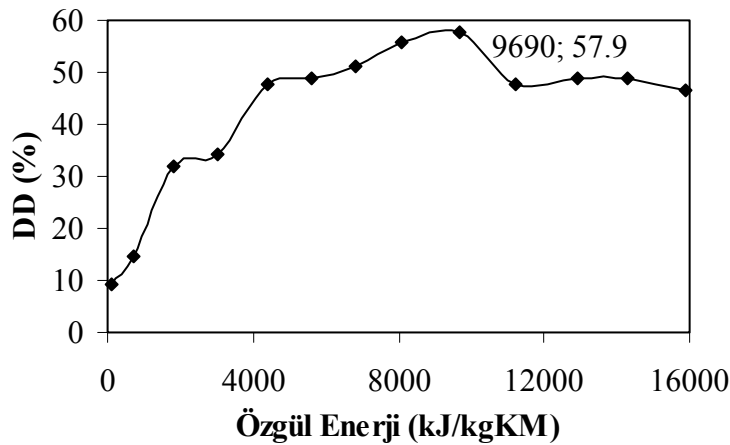
Partikül boyutu dağılımları Malvern marka, 2000QM model bir partikül boyutu analizörü kullanılarak belirlenmiştir. Çamur içeriğindeki hücre dışı polimerik maddeler ısıl ekstraksiyon tekniği kullanılarak ekstrakte edilmiştir

(Goodwin vd., 1985; Frolund vd., 1996). Ekstraksiyon sonrasında örneklerdeki protein içerikleri protein kitleri kullanılarak spektrofotometrik olarak analizlenmiştir (Prosedür No. TP0300 Micro Lowry, Sigma). Anaerobik olarak çürütülen çamurların filtrelenebilirlik özelliklerini belirlemek amacıyla uygulanan kapiler emme süresi testi Triton marka A-304M model bir KES analizörü kullanılarak yürütülmüştür.

### Sonuçlar

Dezantegrasyon derecesi, çamurun çözünebilirliğinin son kademesini belirlemede kullanılan bir parametredir (Bougrier vd., 2005). Şekil 1'de görüldüğü gibi dezantegrasyon derecesi artan özgül enerji seviyesine bağlı olarak artmıştır.

1000 kJ/kg KM değerinden daha düşük özgül enerji seviyelerinde oldukça düşük dezantegrasyon derecesi değerleri elde edilmiştir. 729 kJ/kg KM uygulamasında DD değeri %14.8 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen bu sonuç Bougrier ve diğerleri (2005) tarafından elde edilen sonuç ile uyum içindedir. En yüksek DD değeri 9690 kJ/kg KM özgül enerji ve 40 dakika ultrasonik arıtım süresiyle elde edilmiş ve bu uygulamada DD değeri %57.9 olarak belirlenmiştir. 9690 kJ/kg KM'nin üzerindeki uygulamalarda düşen DD değerlerini hidroksil radikallerinin yüksek oksidasyon etkisi ile açıklamak mümkündür. Yüksek enerji seviyelerinde ultrasonik arıtma, çamur çözünürlüğünü takiben çamur mineralizasyonuna yönelik bir etki göstermektedir.



Şekil 1. Özgül enerjinin fonksiyonu olarak değişen dezantegrasyon derecesi değerleri

Ultrasonik ön arıtma işlemi biyolojik çamurların fiziksel ve kimyasal özelliklerinin değişmesine yol açmaktadır. Çamur örneklerinin sıcaklıkları artan özgül enerji seviyesine bağlı olarak artış göstermiş ve uygulanan en yüksek enerji seviyesinde 22°C'den 72°C'ye yükselmiştir. Buna karşılık ultrasonik ön arıtma işlemi ile çamurların pH değerleri azalmış; ham çamurda 6.95 iken en yüksek özgül enerji uygulamasında 6.16 olarak belirlenmiştir.

Tablo 3'te farklı özgül enerji değerleri için elde edilen partikül boyutu sonuçları özetlenmiştir. Ultrasonik arıtma uygulaması çamurda partikül boyutu azalmasına neden olmuştur. Artan özgül enerji seviyesine bağlı olarak çamur partikül boyutunda azalma meydana gelmiştir. Partikül boyutu sonuçları çamur dezentegrasyonunun varlığını göstermekle birlikte proses optimizasyonu açısından yeterli bir parametre değildir. Hacim ağırlıklı ortalama dikkate alındığında, en yüksek partikül boyutu indirgenmesi %62 olarak 9690 kJ/kg KM özgül enerji uygulamasında elde edilmiştir.

Ultrasonik işlem ile hücre içi materyalin çözünmesi sıvı fazda toplam azot ve toplam fosfor artışına neden olmaktadır. Çamur sıvı fazındaki toplam azot ve toplam fosfor konsantrasyonları değişimi Şekil 2(b)'de verilmiştir. Çamur sıvı fazındaki toplam azot ve toplam fosfor konsantrasyonları artan özgül enerjiye bağlı olarak artmıştır. Toplam azot konsantrasyonu 11204 kJ/kg KM özgül enerji ve 45 dakika ultrasonlama süresi uygulandığında 25 mg/L'den 256 mg/L'ye çıkmış ve ham çamur suyundaki azot konsantrasyonuna oranla %924 artmıştır.

Toplam fosfor konsantrasyonu 6000 kJ/kg KM'nin üzerindeki özgül enerji değerlerinde neredeyse sabitlenmiştir. 40 dakika ultrasonlama süresi ve 9690 kJ/kg KM özgül enerji uygulamasında toplam fosfor ham çamur suyundaki fosfor konsantrasyonuna oranla %208 artmış, 41.3 mg/L'den 127 mg/L'ye çıkmıştır.

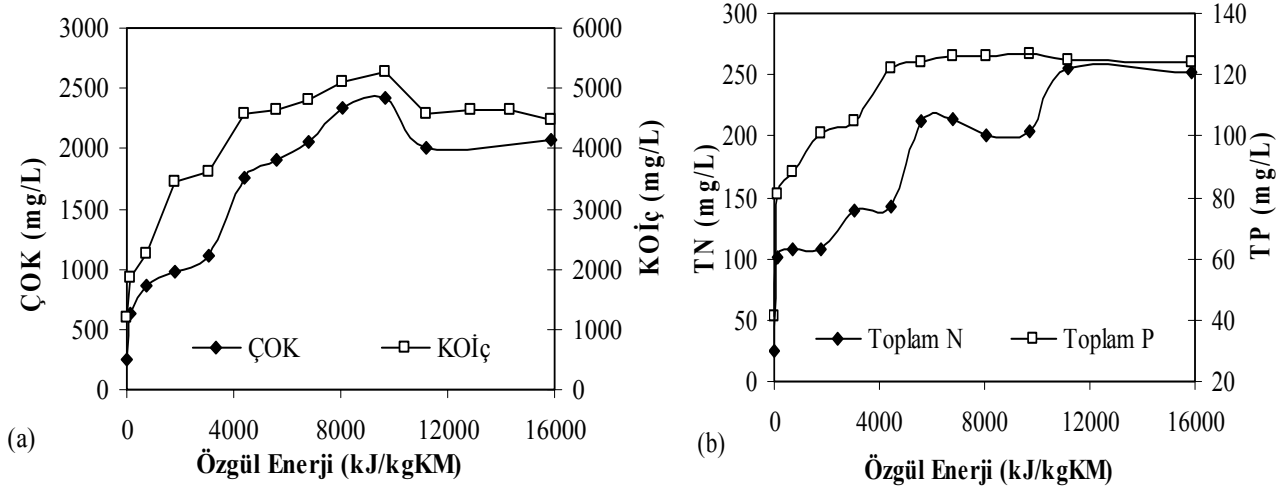
Ultrasonik arıtma uygulaması sonrasında çamurların filtrelenebilirlik özelliklerini belirlemek amacıyla uygulanan KES testi sonuçları Şekil 3'te verilmiştir. Sonuçlara bakıldığında artan özgül enerji seviyesine bağlı olarak KES değerlerinin arttığı görülmektedir. Ultrasonik arıtma uygulaması çamurların filtrelenebilirlik özelliğini olumsuz etkilemiştir.

Ultrasonik ön arıtma işlemi çamurda toplam ve organik katı maddelerin çözünürlüğünü artırarak çamurlarda katı madde indirgenmesine olanak sağlamıştır (Şekil 4). Toplam organik katıların çözünürlüğü artan özgül enerji seviyelerine bağlı olarak artmıştır. En yüksek katı madde ve organik madde çözünürlük değerleri sırasıyla %11.45 ve %13.31 olarak 11204 kJ/kg KM özgül enerji uygulamasında elde edilmiştir. Organik madde çözünürlüğündeki artış anaerobik çürüme işlemindeki hidroliz aşamasının ortadan kalkması açısından oldukça önemlidir.

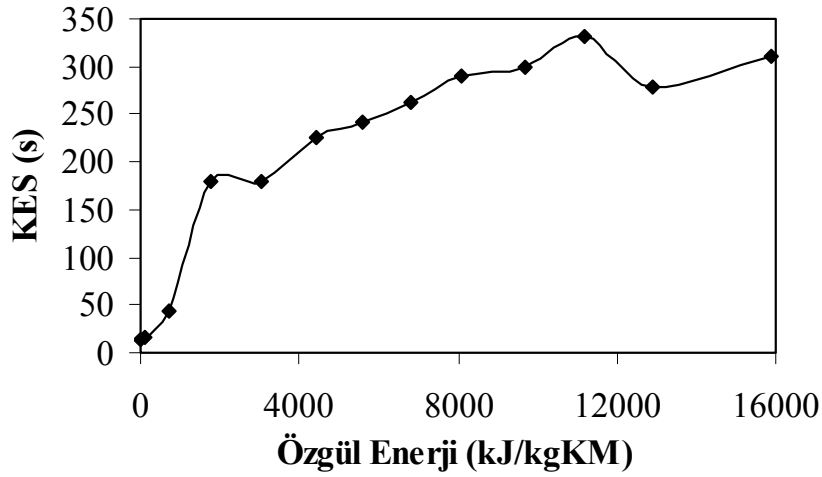
Şekil 5'te verilen protein sonuçlarına bakıldığında, 6000 kJ/kg KM özgül enerji Flok dezentegrasyonunun ilk aşaması hücre parçalanması ve hücre içi materyalin çamur sıvı fazına geçmesi, son aşaması ise hücre dışı polimerlerin parçalanması olduğu için ilk aşamada çamur üst suyunda protein içeriği artmakta ve daha sonra

Tablo 3. Farklı özgül enerji seviyelerinde elde edilen partikül boyutu değişimleri

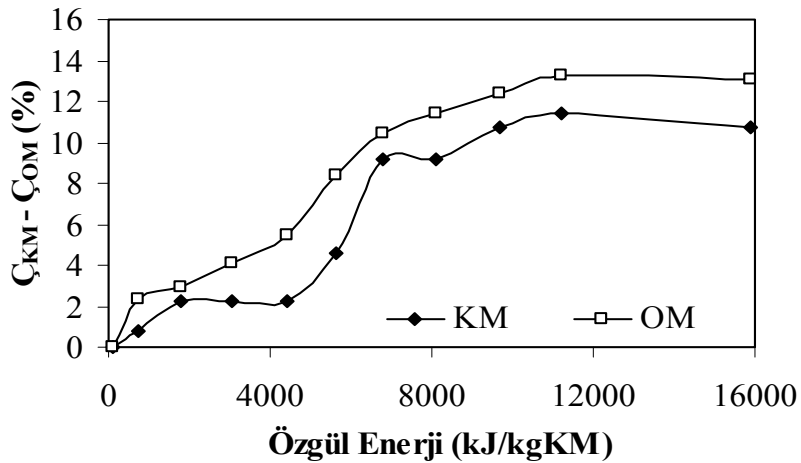
Özgül enerji (kJ/kg KM)	Partikül boyutu (µm)				
	Yüzey ağırlıklı ortalama D[3,2]	Hacim ağırlıklı ortalama D[4,3]	d (0.1)	d (0.5)	d (0.9)
0	16.155	107.822	8.010	45.230	265.591
112	12.426	98.091	6.011	36.879	261.668
1794	9.787	73.467	4.647	29.944	191.988
5607	9.583	63.571	4.744	24.407	197.345
9690	8.142	40.644	4.064	18.070	110.642
11204	4.768	47.360	1.858	13.303	121.986
15880	5.867	48.052	2.592	15.561	121.807



Şekil 2. Özgül enerjinin fonksiyonu olarak değişen çamur üst suyu özellikleri  
(a) ÇOK ve KOİç konsantrasyonları, (b) TN ve TP konsantrasyonları

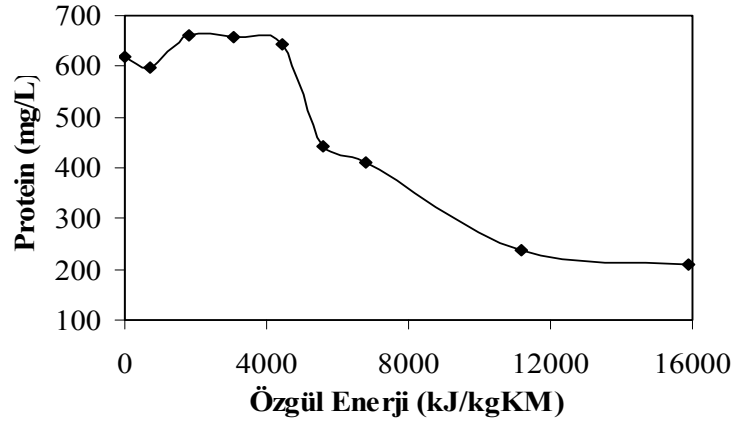


Şekil 3. Özgül enerjinin fonksiyonu olarak değişen KES değerleri



Şekil 4. Özgül enerjinin fonksiyonu olarak değişen katı madde ve organik madde çözünürlük değerleri





Şekil 5. Özgül enerjinin fonksiyonu olarak değişen protein konsantrasyonları

hücre dışı polimerlerin parçalanması ile çamurda protein içeriği azalmaktadır. Ultrasonik ön arıtma işlemi ile çamur içeriğindeki proteinlerin hidrolizi gerçekleşmiş; bu sonuç ultrasonik ön arıtma işleminin bir sonraki aşamadaki anaerobik çürüme işleminin hızlanmasına olanak sağlayacağını göstermiştir.

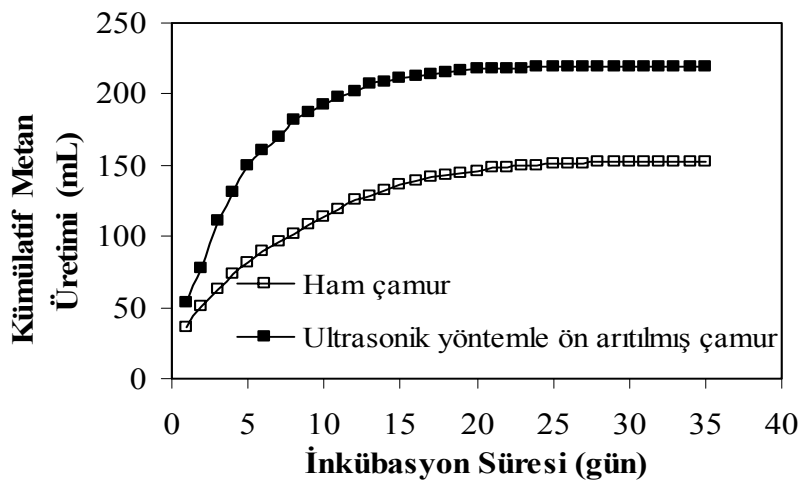
Ham çamur ve DD parametresi esas alınarak belirlenmiş en uygun koşulda (9690 kJ/kg KM özgül enerji, 40 dakika uygulama süresi) ultrasonik ön arıtma işlemi uygulanmış çamurların anaerobik parçalanabilirlik ve metan gazı oluşumu açısından değerlendirilmesi amacıyla uygulanmış olan BMP testi sonuçları Şekil 6'da verilmiştir.

Serum şişelerindeki 35 günlük inkübasyon sonrasında ultrasonik yöntemle ön arıtma işlemi

uygulanmış çamur örneğinde ham çamura kıyasla %44 daha fazla metan gazı oluşumu gözlenmiştir. Bu sonuç ultrasonik ön arıtma işleminin çamurun dezentegrasyonu amacıyla kullanıldığında çamurların anaerobik çürüme performansını geliştirdiğini göstermiştir.

### Değerlendirme

Bu çalışma sonucunda ultrasonik arıtma işleminin anaerobik çürüme öncesinde bir ön arıtma işlemi olarak kullanıldığında çamurun dezentegrasyonunu sağlayarak stabilizasyon derecesini artırdığı ve çürüme işleminde daha fazla metan gazı oluşumuna olanak sağladığı belirlenmiştir. En yüksek DD değeri (% 57.9) 9690 kJ/kg KM özgül enerji uygulamasıyla elde edilmiş olup bu enerji değerinin flok dezentegrasyonu için yeterli olduğu sonucuna varılmıştır. Ultrasonik ön



Şekil 6. BMP testi sonuçları

arıtma uygulaması çamurların pek çok özelliğini değiştirmiştir. KOİç, ÇOK, çamur suyunda toplam azot ve toplam fosfor analizi sonuçları, ultrasonik arıtma uygulaması ile artan özgül enerji seviyesine bağlı olarak çamurda çözülmüş organik madde konsantrasyonunun arttığını göstermiştir. Ultrasonik ön arıtma uygulaması çamurda partikül boyutu azalmasına neden olmuştur. Artan özgül enerji seviyesine bağlı olarak çamur partikül boyutunda azalma meydana gelmiştir. Ultrasonik ön arıtma işleminin çamurların filtrelenebilirlik özellikleri üzerine etkileri incelendiğinde ultrasonik arıtma uygulamasının biyolojik çamurların filtrelenebilirlik özelliğini olumsuz yönde etkilediği tespit edilmiştir. Ultrasonik ön arıtma uygulaması ile çamurda toplam katı madde ve organik madde çözünürlüğü artarak çamurlarda katı madde indirgenmesine ve anaerobik çürüme işleminin performansının artmasına neden olacağı sonucuna varılmıştır. Ultrasonik ön arıtma uygulaması sonucunda çamur içeriğinde azalan protein konsantrasyonları da bu sonucu desteklemiştir.

## Teşekkür

Bu makale TÜBİTAK 105Y337 numaralı proje kapsamında yürütülen bilimsel çalışmalar sonucunda gerçekleştirilmiştir. Yazarlar TÜBİTAK'a sağladığı destek için teşekkür etmektedirler.

## Kaynaklar

- APHA-AWWA-WEF, (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21<sup>st</sup> edition, Eaton, A.D. Clesceri, L.S. and Greenberg, A.E., eds.
- Biyu, S. ve Xiaofei, C., (2009). Effect of Aeolosoma hemprichi on excess activated sludge reduction, *Journal of Hazardous Materials*, **162**, 300-304.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenés, J.P. ve Carrère, H., (2006). Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability, *Chemical Engineering and Processing*, **45**, 711-718.
- Bougrier, C., Albasi, C. ve Delgenés, J.P., (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment, *Chemical Engineering Journal*, **106**, 163-169.
- Chu, C.P., Chang, B.V., Liao, G.S., Jean, D.S. ve Lee, D.J., (2001). Observations on changes in ul-

- trasonically treated waste-activated sludge, *Water Research*, **35**, 4, 1038-1046.
- Frolund, B., Palmigren, R., Keiding, G.K. ve Nielsen, P.H., (1996). Extraction of extracellular polymer from activated sludge using a cation Exchange resin, *Water Research*, **30**, 8, 1749-1758.
- Gonze, E., Pilot, S., Valette, E., Gonthier, Y. ve Bernis, A., (2003). Ultrasonic treatment of an aerobic activated sludge in a batch reactor, *Chemical Engineering and Processing*, **42**, 965-975.
- Goodwin, J.A.S. ve Forster, C.F., (1985). A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics, *Water Research*, **19**, 4, 1038-1046.
- Li, Y.Y. ve Noike, T., (1992). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment, *Water Science and Technology*, **26**, 857-866.
- Muller, J.A., (2003). Conditioning, thickening and dewatering of mechanically disintegrated excess sludge, *Separation Science and Technology*, **38**, 4, 889-902.
- Muller, J.A., (2000). Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment, *Water Science and Technology*, **41**, 8, 123-130.
- Muller, J.A., Winter, A. ve Strükmann, G., (2004). Investigation and assessment of sludge pretreatment processes, *Water Science and Technology*, **49**, 10, 97-104.
- Nickel, K. ve Neis, U., (2007). Ultrasonic disintegration of biosolids for improved biodegradation, *Ultrasonics Sonochemistry*, **14**, 450-455.
- Pham, T.T.H., Brar, S.K., Tyagi, R.D. ve Surampalli R.Y., (2009). Ultrasonication of wastewater sludge-Consequences on biodegradability and flowability, *Journal of Hazardous Materials*, **163**, 891-898.
- Razo-Flores, E., Lujton, M., Donlon, B.A., Lettinga, G. ve Field, J.A., (1997). Biodegradation of selected azo dye under methanogenic conditions, *Water Science and Technology*, **36**, 65-72.
- Riesz, P., Berdahl, D. ve Christman, L., (1985). Free radical generation by ultrasound in aqueous and nonaqueous solutions, *Environmental Health Perspectives*, **64**, 233-252.
- Show, K.Y., Mao, T. ve Lee, D.J., (2007). Optimisation of sludge disruption by sonication, *Water Research*, **41**, 4741-4747.
- Speece, R.E., (1996). *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*, Arche Press.
- Tiehm, A., Nickel, K. ve Neis, U., (1997). The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Water Science and Technology*, **36**, 11, 121-128.

- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M. ve Neis, U., (2001). Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, *Water Research*, **35**, 8, 2003-2009.
- Vranitzky, R. ve Lahnsteiner, J., (2005). Sewage sludge disintegration using ozone – A method of enhancing the anaerobic stabilization of sewage sludge, VA TECH WABAH, R&D Process Engineering, Siemensstrasse 89, A-1211, Vienna, Austria.
- Wang, F., Wang, Y. ve Ji, M., (2005). Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration, *Journal of Hazardous Materials*, **B1231**, 45-150.
- Weemaes, M. ve Verstraete, W., (2001). Other treatment techniques, *Sludge into Biosolids Processing, Disposal and Utilization*, Spinosa, L. ve Vesilind, P.A., eds, London, IWA Publishing: 364-383.
- Xie, B., Liu, H. ve Yan, Y., (2009). Improvement of the activity of anaerobic sludge by low-intensity ultrasound, *Journal of Environmental Management*, **90**, 260-264.
- Zawieja, I., Wolny, L. ve Wolski, P., (2008). Influence of excessive sludge conditioning on the efficiency of anaerobic stabilization process and biogas generation, *Desalination*, **222**, 374-381.
- Zhang, G., Zhang, P., Yang, J. ve Liu, H., (2008). Energy-efficient sludge sonication: Power and sludge characteristics, *Bioresource Technology*, **99**, 9029-9031.

# Elektrokoagülasyon prosesi ile üretilen arıtma çamurlarının reaktif boyar madde gideriminde adsorban olarak kullanılabilirliği

OlcaY TÜNAY\*, Emine METİN, Işık KABDAŞLI ve Tuğba ÖLMEZ-HANCI

İTÜ İnşaat Fakültesi, ÇevreMühendisliği Bölümü, 34469, Ayazağa, İstanbul

## Özet

*Bu çalışmada, elektrokoagülasyon (EK) prosesinden kaynaklanan arıtma çamurlarının tekstil son işlemleri boya banyolarında yaygın olarak kullanılan reaktif boyarmaddelerin adsorpsiyon yöntemi ile gideriminde adsorban olarak kullanılabilirliği araştırılmıştır. Elektrolit olarak 1500 mg/L NaCl kullanılarak, 22.5 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğunda EK uygulamaları yürütülmüş ve 10 ile 90 dakika arasında değişen sürelerde elektrokoagülatörden alınan çamurların adsorban olarak kullanılabilirliği çelik ve alüminyum elektrodların kullanılması durumları için ayrı ayrı incelenmiştir. Çalışma kapsamında adsorpsiyon özellikleri incelenen Reactive Black 5, Crimson HEXL ve Yellow HE4R reaktif boyar maddeleri, çelik elektrodların kullanıldığı elektrokoagülasyon uygulamalarında üretilen arıtma çamurları ile %90'ın üzerinde verimlerle giderilmişlerdir. EK prosesi ile üretilen Fe(OH)<sub>3</sub> çamurunun proste gerçekleşen oksidasyon redüksiyon reaksiyonları çerçevesinde yüzeyinin modifiye olup olmadığının araştırılması ve karşılaştırma yapmak amacı ile FeCl<sub>3</sub> kullanılarak gerçekleştirilen koagülasyon ve bu prosesle oluşturulan taze Fe(OH)<sub>3</sub> floklarının kullanımıyla yürütülen adsorpsiyon deneylerinde elde edilen giderim verimleri ise Reactive Black 5 için %2-14, Crimson HEXL için %10-12, Yellow HE4R için ise %13-18 olarak bulunmuştur. Elde edilen bu sonuçlar ışığında EK uygulaması esnasında taze oluşturulan Fe(OH)<sub>3</sub> floklarının yüzeylerinin modifiye olduğu söylenebilmektedir. Alüminyum elektrodların kullanılması durumunda ise Reactive Black 5 boyar maddesi için ancak 5 g/L gibi çok yüksek adsorban dozajında %63 gibi bir giderme verimi elde edilebilmiştir. Crimson HEXL ve Yellow HE4R için ise 1 g/L adsorban dozajında %95'in üzerinde boyar madde gideriminin olduğu tespit edilmiştir. Alüminyum elektrodlar kullanıldığı EK prosesi ile oluşturulan Al(OH)<sub>3</sub> çamurunun adsorpsiyon kapasitesinin çelik elektrotlar ile oluşturulan Fe(OH)<sub>3</sub> çamuruna göre çok daha düşük olduğu elde edilen sonuçlar ışığında söylenebilmektedir.*

**Anahtar Kelimeler:** Adsorpsiyon, alüminyum elektrodlar, çelik elektrodlar, elektrokoagülasyon, reaktif boyar madde, tekstil endüstrisi.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: OlcaY TÜNAY, tunayol@itu.edu.tr; Tel: (212) 285 65 75.

Bu makale, 04-06 Kasım 2009 tarihleri arasında İzmir'de düzenlenen 2. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu'nda sunulan bildiriler arasından, İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü dergisinde basılmak üzere seçilmiştir. Makale metni 19.12.2009 tarihinde dergiye ulaştırılmış, 02.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Feasibility of the use of electrocoagulation process sludges as adsorbents for the removal of dyestuffs

### Extended abstract

The textile industry plays a significant role in the economy of several countries around the world. Dyeing is a fundamental operation during textile fiber processing. This operation causes the production of more or less colored wastewater, depending on the degree of fixation of the dyestuffs on the substrates, which varies with the nature of the substances, the desired intensity of coloration, and the application method. Little attention has been paid to color since it was considered a problem only of aesthetics. Recently the color in textile wastewaters has been investigated for its effects on wastewater treatment systems and on the environment. Color, depending on its origin, is not only a problem of aesthetics but also of toxicity and reduced biodegradability because of the complex nature of used dyestuff. Disposal of this colored water into receiving water may cause toxicity to aquatic life. The dyes can upset the biological activity in water bodies. They also pose a hazard because they may be mutagenic and carcinogenic and can cause severe damage to human beings. Various treatment methods including, physical, physico-chemical and chemical processes have been investigated for treating dye bearing effluents. All these methods have different color removal capabilities, capital and operating costs. Among these processes, adsorption has been found to be superior to other techniques for wastewater treatment in terms of initial cost, simplicity of design, ease of operation and insensitivity to toxic substances. For instance activated carbon which has a high adsorption capacity for organic molecules is commonly used as an adsorbent for color and organic material removal from wastewater. But the activated carbon is an expensive adsorbent and its recycling processes are extra costly for operation. Several wastes and residues have been investigated for the adsorption of dye bearing effluents with varying success. However, new economical and highly effective adsorbents are still needed. Electrochemical technologies contribute in many ways to a cleaner environment and cover a very broad range of techniques. There has been a growing interest in the use of environmental electrochemistry. Environmental electrochemistry involves electrochemical techniques in order to remove impurities and to prevent environmental pollution. Among these techniques, electrocoagulation (EC) is an electrolytic process that generates metallic hydroxide flocks in situ via electro-

dissolution of the soluble sacrificial anode immersed in the wastewater. The electrochemically generated metallic ions can be hydrolyzed next to the anode and generate a series of metal hydroxides. The generated metal hydroxides are believed to be responsible for the adsorption of the dissolved pollutants. Therefore the use of electrochemically generated metal hydroxide sludge can be a potential adsorbant for adsorptive removal of dyestuffs from aqueous solution.

In this study, use of sludges generated through the electrocoagulation process which is of a common interest, for the removal of reactive dyestuffs that are frequently used in the textile industry, by adsorption was investigated. Scope of the study included the adsorption of Reactive Black 5, Crimson HEXL and Yellow HE4R reactive dyes onto the sludges generated through electrocoagulation using stainless steel and aluminum electrodes.

Study results indicated that all dyestuffs were removed with efficiencies over 90% using the sludges produced by the use of stainless steel electrodes. 66 and 100% removals were observed for Crimson HEXL with 200 and  $\geq 1000$  mg/L of electrochemically generated  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sludge. The same trend was also seen for Reactive Black 5 and Yellow HE4R. This increase in color removal efficiencies was attributed to the increase in available adsorption area with the increase in adsorbent dose. The sludges produced by coagulation using  $\text{FeCl}_3$  were used to compare the adsorption capacities of freshly coagulated  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  and electrochemically generated  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sludges. Fresh coagulation sludges provided removals 2-14%, 10-12% and 13-18% for Reactive Black 5, Crimson HEXL and Yellow HE4R, respectively. From the results of experimental studies it can be concluded that the surface modification of  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sludges occurred during electrocoagulation thus increasing the adsorption capacity. However, the sludges generated by the use of aluminum electrodes yielded over 95% removal of Crimson HEXL and Yellow HE4R dyes at 1 g/L solid doses, while Reactive Black 5 could be removed 63% at a high solid dose of 5 g/L. The results of the study indicated that electrochemically generated  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sludge is an effective adsorbent for reactive dye stuff. All studied reactive dyestuffs have been effectively removed by adsorption on electrochemically generated  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sludge.

**Keywords:** adsorption, aluminium electrodes, electrocoagulation, reactive dyestuff, stainless steel electrodes, textile industry.

## **Giriş**

Tekstil endüstrisi ülkemiz ekonomisinde önemli bir paya sahiptir. Bu endüstri dalında çok çeşitli üretim prosesleri olması sebebi ile birim atıksu miktarı, atıksuda bulunan kirletici tür ve konsantrasyonları farklılık göstermektedir. Boyama işleminin yapıldığı tekstil endüstrisi atıksularının en karakteristik kirletici parametrelerinden biri renktir. Bu nedenle boyar maddelerin moleküler özellikleri ve çevresel açıdan taşıdıkları önem nedeni ile arıtılabilirliklerinin araştırılması ve arıtma seçeneklerinin ortaya konulması büyük önem taşımaktadır. Renk giderim yöntemleri arasında kimyasal çöktürme, kimyasal oksidasyon ve adsorpsiyon prosesleri sıralanabilmektedir (Southern, 1995; Tünay vd., 1996; Kabdaşlı vd., 2002; Joo vd., 2005). Bu arıtma yöntemleri arasında yer alan adsorpsiyon prosesi hem verimliliği hem de işletme kolaylığı açısından yaygın olarak kullanılmaktadır. Bununla birlikte adsorpsiyon prosesinin uygulanmasındaki en önemli dezavantajlarından biri işletme maliyetidir. Bu çerçevede daha düşük maliyetli çeşitli adsorbanların boyar madde diğer bir ifadeyle renk gideriminde kullanılabilirliği ile ilgili çalışmalar yürütülmektedir (Al-Degs vd., 2008; Papic vd., 2004). Son yıllarda ağır metal çöktürme çamurlarının boyar madde gideriminde adsorban olarak kullanımı oldukça ilgi çekmekte ve bu konuda araştırmalar yürütülmektedir (Namasivayam vd., 1994; Netpradit vd., 2003; Santos vd., 2008). Buna karşın diğer kimyasal arıtma çamurlarının bu amaçla kullanılabilirliği ile ilgili çalışmalar sınırlıdır. Son yıllarda su ve atıksu arıtımında kullanılmaya başlanmış olan elektrokoagülasyon (EK) prosesi uygulanması kolay ve çoğu organik ve inorganik kirleticinin gideriminde etkili bir yöntemdir (Mollah vd., 2001). Dışarıdan koagülan ilavesi gerektirmeyen bu yöntemde, koagülan kurban elektrotların (anodun) elektrokimyasal reaksiyonlar ile çözünmesi sonucu sistemde oluşturulmaktadır (Chen, 2004). EK prosesinde ucuz olması ve kolay teminleri nedeniyle alüminyum, hurda demir, demir ve çelik elektrotlar yaygın olarak kullanılmaktadır. EK prosesi sonucu oluşan çamur temel olarak metal oksitleri/hidroksitleri içermesi nedeniyle kolay çökebilir ve susuzlaştırılabilir bir yapı sergilemektedir. Yerinde üretilen bu metal hidroksitlerin adsorplama kapasitelerinin sisteme dışarıdan eklenen metal tuzları ile elde edilenlere göre çok daha yüksektir (Metin, 2009). Dolayısıyla EK prosesi sonucu oluşan çamurların adsorban olarak kullanımının incelenmesi oldukça ilgi çekici bir araştırma konusudur.

len bu metal hidroksitlerin adsorplama kapasitelerinin sisteme dışarıdan eklenen metal tuzları ile elde edilenlere göre çok daha yüksektir (Metin, 2009). Dolayısıyla EK prosesi sonucu oluşan çamurların adsorban olarak kullanımının incelenmesi oldukça ilgi çekici bir araştırma konusudur.

Bu çalışmanın amacı EK prosesi esnasında üretilen arıtma çamurlarının adsorpsiyon malzemesi olarak kullanılabilirliğinin araştırılmasıdır. Bu amaçla EK prosesinin, farklı elektrod malzemelerinin kullanılması ve işletim sürelerinde çalıştırılması sonucunda üretilen çamurların adsorpsiyon özellikleri, reaktif boyar maddeler kullanılarak araştırılmıştır. Bu çamurların adsorpsiyon özellikleri geleneksel koagülasyon proseslerinden elde edilen çamurlar ile karşılaştırmalı olarak değerlendirilmiştir.

## **Materyal ve metot**

Deneysel çalışmalar, Türkiye’de ve dünyada yaygın olarak kullanılan Yellow HE4R, Crimson HEXL ve Reactive Black 5 (RB 5) isimli üç farklı reaktif boyar madde ile hazırlanan sentetik numuneler üzerinde yürütülmüştür. Boyar maddeler deneysel çalışma öncesi hidroliz edilmiştir. Hidroliz işlemleri, pH 12 değerine ayarlanmış numunelerin 1 saat süre ile 50°C sıcaklıkta ısıtılması ile gerçekleştirilmiştir.

## **Elektrokoagülasyon ve koagülasyon uygulamaları**

EK çamurlarının oluşturulması için yürütülen deneysel çalışmalarda polietilen malzemeden yapılmış, altı adet paralel bağlı elektrot ile donatılmış bir elektrokoagülatör kullanılmıştır. Elektrod materyali olarak her biri 38.5 cm<sup>2</sup> aktif yüzey alanına sahip alüminyum ve 316 (SS) paslanmaz çelik elektrotlar kullanılmış ve elektrotlar arası açıklık 3 mm olarak seçilmiştir. Yapılan ön deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar ışığında EK çamurlarının üretimi için optimum işletim parametreleri 1500 mg/L NaCl (elektrolit) konsantrasyonu ve 22.5 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğu olarak belirlenmiştir. Geleneksel koagülasyon prosesleri ile çamur üretimi için ise FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O koagülanı kullanılmıştır.

### Deneylerin yürütülüşü

EK çamurlarının üretiminde, güç kaynağında istenilen akım ayarlaması (5A) yapıldıktan sonra reaktör çalıştırılmıştır. Reaktörden 0., 10., 20., 30., 60., 90., 120. dakikalarda alınan çamur numuneleri boyar madde içeren sentetik numuneler üzerine ilave edilmiştir.  $FeCl_3$  ile koagülasyon ve  $FeCl_3$  koagülasyonu ile oluşturulan taze çamurun kullanımıyla yürütülen adsorpsiyon deneylerinde EK uygulamaları sırasında 30. dakikada elde edilen çamur miktarları ve bu süre sonunda ulaşılan pH değerleri dikkate alınmıştır. Adsorpsiyon deneyleri 200 rpm sabit karıştırma hızında ve  $25 \pm 1^\circ C$  sabit sıcaklıkta orbital karıştırıcı kullanılarak kesikli düzende gerçekleştirilmiştir. Orbital karıştırıcıda 120 dakika boyunca adsorpsiyonu sağlanan boyar maddeler ilk olarak askıda katı madde tayini (AKM) için AP40 Millipore marka cam elyafı ve absorban ölçümleri için AG marka 0.45  $\mu m$ 'lik selüloz asetat filtre kağıtlarından süzülümüştür. EK uygulaması sonucunda oluşan çamur miktarları AKM ölçümleri ile belirlenmiştir.

### Analiz yöntemleri

Boyar madde konsantrasyonlarının belirlenmesinde Scinco marka spektrofotometre cihazı kullanılmıştır. Ölçümler her bir boyar madde için belirlenmiş olan spesifik dalga boylarında gerçekleştirilmiştir. Yellow HE4R için 410 nm, Crimson HEXL için 546 nm ve RB 5 için ise 598 nm dalga boylarında ölçümler yapılarak klibrasyon eğrileri çıkartılmıştır. Adsorpsiyon deneylerinde Thermo Forma marka orbital karıştırıcı kullanılmıştır. Deneysel çalışmada pH ayarlamaları için HCl ve NaOH çözeltileri kullanılmış ve pH ölçümleri Thermo Orion model 720A+ pH metre ile yapılmıştır. Deneylerdeki ölçümler sırasında kullanılan tüm analiz yöntemleri Standart Yöntemlere (APHA, 2005) uygun olarak yapılmıştır.

### Deneysel sonuçlar

Elektrolit olarak 1500 mg/L NaCl kullanılarak,  $22.5 \text{ mA/cm}^2$  akım yoğunluğunda yürütülen EK uygulamalarında, 10 ile 90 dakika arasında değişen sürelerde elektrokoagülatörden alınan çamurların adsorban olarak kullanılabilirliği çelik ve alüminyum elektrodların kullanılması du-

rumları için ayrı ayrı incelenmiştir. Çalışılan her üç boyar maddenin çelik elektrodlar kullanılarak üretilen çamurlar ile giderim verimleri Tablo 1'de verilmektedir. Tablo 1'den de görüldüğü üzere RB5 boyar maddesinin gideriminde, adsorban miktarının 1 g/L'nin üzerine çıktığı denemelerde %90'nın üzerinde giderim verimleri elde edilmiştir. Adsorban miktarının 1 g/L'nin altında kaldığı durumlarda ise azalan adsorban miktarıyla adsorpsiyon veriminde belirgin düşüşler meydana gelmiştir. Aynı EK işletme koşulları kullanılarak gerçekleştirilen EK uygulamasında oluşan çamurların Crimson HEXL boyar maddenin adsorpsiyonunda kullanıldığı deneysel çalışmada ise adsorban miktarının yaklaşık 1000 mg/L olduğu durumlarda boyar maddenin tamamen giderildiği görülmektedir. Adsorpsiyon veriminin %66 ile sınırlı kaldığı durumda ise ortamda 200 mg/L adsorban bulunması nedeniyle düşük giderim verimleri elde edilmiştir. Yellow HE4R boyar maddesi için ise adsorban dozajının 600 mg/L'nin altında kaldığı durumlarda %80 civarında boyar madde giderim verimleri elde edilmiştir. Adsorban dozajının 990 mg/L olduğu halde ise giderim verimi %88'e yükselmiştir. Deneysel çalışma sonuçlarından da görüldüğü üzere çelik elektrodların kullanılması halinde çalışılan EK işletme koşullarında her üç boyar madde için de yüksek giderme verimleri elde edilmiş ve çamur (adsorban) miktarının prosesi önemli ölçüde etkilediği ve artan çamur miktarı ile giderme verimlerinin arttığı saptanmıştır.

EK prosesi ile üretilen  $Fe(OH)_3$  çamurunun proste gerçekleşen oksidasyon redüksiyon reaksiyonları çerçevesinde yüzeyinin modifiye olup olmadığının araştırılması ve karşılaştırma yapmak amacı ile gerçekleştirilen  $FeCl_3$  ile koagülasyon ve  $FeCl_3$  koagülasyonu ile oluşturulan taze çamurun kullanımıyla yürütülen adsorpsiyon deneylerinin sonuçları her üç boyar madde için Tablo 2'de verilmektedir. Tablo 2'den de görüldüğü üzere  $FeCl_3$  ile koagülasyonu ve  $FeCl_3$  koagülasyonu ile oluşturulan taze  $Fe(OH)_3$  çamurunun kullanımıyla yürütülen adsorpsiyon deneylerinde elde edilen giderim verimleri %10'lar mertebesiyle sınırlı kalmıştır. Elde edilen bu giderme verimleri EK arıtma çamuru kullanımıyla elde edilenlere göre oldukça

Tablo 1. RB5, Crimson HEXL ve Yellow HE4R boyar maddelerinin çelik elektrodların kullanıldığı EK çamurları ile giderimi (EK işletme koşulları: 1500 mg/L NaCl, 22.5 mA/cm<sup>2</sup>)

	EK süresi* (dk.)	Boyar madde giriş konsantrasyonu (mg/L)	Adsorpsiyon sonrası			
			pH	Boyar madde çıkış konsantrasyonu (mg/L)	Boyar madde giderimi (%)	Adsorban** (g/100 mL)
<b>RB5</b>	10	42	10.4	17.8	58	0.019
	20	42	10.8	6.6	84	0.074
	30	42	10.8	3.8	91	0.101
	60	42	9.6	1.5	96	0.181
	90	42	10.6	2.2	95	0.210
<b>Crimson HEXL</b>	10	58	10.7	19.7	66	0.021
	30	58	10.3	<1	100	0.099
<b>Yellow HE4R</b>	10	54	10.0	11.0	80	0.034
	20	54	10.3	9.0	83	0.056
	30	54	10.2	6.5	88	0.099

\* EK çamurunun alındığı süre, \*\*AKM cinsinden kuru ağırlık

Tablo 2. Koagülasyon-flokülasyon ve taze oluşturulmuş Fe(OH)<sub>3</sub> ile adsorpsiyon deneyleri

		Giriş konsantrasyonu (mg/L)	Çıkış konsantrasyonu (mg/L)	Giderim (%)	pH*	Fe(OH) <sub>3</sub> miktarı (g/100mL)
RB5	Koagülasyon	56	48	14	8.8	0.1730
	Adsorpsiyon**	56	55	2	8.5	0.1621
Crimson HEXL	Koagülasyon	60	53	12	8.0	0.0658
	Adsorpsiyon**	60	54	10	8.7	0.0546
Yellow HE4R	Koagülasyon	56	46	18	8.5	0.1034
	Adsorpsiyon**	56	49	13	8.5	0.0966

\* Uygulama sonunda ulaşılan

\*\* Koagülasyon çamuru ile

düşüktür. Elde edilen bu sonuçlar EK uygulaması esnasında taze oluşturulan Fe(OH)<sub>3</sub> floklarının yüzeylerinin modifiye olduğu görüşünü desteklemektedir.

Fe(OH)<sub>3</sub> katı fazının izoelektrik noktası pH 8.5 olarak literatürde verilmektedir (Parks, 1965). pH 8.5'in altında Fe(OH)<sub>3</sub> floklarının yüzey yükü pozitif değer almakta, pH 8.5'un üzerinde ise negatif yüklenmektedir. Reaktif boyar maddele-

rin yüklerinin negatif olduğu düşünüldüğünde pH 8.5 üzerinde yürütülen adsorpsiyon uygulamalarının başarısız olması beklenmektedir. Bu görüş Tablo 2'de verilen sonuçlar ile de doğrulanmaktadır. Bununla birlikte EK çamurları ile yürütülen çalışmalarda ise bu görüşün aksine oldukça yüksek giderim verimleri elde edilmiştir. Elde edilen bu yüksek giderim verimleri EK uygulaması esnasında üretilen çamurun yüzeyinin modifiye olması ile izah edilebilmektedir.



Bu yüzey modifikasyonu çözeltide oluşan pozitif yüklü demir hidroksokomplekslerinin Fe(OH)<sub>3</sub> flokları üzerinde yüzey kompleksi olarak bağlanması ve Fe(OH)<sub>3</sub> floklarının bu oluşumla tekrar pozitif yüklenmesi ile açıklanabilmektedir.

Çelik elektrotlarla mukayese yapabilmek amacıyla alüminyum elektrotları ile yürütülen EK uygulamasında da optimum işletme koşulları 1500 mg/L NaCl ve 22.5 mA/cm<sup>2</sup> akım yoğunluğu olarak seçilmiştir. Bu işletme koşullarında alüminyum elektrotlar kullanılarak gerçekleştirilen EK uygulaması esnasında üretilen çamurunun adsorban olarak kullanıldığı adsorpsiyon deneylerinde elde edilen sonuçlar her üç boyar madde için de Tablo 3’de verilmiştir.

Tablo 3 incelendiğinde artan adsorban dozajıyla RB5 boyar maddesinin adsorpsiyon yöntemiyle

giderim veriminde artış olduğu görülmektedir. Bununla birlikte en yüksek adsorban dozajında (4760 mg/L) bile %63’lük bir giderme verimi elde edilmiştir. Bu sonuçlar çelik elektrotlarla yürütülen deneylerden elde edilenlerle karşılaştırıldığında (Tablo 1) alüminyum elektrotların kullanımıyla üretilen EK çamurlarının RB5 boyar maddesini adsorplama kapasitesinin daha düşük olduğu sonucuna varılmaktadır. Benzer şekilde 2220 mg/L’ye kadar artan adsorban dozajlarında Crimson HEXL boyar maddesinin giderim veriminde artış meydana gelmiş ve 2220 mg/L ve üzeri dozajlarda ise boyar maddenin tamamı adsorplanmıştır. Yellow HE4R boyar maddesinin alüminyum elektrotların kullanıldığı EK çamurları ile adsorpsiyonunda adsorban dozajının 330 mg/L’den 610 mg/L’ye artması durumunda giderme verimi %78’den %91’e yükselmiştir. Bununla birlikte Yellow HE4R boyar maddesi için bu etki 610 mg/L’ nin

Tablo 3. RB5, Crimson HEXL, Yellow HE4R boyar maddelerinin alüminyum elektrotların kullanıldığı EK çamurları ile giderimi (EK işletme koşulları: 1500 mg/L NaCl, 22.5 mA/cm<sup>2</sup>)

	EK süresi* (dk.)	Boyar madde giriş konsantrasyonu (mg/L)	Adsorpsiyon sonrası			
			pH	Boyar madde çıkış konsantrasyonu (mg/L)	Boyar madde giderimi (%)	Adsorban** (g/100 mL)
RB5	10	42	8.6	35.5	15	0.036
	20	42	9.0	34.9	17	0.067
	60	42	8.9	29.4	30	0.225
	90	42	9.1	17.7	59	0.345
	120	42	9.1	15.7	63	0.476
Crimson HEXL	10	64	8.5	17.3	73	0.041
	20	64	8.8	7.6	88	0.063
	30	64	8.5	2.7	96	0.106
	60	64	8.8	<1	100	0.222
	90	64	8.9	<1	100	0.360
	120	64	9.1	<1	100	0.490
Yellow HE4R	10	52	8.5	11.4	78	0.033
	20	52	8.9	4.5	91	0.061
	30	52	8.5	2.6	95	0.101
	60	52	8.6	2.4	95	0.213
	90	52	8.8	1.4	97	0.360
	120	52	8.9	1.1	98	0.474

\* Uygulama sonunda ulaşılan

\*\*AKM cinsinden kuru ağırlık

üzerindeki adsorban dozajlarında daha az etkin olmaktadır. Adsorban miktarı 8 kat artması durumunda (610 mg/L'den 4740 mg/L'ye) adsorpsiyonla giderme veriminde sadece %7'lik ilave bir verim elde edilmiştir. Sonuçlardan da görüldüğü üzere alüminyum elektrotların kullanılması durumunda çelik elektrotlara göre boyar madde diğer bir ifadeyle renk giderme verimleri çok daha düşük seviyelerde kalmaktadır.

## **Değerlendirme**

Bu çalışmada tekstil endüstrisinde sıklıkla kullanılan reaktif boyar maddelerin adsorpsiyonunda, elektrokoagülasyon prosesinde çelik ve alüminyum elektrotların kullanımı ile üretilen çamurların adsorban olarak kullanılabilirliği deneysel olarak araştırılmıştır. Bu deneysel çalışma çerçevesinde elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

- Elektrokoagülasyon uygulamalarında çelik elektrotlar ile üretilen çamurların adsorban olarak kullanılması durumunda Reactive Black 5 boyar maddesi, 1 g/L ve üstündeki çamur miktarlarında %90 ve üstünde giderilmiştir. Crimson HEXL boyar maddesi ise 800 mg/L katı madde konsantrasyonunda tamamen giderilmiş, Yellow HE4R boyar maddesinin gideriminde %90 civarlarında verim elde edilebilmesi için 1 g/L adsorban dozajına ihtiyaç duyulduğu belirlenmiştir.
- Karşılaştırma amacı ile gerçekleştirilen FeCl<sub>3</sub> ile koagülasyon ve FeCl<sub>3</sub> koagülasyonu ile oluşturulan taze çamurun kullanımıyla yürütülen adsorpsiyon deneylerinde elde edilen giderim verimleri sırası ile Reactive Black 5 için %2-14, Crimson HEXL için %10-12, Yellow HE4R için ise %13-18 olarak bulunmuştur. Bu verimlerin EK arıtma çamuru kullanımıyla elde edilen giderme verimlerinin çok altında kaldığı tespit edilmiştir.
- Çelik elektrotların kullanıldığı elektrokoagülasyon uygulaması ile elde edilen çamurların izoelektrik noktasının değiştiği ve adsorpsiyon kapasitesinin arttığı deneysel sonuçlar ışığında söylenebilmektedir.
- Alüminyum elektrotları ile yürütülen EK çamurları ile gerçekleştirilen adsorpsiyon deneylerinde RB5 boyar maddesi için ancak 5

g/L gibi çok yüksek katı madde konsantrasyonunda %63 gibi bir renk giderme verimi elde edilebildiğini, Crimson HEXL için 2.2 g/L adsorban dozajı üzerinde ve Yellow HE4R için 4.74 g/L adsorban dozajı üzerinde pratik olarak rengin tamamının giderilebildiği tespit edilmiştir. Alüminyum elektrotların kullanılması halinde çelik elektrotlara göre renk giderme verimlerinin çok daha düşük olduğu belirlenmiştir.

Yapılan çalışmada elektrokoagülasyon uygulaması ile üretilen çamurların reaktif boyar maddelerin adsorpsiyon ile gideriminde kullanımının daha iyi değerlendirilebilmesi için oluşan çamurların katı faz özelliklerinin ne şekilde değiştiğinin daha ayrıntılı olarak incelenmesi yararlı olacaktır.

## **Teşekkür**

Yazarlar, maddi destekleri için İTÜ Araştırma Fonuna teşekkür ederler.

## **Kaynaklar**

- Al-Degs, Y.S., El-Barghouthi, M.I., El-Sheikh, A. ve Walker, G.M., (2008). Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon, *Dyes and Pigments*, **77**, 1, 16-23.
- APHA, (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, 21<sup>th</sup> edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Chen, G., (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment, *Separation and Purification Technology*, **38**, 11-41.
- Joo, D.J., Shin, W.S., Choi, J.-H., Choi, S.J., Kim, M.C., Han, M.H., Ha, T.W. ve Kim, Y.H., (2007). Decolorization of reactive dyes using inorganic coagulants and synthetic polymer, *Dyes and Pigments*, **73**, 59-64.
- Kabdaşlı, I., Ölmez, T. ve Tünay, O., (2002). Factors affecting colour removal from reactive dye bath by ozonation, *Water Science and Technology*, **45**, 12, 261-270.
- Metin, E., (2009). Kimyasal çöktürme çamurlarının organik madde adsorpsiyonunda kullanımı, *Yüksek Lisans Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R. ve Cocke, D.L., (2001). Electrocoagulation (EC)-science and applications, *Journal of Hazardous Materials*, **B84**, 29-41.
- Namasivayam, C., Jeyakumar, R. ve Yamuna, N.T., (1994). Dye removal from wastewater by adsorption on 'waste' Fe(III)/Cr(III) hydroxide, *Waste Management*, **14**, 7, 643-648.
- Netpradit, S., Thiravetyan, P. ve Towprayoon, S., (2003). Application of 'waste' metal hydroxide sludge for adsorption of azo reactive dyes, *Water Research*, **37**, 4, 763-772.
- Papic, S., Koprivanac, N., Bozic, A.L. ve Metes, A., (2004). Removal of some reactive dyes from synthetic wastewater combined Al(III) coagulation/carbon adsorption, *Dyes and Pigments*, **62**, 3, 291-298.
- Parks, G.A., (1965). The isoelectric points of solid oxides, solid hydroxides, and aqueous hydroxo complex systems, *Chemical Reviews*, **65**, 2, 177-198.
- Santos, S.C.R., Vitor, J.P., Rui, A.R. ve Boaventura, A.R., (2008). Waste metal hydroxide sludge as adsorbent for a reactive dye, *Journal of Hazardous Materials*, **153**, 3, 999-1008.
- Southern, T.G., (1995). *Technical solutions to the color problem: A critical review* in Cooper, P., eds, *Colour in Dyehouse Effluent*, Society of Dyers and Colorists, Alden Pres, Oxford.
- Tünay, O., (1996). *Endüstriyel kirlenme kontrolü*, İTÜ İnşaat Fakültesi Matbaası.

# Biyolojik arıtma çamurlarının aerobik stabilizasyonunun değerlendirilmesi

**Emine UBAY ÇOKGÖR\***, **Elif PEHLİVANOĞLU-MANTAŞ**, **Didem OKUTMAN TAŞ**,  
**Güçlü İNSEL**, **Egemen AYDIN**, **Tuğba ÖLMEZ-HANCI**, **Erdem GÖRGÜN**

*İTÜ İnşaat Fakültesi, ÇevreMühendisliği Bölümü, 34469, Ayazağa, İstanbul*

## Özet

Ülkemizde uygulanan çevre mevzuatı gerekleri, atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurun arıtımını ve nihai uzaklaştırılmasını zorunlu kılmaktadır. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan arıtma çamurları üzerinde yapılan analizler sonucu, bu çamurların özellikle toplam ve çözünmüş organik karbon değerlerinin yönetmelikteki değerleri sağlamadığı ve çamurların bu parametreler bakımından tehlikeli atık sınıfında değerlendirilmesi gerektiğini ortaya koymaktadır. Bu çalışma kapsamında Marmara Bölgesi'nde yer alan çeşitli evsel ve endüstriyel arıtma tesisinden kaynaklanan çamurların organik madde içerikleri değerlendirilmiş ve bu çamurların stabil hale getirilmesi için aerobik stabilizasyon işlemi uygulanmıştır. Aerobik stabilizasyon reaktörlerinde, 15 gün süreyle organik madde içeriklerinin değişimi UAKM, TOK ve ÇOK parametreleri esas alınarak ve evsel çamur numuneleri için zehirlilik parametresi de dikkate alınarak incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre aerobik stabilizasyon sonunda genel olarak TOK değerleri azalırken, ÇOK değerlerinde çamur numunelerine bağlı olarak artış ya da azalmalar gözlenmiştir. İncelenen evsel çamurların ikisinde de TOK konsantrasyonu %50'den daha fazla azalırken ÇOK değerlerinde artış tespit edilmiştir. Endüstriyel atıksu arıtma çamurları arasında en yüksek TOK giderimi %62 ile Nevresim Endüstriyel çamurunda gözlenmiş olup, bu endüstri ÇOK gideriminde de en yüksek verimi sağlamıştır. Elde edilen bu sonuçlar ışığında, aerobik stabilizasyon işleminin uygulanma aşamasından önce her tesis için ayrıca değerlendirme yapılması gerekliliğini ortaya koymuştur. Her çamur örneği için standartların sağlanması aerobik stabilizasyon ile mümkün olamamasına rağmen, bu işlemin bazı organik maddelerin giderilmesini sağladığı aerobik stabilizasyon sonrasında evsel numunelerdeki zehirliliğin tamamen giderilmesi ile ortaya konmuştur.

**Anahtar Kelimeler:** Çamur, stabilizasyon, aerobik, evsel- endüstriyel-tehlikeli atık.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Emine UBAY ÇOKGÖR. ubay@itu.edu.tr; Tel: (212) 285 65 76.

Bu makale 04-06 Bu makale, 04-06 Kasım 2009 tarihleri arasında İzmir'de düzenlenen 2. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu'nda sunulan bildiriler arasından, İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü dergisinde basılmak üzere seçilmiştir. Makale metni 19.12.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Evaluation of aerobic stabilization of biological treatment sludges

### Extended abstract

The main waste-product of the biological wastewater treatment processes is the excess sludge which needs to be disposed properly to prevent the entry of the pollutants back into the water cycle, especially after the disposal of the wasted sludge cakes into the landfill area. During the adaptation period of European Union membership of Turkey, the increase in the number of both municipal and industrial Wastewater Treatment Plant (WWTP) due to the stringent new regulations for wastewater treatment will pose more significant sludge disposal and sanitation problems in the future for Turkey. Treatment and ultimate disposal of domestic and industrial wastewater treatment plant sludges is obligated according to the regulations in Turkey. Treatment sludges categorized in three different groups namely: inert sludge, non-hazardous sludge and hazardous sludge according to the characteristics of the sludge. The total organic carbon (TOC) concentration of the sludge itself and dissolved organic carbon (DOC) concentration in the eluent of the sludge are mainly used for this classification. The higher levels of TOC and DOC values qualifies the domestic and industrial wastewater treatment sludges as hazardous sludge. The principal objective of sludge treatment is its stabilization, that is a controlled decomposition of easily degradable organic matter resulting in a significant reduction of volatile suspended solids (VSS) content, a change of an unpleasant smell into an earthy one, and an elimination of sludge putrescibility. Aerobic biological stabilization at ambient conditions has traditionally been undertaken for the stabilization of treatment sludges originated from both domestic and industrial wastewater treatment plants.

In this study the characterization of the different treatment sludges originated from domestic and industrial wastewater treatment plants in Turkey was investigated and the stabilization level of these sludges was evaluated by using aerobic stabilization process. The stabilization level of sludges was evaluated by monitoring the VSS, TOC and DOC content of the sludge. Moreover, ecotoxicological assays were conducted on domestic wastewater treatment plant sludges to observe the effect of stabilization on the toxicity. Respirometric and modeling studies were also performed to assess the decrease in the organic content of the domestic wastewater

treatment plant sludge during aerobic stabilization. The results of analysis conducted on the sludge itself and sludge eluent indicated that the sludges are in hazardous nature. These results suggest that the treatment sludge generated from both domestic and industrial treatment plants have to be stabilized before ultimate disposal. During the course of the aerobic stabilization experiments, VSS, TOC and DOC measurements were performed at the beginning and 15 days after the beginning (at the end of the stabilization experiment) in order to monitor the extent of VSS, TOC and DOC removal. Measured TOC and DOC concentrations during the stabilization experiments of studied treatment sludges did not show a consistent trend during the 15 days of stabilization. However, the stabilization of the industrial wastewater treatment plants sludges showed a parallel stabilization to the domestic sludge. However, it is important to conduct laboratory studies prior to the application of aerobic stabilization to a treatment plant on the case basis. The acute toxicity as  $EC_{20}$  (%) and  $EC_{50}$  (%) shows the toxic value in terms of effective concentrations (%) of tested solutions that result in 20 and 50% of bioluminescence decrease. The  $EC_{20}$  and  $EC_{50}$  values were found between 0.3 and 7.3% for the studied raw domestic sludges which is in accordance with the literature data. Significant decrease in the toxicity of domestic wastewater treatment plant sludges were observed at the end of the 15 days of aerobic stabilization. The evaluation of the results obtained in this study showed that aerobic stabilization could be an alternative for stabilization of sludges originated from domestic and industrial wastewater treatment plants. However, the organic content of the sludges mainly depend on the influent wastewater characterization of wastewater treatment plant which affects the stabilization performance. Sludge stabilization results indicate higher VSS, TOC and DOC removal efficiencies for domestic wastewaters compared to the industrial sludges. Although aerobic stabilization was not successful for the compliance with the standards in each case, the removal of toxicity exerted by sludges after 15 day-stabilization suggest that at least some toxic organic material has been successfully biodegraded during the stabilization. In order to provide appropriate municipal and industrial sludge management in Turkey, more elaborate research and engineering experience should be gained.

**Keywords:** Sludge, stabilization, aerobic, domestic-industrial-hazardous waste.

## **Giriş**

Atıksu arıtma tesislerinde (AAT) oluşan çamurun miktarı işlem gören atıksuya oranla çok düşük hacimlere sahip olsa da bu çamurun bertarafı toplam işletme maliyetinin %50'sinden fazlasını oluşturmaktadır (Vesilind ve Spinosa, 2001). Atıksu arıtma tesislerinden gelen çamur genellikle sıvı veya yarı katı özellikte olup ağırlıkça %0.25-12 katı içermektedir (Tchobanoglous vd., 2003). Çamurların atık çamur keki şeklinde nihai bertarafa verilmeden önce yaratabilecekleri problemlerin en aza indirilmesi amacıyla arıtılması gerekmekte olup, çamurun stabilizasyonu çamur arıtımında karşılaşılan en büyük problemlerden biridir (Spinosa, 2007).

Şu anda ülkemizde yürürlükte olan Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne (TAKY, 2005) göre atıklar inert, tehlikesiz ve tehlikeli olmak üzere üç sınıfta toplanmıştır. Yapılan çalışmalar, evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurların bir çoğunun diğer parametreleri sağlasalar bile Ek-11A'da verilen toplam organik karbon (TOK) ve çözünmüş organik karbon (ÇOK) değerleri sebebiyle (Tablo 1), tehlikeli atık olarak nitelendirileceğini ortaya koymuştur (Eldem vd., 2006; Uk vd., 2005; Pehlivanoglu-Mantas vd., 2007; Görgün vd., 2008). Çamurların tehlikeli atık sınıfında değerlendirilmesi ise çamurun nihai uzaklaştırılmasında depolama alanlarına gönderilmesine engel teşkil etmektedir.

Çamurun nihai depolama alanlarına gönderilmeden önce tabii tutilabileceği işlemlerden biri olan aerobik stabilizasyon hizmet verilen kişi sayısının 50000 eşdeğer nüfustan küçük olması durumunda tercih edilmektedir (Nowak, 2006). Aerobik stabilizasyon ile çamurun organik madde içeriği azaltılmakta, aynı zamanda çamurda koku ve patojen mikroorganizma giderimi de sağlanmaktadır (Arnaiz vd., 2006).

Bu çalışmada Marmara Bölgesi'nde yer alan çeşitli evsel ve endüstriyel arıtma tesisinden kaynaklanan arıtma çamurları incelenerek organik madde içerikleri Ek-11A'ya göre değerlendirilmiştir. Buna ilave olarak çamurlara aerobik stabilizasyon uygulanmış ve organik madde içe-

riklerinin değişimi uçucu askıda katı madde (UAKM) ve TOK parametreleri esas alınarak incelenmiştir. Evsel arıtma çamurunun aerobik stabilizasyon ile heterotrofik biyokütle aktivitesinin azalması ve UAKM giderimi arasındaki ilişki modelleme ve respirometrik değerlendirmeler ışığında belirlenmeye çalışılmıştır. Ayrıca aerobik stabilizasyonun evsel atıksu arıtma tesislerinden elde edilen çamurların zehirliliğine etkisi de incelenmiştir.

## **Materyal ve metot**

### **Çamur numuneleri**

Çalışma kapsamında numune alınan atıksu arıtma tesislerinin özellikleri Tablo 2'de verilmektedir.

### **Aerobik stabilizasyon çalışmaları**

Aerobik çamur stabilizasyonu için  $20 \pm 0.5^\circ\text{C}$  sabit sıcaklıkta 5 L silindir reaktörler kullanılmıştır. Reaktörlerdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu hava taşları kullanılarak en az 2 mg/L sürekli olarak sağlanmıştır. Sodyum bikarbonat olacak şekilde muhafaza edilmiştir. Ayrıca, reaktörlerin tam karışımı manyetik karıştırıcılar ile ( $\text{NaHCO}_3$ ) ilavesi ile pH  $7 \pm 0.5$  seviyesinde tutulmuştur. Gerekli durumlarda pH kontrolü 0.1 N HCl ve 0.1 N NaOH çözeltileri ile sağlanmıştır.

### **Kimyasal ölçümler**

Reaktörlerde tam karışımdan alınan çamur örneklerinde askıda katı madde (AKM) ve UAKM parametreleri Standart Metotlar (APHA, 2005) uyarınca tayin edilmiştir. TOK ve ÇOK ölçümleri ise yüksek sıcaklıkta yanma sağlayan Shimadzu TOC V<sub>CPN</sub> enstrümanı ile Türk Standartları (TS 8195) uyarınca gerçekleştirilmiştir. Reaktörlerden tam karışımdan alınan çamur numuneleri 5000 rpm'de 5 dakika süre ile santrifüj edilerek çamur keki oluşturulmuş ve deneyler Katıdan Özütleme Analizi (TS EN 12457-4:2003) uyarınca gerçekleştirilmiştir.

Gerçek ve laboratuvar ortamında oluşturulan çamur keki örneklerinde su muhtevası parametresi Standart Metotlar (APHA, 2005) uyarınca tayin edilmiştir. Zehirlilik deneyleri için Biotox kitleri kullanılmış olup bu deneyler aerobik stabilizasyonun başında ve sonunda oluşturulan

Tablo 1. Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği Ek-11A'da verilen atık sınıflandırması

	İnert Atık	Tehlikesiz Atık	Tehlikeli Atık
<b>Eluat Kriterleri L/S=10 L/kg</b>	<b>(mg/L)</b>	<b>(mg/L)</b>	<b>(mg/L)</b>
<b>ÇOK<sup>(1)</sup></b>	$\leq 50$	50-80	< 80-100
<b>Orijinal atıkta bakılacak kriterler</b>	<b>(mg/kg)</b>	<b>(mg/kg)</b>	<b>(mg/kg)</b>
<b>TOK</b>	$\leq 30000$ (% 3)	50000 (% 5)- pH $\geq 6$ <sup>(2)</sup>	60000 (% 6)

(1) ÇOK limit değeri atığın kendi pH değerinde sağlanamıyorsa, pH 7.5 – 8.0 değerinde test tekrarlanmalı ve limit değerin aşılmadığı tespit edilmelidir.

(2) Tehlikesiz jips bazlı atıkların evsel atık düzenli depolama sahalarında çözünebilir atıkların kabul edilmediği ayrı bir hücrede depolanması gerekir. Jips bazlı atıklarla birlikte depolanacak atıkların bu limitleri sağlaması gerekir.

Tablo 2. İncelenen arıtma tesislerinin işletim koşulları

	Örnek	Ortalama debi (m <sup>3</sup> /gün)	Çamur yaşı (gün)
AE1	Evsel	60000	17
AE2	Evsel	210000	2
AE3	İlaç	30	>50
AE4	Perde	1800	15
AE5	Nevresim	2500	17

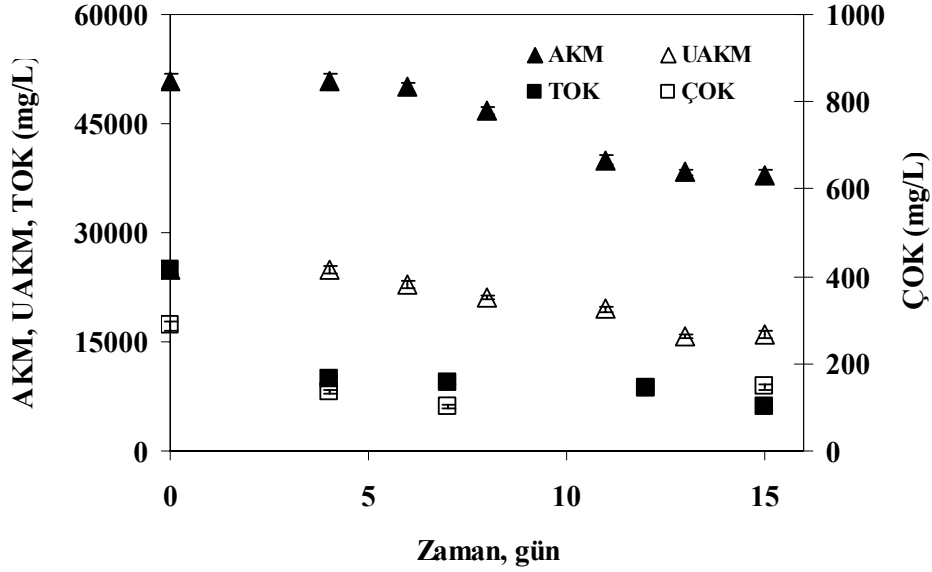
çamur keklerinin santrifüj edilmesiyle elde edilen eluatta yapılmıştır (ISO 11348-3; Deheyn vd., 2004 ). Oksijen Tüketim Hızı (OTH) ölçümünde Applitek Ra-Combo respirometre cihazı kullanılmıştır. Deney koşulları ve heterotrofik aktif biyokütle hesabında kullanılan kabuller daha önce çeşitli makalelerde ayrıntılı olarak verilmiştir (Pehlivanoglu-Mantas vd., 2007; Çokgör vd., 1998).

### DeneySEL sonuçlar ve değerlendirme

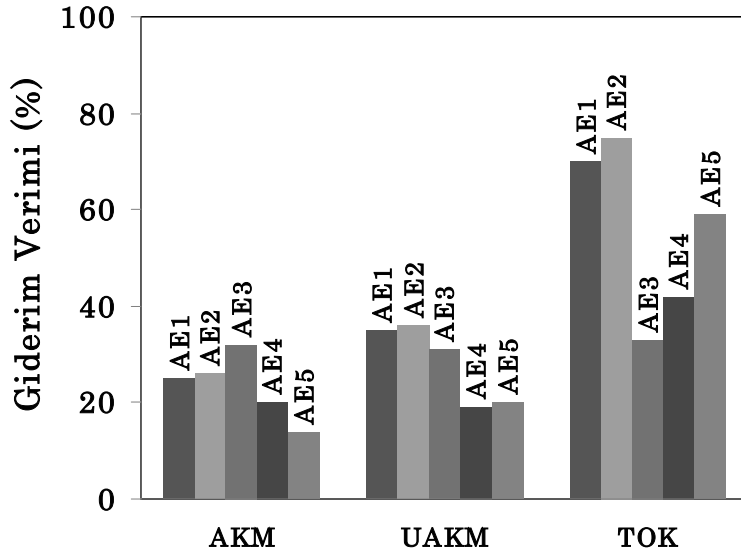
Çalışmada incelenen evsel ve endüstriyel arıtma tesisi çamurları organik madde içeriklerine göre değerlendirildiğinde Tablo 1'de verilen atık sınıflandırmasına göre tehlikeli atık sınıfına girmektedir. Bu durumda bu çamurların nihai olarak uzaklaştırılmasında depolama alternatifinin kullanılabilmesi için çamurların TOK ve ÇOK değerlerinin azaltılarak Tablo 1'de inert ya da tehlikeli olmayan atıklar için verilen değerlere indirilmesi gerekmektedir. Çamurların stabil hale getirilmesi için çeşitli biyolojik ya da kimyasal arıtma yöntemleri mevcut olup, bu çalışma kapsamında, incelenen bütün evsel ve endüstriyel nitelikteki çamurlara aerobik stabilizasyon işlemi uygulanmıştır. Oluşturulan reaktörlerde,

15 gün süresince evsel ve endüstriyel nitelikli çamurlardaki organik madde değişimi takip edilmiştir. 15 günlük stabilizasyon süresince AKM, UAKM, TOK, ve ÇOK konsantrasyonlarındaki değişim profillerine örnek olarak evsel nitelikteki arıtma çamuru numunesi (AE2) için Şekil 1'de verilmiştir. Bütün numuneler için 15 günlük aerobik stabilizasyon sonucunda reaktör içinden alınan numunelerde ölçülen organik madde parametrelerindeki giderim verimleri Şekil 2'de verilmiştir.

Sonuçlar incelendiğinde, farklı tesislerden alınmış olmasına ve bu tesisler farklı çamur yaşlarında işletilmesine rağmen, AKM, UAKM ve TOK giderim verimlerinin evsel atıksu arıtma tesisi çamurları için çok benzer olduğu görülmüştür. Evsel AAT çamurlarındaki UAKM ve TOK giderim verimleri, incelenen endüstriyel AAT çamurlarından fazla olup, özellikle yüksek TOK giderimi elde edilmiştir. Bu sonucun evsel çamurun endüstriyel çamurlara kıyasla daha kolay ayrışabilir yapıda olmasından kaynaklanmaktadır. Endüstriyel tesisler arasında en yüksek UAKM giderimi en yüksek çamur yaşına sahip olmasına rağmen AE3'de gözlenmiştir.



Şekil 1. Stabilizasyon süresince evsel çamur numunesi (AE2) AKM, UAKM, TOK ve ÇOK konsantrasyonlarındaki değişim



Şekil 2. Aerobik çamur stabilizasyonunun genel bir değerlendirilmesi (Reaktör performansı)

Ancak reaktör içinden alınan numunelerdeki ÇOK miktarında stabilizasyonun sonunda bir artış gözlenmiştir.

Reaktörden alınan numunelerde gerçekleştirilen ÇOK ölçümleri sonucunda AE1 ve AE2'de herhangi bir değişim gözlenmemiş, AE3 numunesinde ise ÇOK konsantrasyonu %30 civarında artmıştır. AE4 ve AE5 numunelerinde ise ÇOK konsantrasyonlarında azalma gözlenmiş olup bu azalma sırasıyla %20 ve %50 şeklindedir.

Yönetmelik kapsamında tehlike atık değerlendirilmesinde orijinal atık ve bu atığın eluatında ölçülmüş TOK ve ÇOK değerleri baz alındığından, 15 günlük stabilizasyon sonucunda laboratuvarında oluşturulan çamur numunelerinin TOK ve ÇOK değerleri de Tablo 1'te verilmiştir. Bu sonuçlara göre stabilizasyon sonunda genel olarak TOK değerleri azalırken, ÇOK değerlerinde numuneye bağlı olarak artış ya da azalmalar gözlenmiştir. Evsel çamurların ikisinde de TOK konsantrasyonu %50'den daha fazla azalmış,



ama iki numunede de ÇOK değerleri artmıştır. Endüstriyel atıksu çamurları arasında en yüksek TOK giderimi %62 ile Nevresim Endüstrisi çamurunda gözlenmiş olup, bu endüstri ÇOK giderimde de en yüksek verimi sağlamıştır. Benzer ama tam ters yöndeki eğilim ilaç endüstrisi için gözlenmiş olup TOK konsantrasyonu sadece %6 azalırken ÇOK konsantrasyonu neredeyse 6 kat artmıştır.

Evsel atıksu arıtma tesislerinden alınan çamurların aerobik stabilizasyona tabii tutulması ile zehirliliklerde meydana gelen değişiklikler EC<sub>20</sub> (%) ve EC<sub>50</sub> (%) olarak Tablo 4'te verilmiştir. EC<sub>20</sub> (%) ve EC<sub>50</sub> (%) değerleri bakterilerin biyoyişinimlerini %20 ve %50 oranında azaltan akut toksisiteye tekabül eden efektif konsantrasyon olup bu değerler evsel atıksu arıtma tesisleri çamurları için literatürde elde edilmiş olan 0.31±0.08 ve 2.05±0.23 değerleri ile benzeşmektedir (Mantis vd., 2005). 15 günlük aerobik stabilizasyon sonucunda elde edilen çamurlar iki evsel çamur numunesi için de zehirli bir özellik göstermemektedir. Atıksu çamurlarında zehirlilik çeşitli organik ya da inorganik maddelerden kaynaklanabilmekle birlikte, elde edilen sonuçlar t:0 anında zehirliliğe neden olan maddelerin aerobik stabilizasyon ile parçalanabilen yapıda organik bileşikler olduğunu göstermektedir.

Heterotrofik aktif biyokütle, ortalama giriş KOİ karakterizasyonunu ve işletme koşullarını kullanarak arıtma tesisinin simülasyonu ile Aktif Çamur Modeli No: 1 (uyarlanmış içsel solunum yaklaşımı) uyarınca tayin edilmiştir. AAT2 çamuru üzerinde 20 günlük bir aerobik çürütmenin sonunda, aktif biyokütle fraksiyonundaki azalma ile UAKM giderimi arasındaki ilişkiyi bulmak için biyokütlenin aktif fraksiyonu simülasyon ile hesaplanmış ve çamurda yürütülen ÇOK/TOK deneyleri ile karşılaştırılmıştır. Tablo 5'de kararlı durum koşulları ve 20 günlük aerobik stabilizasyon için deneysel UAKM, OTH (Şekil 3), TOK/ÇOK ve simüle edilmiş heterotrofik aktif biyokütlenin (X<sub>H</sub>) konsantrasyonları verilmiştir. Simülasyondan sonra, yoğunlaşmış çamurda ölçülen UAKM ve OTH için deneysel sonuçlara benzer değerler elde edilmiş ve modelin aktif çamur sistem davranışlarını tanımlayabileceği sonucuna ulaşılmıştır. AAT2 için 20 günlük aerobik stabilizasyondan sonra heterotrofik aktivite simülasyon sonuçlarına göre yaklaşık %85 azalmıştır. Spesifik UAKM giderimi olarak tanımlanan birim günlük kişi başına UAKM yükü çamurun stabilize olduğunun bir göstergesi olarak kullanılabilir (Nowak vd., 1996; 1999). Birim günlük kişi başına UAKM yükünün 16-22 gram olması çamurların stabilize olmuş olduğunu gösterir. Şekil 4'te

Tablo 1. Aerobik stabilizasyonun incelenen arıtma çamurlarının organik madde içeriklerine etkisi

	TOK (mg/kg)		ÇOK (mg/L)	
	t:0	t:15 gün	t:0	t:15 gün
AAT1-Evsel	80000	36000	70	170
AAT2-Evsel	56000	19000	550	650
AAT3-İlaç	70000	66000	150	1000
AAT4-Perde	90000	66000	565	427
AAT5-Nevresim	55775	21405	1345	595

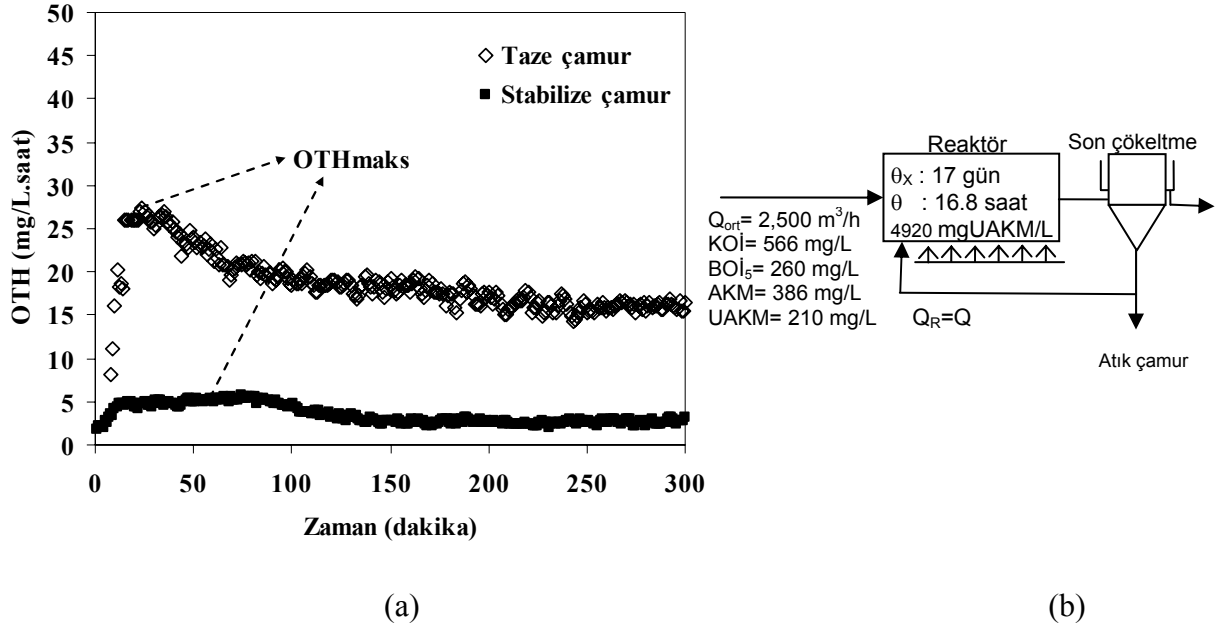
Tablo 2. Evsel atıksu arıtma tesisi çamurları için aerobik stabilizasyonun zehirliliğe etkisi

Numune	EC <sub>20</sub> (%)		EC <sub>50</sub> (%)	
	t=0	t=15	t=0	t=15
AE1	2	>100	7.3	>100
AE2	0.3	>100	1.2	>100

Tablo 5. Aerobik stabilizasyon boyunca aktif biyokütle ile TOK/ÇOK ve UAKM giderimlerinin karşılaştırılması (AAT1)

	UAKM (mgUAKM/L)	OTH <sub>maks0</sub> * (mgO <sub>2</sub> /L·sa)	TOK <sub>0</sub> (mg/L)	ÇOK <sub>0</sub> (mg/L)	X <sub>H</sub> * (mgKOİ/L)
Taze çamur (süre=0 gün)	8200	22	14950	116	4270
Stabilize çamur (süre=20 gün)	5735	3	3920	360	575

\*Simulasyonlarda kullanılan parametreler: Heterotrofik dönüşüm oranı,  $Y_H=0.67$  g hücreKOİ/gKOİ; İçsel solunum hızı,  $b_H=0.1$  gün<sup>-1</sup>; Maksimum çoğalma hızı,  $\hat{\mu}_H=3.5$  gün<sup>-1</sup>; İnert içsel biyokütle bileşeni,  $f_E=0.2$ ; KOİ/UAKM=1.48 ve UAKM/AKM=0.85



Şekil 3. a) AAT2 çamuru için zamana karşı OTH değişimi b) AAT1 akım şeması

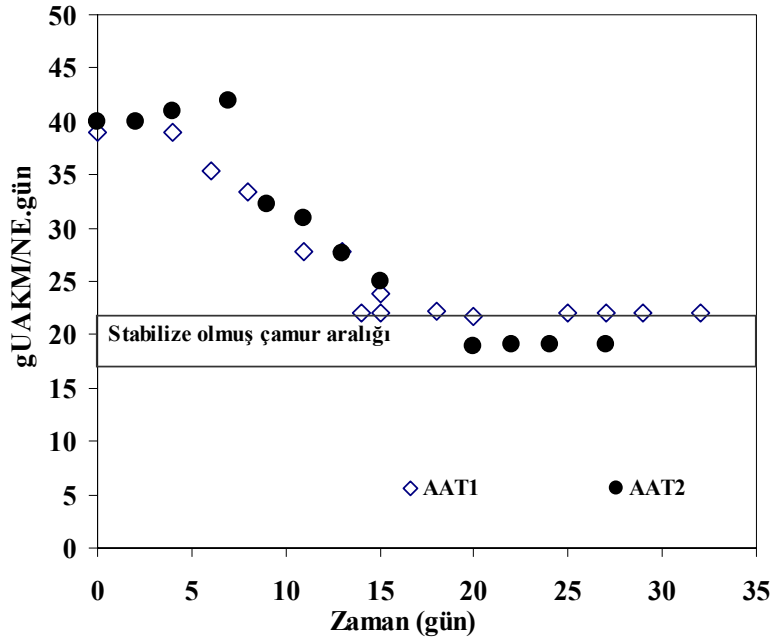
evsel AAT çamurlarının kişi başına UAKM giderimleri verilmiştir. Evsel çamur için 15 günlük bir aerobik stabilizasyon işlemi sonunda bu değer in sağladığı gözlenmiştir.

## Sonuçlar

Atıksu arıtımında oluşan çamurların nihai uzaklaştırılmasından önce, çamurların uzaklaştırılma sonrası çevreye yapabileceği olumsuz etkilerin azaltılması ve önlenmesi amacıyla stabilizasyonu gereklidir. Literatürde çamurların stabilize olduğunu gösteren çeşitli parametreler mevcut olup, bu çalışmada fiziko-kimyasal parametrelerden UAKM/AKM ve TOK/ÇOK konsantrasyonlarındaki azalma ve spesifik UAKM giderimi ile metabolik parametrelerden OTH parametresi incelenmiştir. Atıksu arıtma tesislerinde oluşan keklerdeki TOK ve ÇOK değerlerine göre tehlikeli atık olarak değerlendirilen evsel ve

endüstriyel biyolojik atık çamurlara uygulanan aerobik stabilizasyon sonunda atık çamurların düzenli depolama alanlarına depolanması ile ilgili ana kriterlerden biri olan çamur keki TOK ve ÇOK değerlerinin reaktör içinden alınan numunelerden oluşturulmuş keklerde ölçümü, çamurun Türkiye'deki yönetmeliklere göre tehlikeli atık sınıfından çıkamadığını ortaya koymuştur. Ancak, aerobik stabilizasyonun olumlu etkisi evsel çamurların zehirliliğinin ortadan kaldırılması şeklinde de gözlenmiştir. AB direktifinden doğrudan tercüme edilmiş olan çamur yönetmeliğinin evsel atıksu karakterizasyonu Avrupa'dan çok farklı olan Türkiye'de kullanılması uygun olmayabilir.

Türkiye'deki atıksu karakteri Avrupa'ya kıyasla daha kuvvetli olduğu için bu atıksulardan oluşacak çamurların TOK/ÇOK içeriğinin de AB'de



Şekil 4. Spesifik UAKM giderim hızı

oluşan çamurlara göre yüksek olması beklenen bir sonuçtur. Bu durumda eğer uygun ve yeterli bir çamur stabilizasyonu ile atık çamurların Türkiye'deki standartların altına düşmesi gerçekleştirilemiyorsa bu durumda ya evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılması sırasında oluşan çamur keklerinin nihai uzaklaştırılmasında diğer uzaklaştırma metotlarının kullanımı ya da Türkiye'de uygulanan Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği uyarınca düzenli depolama alanlarına gönderilme limitleri atık çamurların stabilizasyonu sağlandıktan sonra içerdiği TOK/ÇOK değerleri dikkate alınarak tekrar gözden geçirilmesi gerekmektedir. Bunun için de değişik atıksu karakterizasyonuna sahip atıksuların değişik işletim sistemlerinde arıtımı sonucu oluşan biyolojik atık çamurların stabilizasyonu aerobik ve anaerobik olarak -gerekirse çeşitli ön işlemler de uygulanarak- gerçekleştirilmeli ve stabilizasyonun sağlandığı çeşitli fiziko-kimyasal ve metabolik parametreler ile belirlenmelidir.

## Kaynaklar

- Andreozzi, R., Insola, A., Caprio, V. ve Damore, M.G., (1992). Quinoline ozonation in aqueous-solution, *Water Research*, **26**, 639-643.
- APHA, (1989). Standard methods for examination of water and wastewater, 17<sup>th</sup> edition, American Public Health Association, Washington D.C.

- APHA, AWWA, WEF, (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, 21<sup>st</sup> edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington D.C.
- Arnaiz, C., Gutierrez, J.C. ve Lebrato, J., (2006). Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges, *Bioresource Technology*, **97**, 1179-1184.
- Cokgor, E.U., Sözen, S., Orhon, D. ve Henze, M., (1998). Respirometric analysis of activated sludge behaviour I. assessment of the readily biodegradable substrate, *Water Research*, **32**, 2, 461-475.
- Deheyn, D.D., Bencheikh-Latmani, R. ve Latz, M.I., (2004). Chemical speciation and toxicity of metals assessed by three bioluminescence-based assays using marine organisms, *Environmental Toxicology*, **19**, 3, 161-178.
- Eldem, N., Ayaz, S., Alp, K. ve Ozturk I., (2006). Experimental characterization of wastewater treatment plant sludges, 10<sup>th</sup> Industrial Pollution Control Symposium, Istanbul, Turkey.
- Görgün, E., Ubay Çokgör, E., İnsel, G., Pehlivanoglu-Mantas, E., Erginbaş, B. ve Çığgın, A., (2008). Zorluteks tekstil nevresim ve perde fabrikaları arıtma çamurlarının yönetimi projesi, Sonuç Raporu.
- Hoigné, J. ve Bader, H., (1977a). Ozonation of water: selectivity and rate of oxidation of solutes, *Proceedings, 3<sup>rd</sup> IOA Congress, Paris, France.*

- ISO 11348-3, (1999). Determination of the inhibitory effect of water samples on light emission of *Vibrio Fischeri* (Luminescent Bacteria Test).
- Mantis, I., Voutsas, D. ve Samara, C., (2005). Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **62**, 397-407.
- Nowak, O., Franz, A., Svoldal, K. ve Müller, V., (1996). Specific organic and nutrient loads in stabilized sludge from municipal treatment plants, *Water Science and Technology*, **33**, 12, 243-250.
- Nowak, O., Svoldal, K., Franz, A. ve Kuhn, V., (1999). Degradation of particulate organic matter-A comparison of different models concepts, *Water Science and Technology*, **39**, 1, 119-127.
- Nowak, O., (2006). Optimizing the use of sludge treatment facilities at municipal WWTPs, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **41**, 1807-1817.
- Pehlivanoglu-Mantas, D., Okutman Tas, D., Insel, G., Aydın, E., Ozturk, D.C., Olmez, T., Görgün, E., Cokgor, E.U. ve Orhon, D., (2007). Evaluation of municipal and industrial wastewater treatment sludge stabilization in Istanbul, *Clean-Soil Air Water*, **35**, 6, 558-564.
- Spinosa, L., (2007). Wastewater sludge: A global overview of the current status and future prospects, IWA Publishing, London, UK.
- TAKY, (2005). *Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği*, Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. ve Stensel, H.D., (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*, Mc Graw Hill Press, New York U.S.
- TS 8195, (2000). Su kalitesi – Toplam organik karbon (TOK) ve çözülmüş organik karbon (ÇOK) ölçümü.
- EN 12457-4, (2004). Characterisation of waste - Leaching - Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges - Part 4: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 L/kg for materials with particle size below 10 mm (without or with size reduction).
- Uk, C., Erdogan, I., Saritemur, R., Deniz, O. ve Ozdemir, S., (2005). Sludge treatment in Istanbul, 1. National Treatment Sludge Symposium, ACM2005, Izmir, Turkey.
- Vesilind, P.A. ve Spinosa, L., (2001). Production and regulations, Ch. 1 in *Sludge into Biosolids*. IWA, London.

## Kağıt endüstrisi atıksu arıtma tesislerinde çamur işleme ünitelerinin toplam maliyete etkisi

**Emre KÖKEN, Nurdan BÜYÜKKAMACI\***

*Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 35160, Buca, İzmir*

### Özet

*Kağıt endüstrisi, en fazla atıksu üreten endüstriler arasındadır ve oluşan atıksuyun özellikleri üretilen kağıdın tipine ve kalitesine bağlı olarak değişmektedir. Genel olarak kağıt sanayi atıksuları yüksek organik kirliliğe ve yüksek askıda katı madde konsantrasyonlarına sahip atıksular oldukları için çoğunlukla biyolojik arıtma işlemleri kullanılarak arıtılmaları tercih edilmektedir. Ancak, içerdikleri zor parçalanabilir maddeler nedeniyle biyolojik arıtmada arıtılmaları her zaman iyi sonuç vermemektedir. Bu durumda kimyasal arıtma, kimyasal oksidasyon, anaerobik arıtma vb. alternatifler de değerlendirilmektedir. Uygun arıtma alternatifi belirlenirken en önemli hususlardan birisi de yatırım ve işletim maliyetidir. Bu çalışmada, kağıt endüstrisi atıksu arıtma tesislerinde, çamur işleme ve bertaraf ünitelerinin yatırım, inşaat ve işletme maliyetlerinin toplam arıtma maliyeti içerisindeki yerinin belirlenmesi hedeflenmiştir. Orta kirlilik yüküne sahip kağıt endüstrisi atıksularını temsil edebilecek atıksu özellikleri belirlenerek 3000 – 10000 m<sup>3</sup>/gün arasında değişen debiler için bu endüstrinin atıksularının arıtıldığı tesislerde maliyet hesabı yapılmıştır. Bu amaçla, orta kirlilik yüküne sahip kağıt endüstrisi atıksularının arıtılabileceği kimyasal arıtma, aerobik ve anaerobik biyolojik arıtma işlemlerini kapsayan üç alternatif akım şeması oluşturulmuş ve her bir alternatif için yatırım ve işletme maliyetleri hesaplanmıştır. Çamur işleme üniteleri olarak yoğunlaştırma havuzu ve bant filtrenin kullanıldığı su alma ünitesi dikkate alınmıştır. Yapılan hesaplamalar neticesinde, atıksu arıtımında olduğu gibi çamur işleme ve bertaraf işlemleri açısından da, kimyasal arıtma kullanılmayan yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör ve klasik aktif çamur sisteminin birlikte kullanıldığı alternatife en az maliyete sahip olduğu belirlenmiştir.*

**Anahtar Kelimeler:** Çamur, maliyet, kağıt endüstrisi, arıtma.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Nurdan BÜYÜKKAMACI. nurdan.buyukkamaci@deu.edu.tr; Tel: (232) 412 71 06. Bu makale, 04-06 Kasım 2009 tarihleri arasında İzmir’de düzenlenen 2. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu’nda sunulan bildiriler arasından, İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü dergisinde basılmak üzere seçilmiştir. Makale metni 19.12.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Effect of sludge management systems on overall pulp and paper industry wastewater treatment plant cost

### Extended abstract

*Pulp and paper industry is one of the most in high amount wastewater discharge, and the properties of the wastewater change depending on the type and quality of the paper produced. In general, this industry effluent has high organic material and suspended solids. Since biological treatment does not adequate to treat by itself due to the non-biodegradable organic material content of the wastewater, additional treatment processes such chemical treatment, anaerobic treatment is required. During the decision stage of appropriate treatment plant from among the alternatives, investment and operational costs are two of the most important subjects. In an effort to counteract wrong choices of evaluating the treatment alternatives and construction stages, detailed cost analysis have to be done and the economical solution needed to select by comparing the alternatives. This evaluation must also be done for sludge handling and disposal systems during the determination of the most suitable treatment process.*

*In this study, it was aimed to evaluate the effect of the investment, construction, and operational cost of sludge handling and disposal systems on overall pulp and paper effluent treatment costs. Cost analyses were carried out depending on medium strength pulp and paper industry effluent. For this purpose, various flow rates changing between 3000 to 10000 m<sup>3</sup>/day were chosen and three alternative treatment plant flow schemes were generated. Chemical treatment or biological treatment processes are not adequate itself to reduce the effluent to the expected discharge concentrations for the medium strength effluents of paper and pulp industry wastewaters. Therefore the combinations of chemical treatment and activated sludge (CT+AS), chemical treatment and extended aeration activated sludge (CT + EAS), and up-flow anaerobic sludge blanket reactor and activated sludge (UASB + AS) were used in generated treatment plant flow scheme. Gravity thickener and belt filter were taken into consideration as sludge handling units.*

*The projecting and cost analysis calculations have done by computer program which was developed in MS Excel. During the projecting of treatment plants, average assumptions have done to realize the cost of*

*the plant. Authors preferred the assumption values between the literately boundary values and biased more negative conditions.*

*Investment cost was composed of civil works cost, footprint cost of the plant, and mechanical instrument costs. Besides transportation, electrical works, piping, consultancy costs were taken into consideration as percentage of investment cost. The investment cost of blowers and belt-press which was chosen as dewatering equipment was selected from the catalogs of manufacturers.*

*One of the most notable aspects on cost analysis is that the construction and maintenance costs are not only the major components of total cost of the plants in its economic life. Operation, maintenance and rehabilitation costs also acts important role in total cost. Since the investment cost like construction and mechanical installation and monthly costs like operation, maintenance and rehabilitation are not occur at the same time, these costs have to be written in same form to make sufficient comparison. Hence, in this study the investment cost uniformly distributed with 8% of discount rate to months for its determined 20-year of economical life.*

*Sludge handling and disposal cost analysis includes both investment and operational cost. Besides traditional operational cost components like electricity and chemical consumption, final disposal payments for landfilling, transportation of sludge cake was also taken into consideration. The percentages of investment costs to the total costs of CT + AS, CT + EAS, and UASB + AS combinations were found as 53%, 47%, and 29% respectively. The percentages of operational costs were more than investment costs: 65%, 69%, and 52% of the total operational costs were results of sludge production mechanism of CT+AS, CT + EAS, and UASB + AS combinations, respectively.*

*Finally, alternative flow schemes which include chemical treatment process were found as the most expensive option for sludge handling and disposal. This result was not a surprise; this was because of huge amount of sludge produced during the chemical treatment. In general, anaerobic biological treatment process produces less sludge. The results also confirm this rule. The combination of UASB + AS was found the most economic solution.*

**Keywords:** Sludge, cost, pulp and paper industry, treatment.

## **Giriş**

Kağıt endüstrisi en fazla suya ihtiyaç duyan sektörlerden birisidir. Su tüketimi, üretilen kağıdın tipine ve üretim şekline göre değişmekle birlikte ortalama olarak bir ton kağıt üretmek için 50 ton suya ihtiyaç olduğu söylenebilir (Nemerow, 2006). Özellikle kağıt hamuru üretimi sırasında büyük hacimde ve yüksek kirlilik içeren atıksular oluşmaktadır. Kağıt hamuru üretiminde kullanılan teknolojiye göre atıksuların özellikleri değişmektedir (Wang vd., 2006; Eckenfelder, 2000).

Kağıt endüstrisi atıksularının arıtılması için genellikle fiziksel arıtma işlemlerini takiben, kimyasal arıtma ve biyolojik arıtma gerekmektedir. Uygulanan arıtma işlemleri sırasında da büyük hacimlerde arıtma çamuru ve özellikle de kimyasal arıtma çamuru oluşmaktadır. Oluşan çamurların su içeriği %1-1.5 civarındadır (Filibeli, 2005) ve çamurların bertaraf edilebilmesi için yoğunlaştırma ve su alma işlemlerinin uygulanması gereklidir. Sunulan çalışma kapsamında, kullanılması gereken çamur işleme ve bertaraf ünitelerinin toplam arıtma maliyeti içerisindeki yerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla, tesislerin boyutlandırılması ve maliyet analizinin yapılması için geliştirilen bir bilgisayar programı kullanılmıştır (Köken, 2008).

## **Yöntem**

### **Atıksu özellikleri ve akım şemaları**

Bu çalışmada, atıksu debileri mevcut kağıt üretim tesisleri göz önüne alınarak 3000 – 10000 m<sup>3</sup>/gün arasında değişen değerlerde kabul edilmiştir. Kirlilik yükü için KOİ ve AKM parametreleri dikkate alınmıştır. Orta kirlilik yüküne sahip tesisleri temsil etmesi amacıyla KOİ konsantrasyonu 5000 mg/L ve AKM konsantrasyonu 2000 mg/L olan atıksu için hesaplamalar yapılmıştır.

Özellikleri kabul edilen atıksuların arıtılabilmesi için üç farklı arıtma tesisi akım şeması oluşturulmuştur. Tüm akım şemalarında fiziksel arıtma işlemi olarak kaba ızgara, ince ızgara, tambur elek ve dengeleme havuzu kullanılmıştır. Fiziksel arıtma işlemlerini takiben kullanılan arıtma üniteleri:

- Kimyasal arıtma + klasik aktif çamur sistemi
- Kimyasal arıtma + uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi
- Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör + klasik aktif çamur sistemi

Oluşan çamurlar için, kimyasal çamurlar ve biyolojik çamurlar ayrı olmak üzere, önce graviteli yoğunlaştırıcı daha sonra da bant filtrenin kullanılacağı kabul edilmiştir. Ülkemizdeki pek çok kağıt sanayi atıksu arıtma tesislerinde çamur stabilizasyon işlemleri uygulanmadığı için ve bu çalışmada uygulamadaki durumlar dikkate alınarak varsayımlar yapıldığı için, çamur stabilizasyon işlemi göz önüne alınmamıştır. Susuzlaştırılan çamurların uzaklaştırılması amacıyla deponide nihai bertaraf maliyeti ve deponiye taşıma maliyetleri dikkate alınmıştır.

### **Proses tasarımı ve maliyet hesabında kullanılan bilgisayar programı**

Bu çalışmada ünitelerin boyutlandırılması ve maliyet analizinin yapılması işlemleri, geliştirilen bilgisayar programı kullanılarak yapılmıştır (Köken, 2008). Bu program, esas olarak aktif çamur süreçleri, anaerobik çamur yataklı reaktör ve kimyasal arıtma sistemleri için geliştirilmiştir. Bununla beraber, bu sistemler için gerekli fiziksel arıtma üniteleri ve bazı çamur bertaraf sistemlerini de boyutlayabilmektedir. Boyutlandırma işlemini takiben kullanıcı tarafından tanımlanan belirli kabuller altında ünitelerin önemli kalemlerine ait metraj hesaplarını yapmakta ve kullanıcı tarafından tanımlanan birim fiyatlar ile ünite inşaat maliyetlerini hesaplamaktadır.

### **Tasarımda yapılan kabuller**

Arıtma tesisinin boyutlandırılması sırasında maliyeti olabildiğince gerçekçi yansıtabilmek amacıyla, yapılan kabullerin seçiminde literatürdeki sınırlar içerisinde ve olumsuz şartlara daha yakın değerlerin tercih edilmesine dikkat edilmiştir.

İlk yatırım maliyeti olarak inşaat maliyeti, alan maliyeti ve mekanik ekipman maliyetleri dikkate alınmıştır. Bununla beraber taşıma, elektrik tesisat, tesisat, proje-kontrolörlük maliyetleri vb. maliyetler ilk yatırım maliyetinin belli bir yüzdesi olarak dikkate alınmıştır. Tesise ait

boyutlar program yardımıyla belirlendikten sonra belirli kabuller ışığında tesise ait metraj yapılmıştır ve Bayındırlık Bakanlığı'na ait 2007 yılı inşaat birim fiyatları kullanılarak inşaat maliyetleri her ünite başına ve toplam maliyetler olmak üzere hesaplanmıştır.

*İnşaat maliyeti hesabında yapılan kabuller-*Yapılacak kazılar için, kazı derinliğinin hesabında üniteler arasında iletimin hidrolik koşullarının yanı sıra ünitelerin zemininde oluşacak konsolidasyon (oturma) dikkate alınmıştır. Kazılarda standart çalışma genişlikleri eklenerek gerçeğe yakın kazı işleri hesapları yapılmıştır. Yapılan kazının hafriyatına ait maliyet, hafriyat sahasına ait uzaklığın bilinmemesi sebebiyle hesaplanamamıştır. İnşaat sırasında gerçekleştirilen tüm taşımaların maliyetinin inşaat maliyetinin %15'ini oluşturacağı öngörülmüştür. Yapılan yaklaşık statik hesaplar ışığında ünitelere ait duvar ve temel kalınlıkları 0.30 m olarak bulunmuştur. Özellikle havalandırma havuzu gibi derinliği fazla olan ünitelerde, havuz içerisindeki su kuvveti tabana doğru çok fazla kayma gerilmesi oluşturacağından buradaki kayma gerilmesini sadece perde duvarın karşılaması yerine toprak itkisinden yararlanarak duvar kesitleri 0,30m'de sabit tutulmuştur. Ünitelerde su geçirimsizlik katkılı C25 sınıfı beton kullanılması uygun görülmüştür. Kullanılacak demir donatı, yapılarda yaklaşık maliyet hesaplarında demir donatı miktarı için yapılacak kabullerde belirtilen 0.08-0.1 ton/m<sup>3</sup> beton değerleri içerisinde, 0.1 ton/m<sup>3</sup> beton olarak seçilmiştir.

*Alan maliyet hesabında yapılan kabuller-*Tasarlanan arıtma sisteminin yerleşim planı olmadığından, yapılan sistemlerin minimum alan gereksinimine göre yerleştirileceği kabul edilmiştir. Hesaplamalarda Türkiye'nin değişik organize sanayi bölgelerindeki yaklaşık alan değerleri dikkate alınarak arıtma tesisinin yapılacağı alanın değeri 100 TL/m<sup>2</sup> olarak seçilmiştir.

*Mekanik ekipman seçimi-* Arıtma tesislerinde ilk yatırım ve işletim maliyeti en yüksek olan mekanik ekipman blowerlardır. Çamur susuzlaş-

tırma üniteleri de yatırım maliyetinde önemli ölçüde yer tutmaktadır. Tesiste kullanılan blowerlar ve çamur susuzlaştırma ünitesi olarak seçilen bant filtrenin birim fiyatları, ilgili firma kataloglarından seçilmiştir. Bu ekipmanlara ilave olarak, çökeltim havuzları sıyırıcıları da ilk yatırım maliyeti yüksek ekipmanlardır. Çökeltim havuzlarına yapılacak sıyırıcı sistemine ait yatırım maliyeti, çökeltim havuzu sıyırıcıları üreten bir firmaya ait katalogdan çaplara bağlı demir aksam ağırlıklarından yararlanarak birim fiyatlardan işlenmiş demir aksam fiyatı kullanılarak hesaplanmıştır. Çökeltim havuzlarında savak maliyeti, sıyırıcı maliyetinin yanında göz ardı edilebilecek kadar az olduğundan, dikkate alınmamıştır. Pompalar ve borulama- tesisat maliyetlerinin, inşaat maliyetinin %3'ünü oluşturacağı kabul edilmiştir.

*İşletme ve bakım maliyetleri-* İşletme maliyetleri olarak elektrik, koagülant, çamurun deponide nihai bertaraf edilmesi için ödenecek bedel ve nihai bertaraf için yapılacak taşıma maliyeti dikkate alınmıştır. Tesisin yıllık bakım maliyetleri, yatırım bedelinin %3'ü olarak alınmıştır.

*Diğer maliyetler-* Tesisin proje, danışmanlık ve kontrolörlük maliyeti olarak inşaat maliyetinin %15'i kabul edilmiştir. Elektrik tesisat maliyeti tesis inşaat maliyetinin %15'i olarak alınmıştır. Hesaplanamayan diğer maliyetler, inşaat maliyetinin %3'ü olarak alınmıştır.

*Tesis amortismanı-* Alternatif tesislerin kıyaslanması için tesisin faaliyete geçmesine kadar yapılan ilk yatırım masrafları (peşin değerler) ile tesisin faaliyeti süresince yapılacak işletme, bakım ve yenileme masrafları (yıllık değerler) göz önüne alınmıştır. Karşılaştırma yapabilmek için, tüm bileşenlerin aynı zaman boyutuna indirgenmesi gerekir. Bu aşamada yıllık değerler ekonomik analiz süresinin başında peşin değer haline getirilebileceği gibi, peşin değerlerin yıllık üniform değer dizisine indirgeyerek de kıyaslama yapılabilir. Bu çalışmada ekonomik analiz süresi (N) 20 yıl ve faiz oranı (f) %8 seçilerek Denklem 1 ile ekonomik analiz süresi başlangıcındaki ilk yatırım masrafı, yıllık üniform değer dizisine indirgenmiştir (Öziş, 2004).



$$Y = P \frac{f(1+f)^N}{(1+f)^N - 1} \quad (1)$$

İşletme ve bakım masraflarının da üniform olduğu kabul edilerek yıllık üniform maliyetler üzerinden alternatifler kıyaslanmıştır.

## Sonuçlar

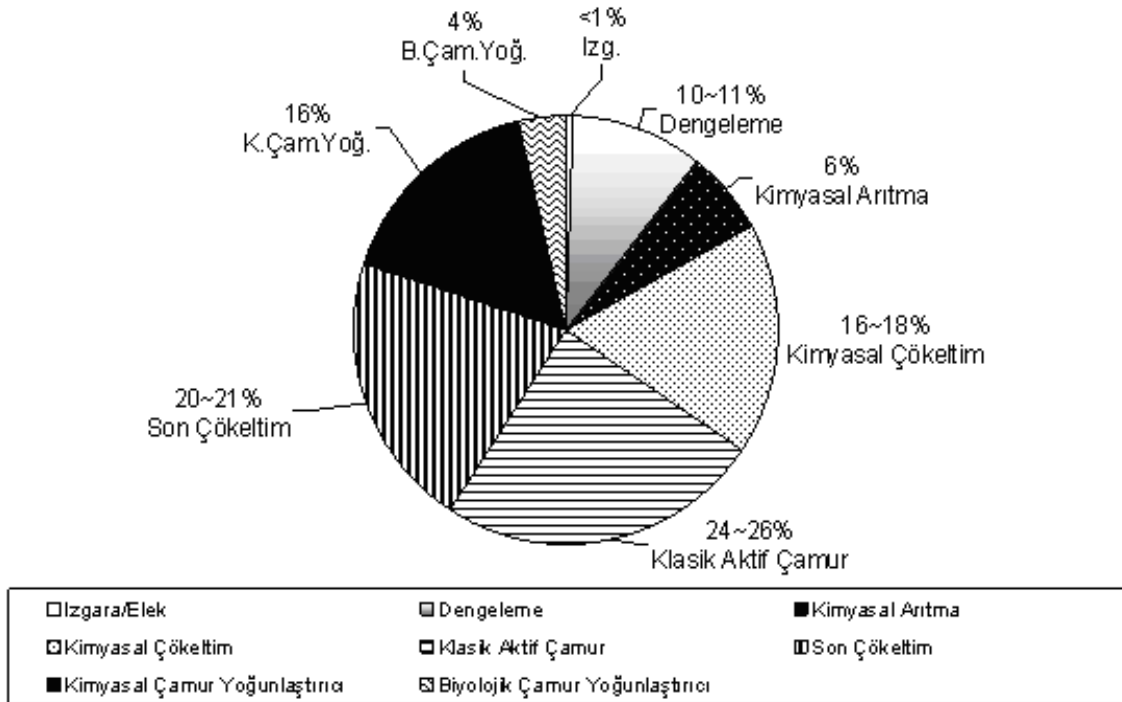
### Kimyasal arıtma + klasik aktif çamur sistemi

Kağıt endüstrisi atıksuları AKM ve biyolojik olarak parçalanması zor kirleticiler içeriği nedeniyle genellikle öncelikle kimyasal arıtma işlemlerine tabi tutulurlar. Kimyasal arıtma sürecinde kullanılan kimyasal maddeler nedeniyle fazla miktarda ve bertaraf edilmesi problem olan arıtma çamurları oluşmaktadır. Bu çalışma kapsamında, fiziksel arıtma ve kimyasal arıtma işleminden sonra alıcı ortama deşarj limitlerini sağlamak için kimyasal arıtmayı takiben klasik aktif çamur sistemi dikkate alınmıştır. İnşaat maliyetleri açısından incelendiğinde, kimyasal çamur yoğunlaştırıcının toplam maliyette %16'lık; biyolojik çamur yoğunlaştırma havuzunun ise %4'lük bir paya sahip olduğu görülmektedir (Şekil 1). Toplamda çamur yoğunlaştırma havuzları arıtma tesisleri inşaat maliyetinin

%20'sini oluşturmaktadır. İnşaat maliyetinde en büyük pay klasik aktif çamur sistemine aittir. Havalandırma havuzu ve son çökeltim havuzu beraber dikkate alındığında yaklaşık %45 paya sahiptir.

Orta kirlilik yüküne sahip kağıt endüstrisi atıksularının kimyasal arıtma + klasik aktif çamur süreci (KA + KAÇ) ile arıtılacağı öngörülen arıtma tesisi için yatırım maliyeti bileşenleri Şekil 2'de verilmektedir. Yatırım maliyetleri içerisinde en büyük pay %50'lik dilim ile çamur susuzlaştırma ekipmanlarına aittir. Ekipman maliyetinin çok yüksek olmasının en önemli sebebi kimyasal arıtmada seçilen koagülantlar ve sarfiyatlarına bağlı oluşan kimyasal çamurdur. Seçilecek koagülant, sarfiyat miktarı dolayısıyla oluşan çamur miktarı ve seçilecek çamur susuzlaştırma ekipmanı tipine bağlı olarak bu değer değişebileceği unutulmamalıdır.

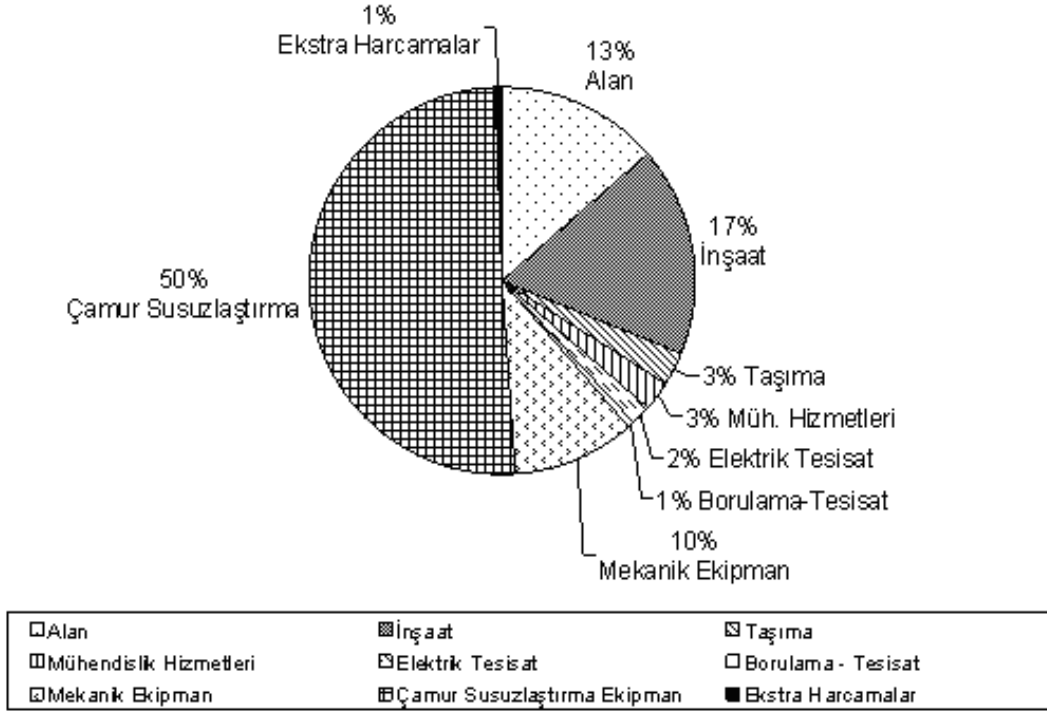
İşletme maliyetleri göz önüne alındığında da çamur bertaraf maliyetleri büyük bir paya sahiptir. Kimyasal arıtmanın kullanıldığı tesislerde kimyasal madde sarfiyatının büyük maliyet getirdiği düşünülmektedir. Ancak, toplamda



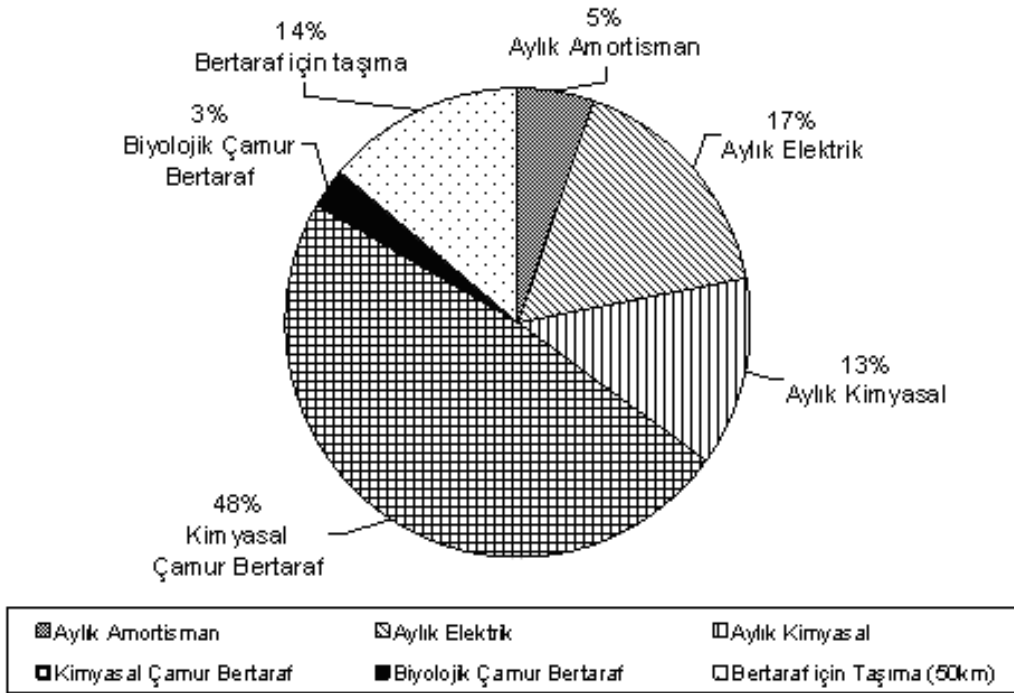
Şekil 1. Orta kirlenici konsantrasyonlu atıksular için yapılacak kimyasal arıtma + klasik aktif çamur süreçli arıtma tesisi inşaat maliyeti bileşenleri

bakıldığında kimyasal madde sarfiyatından kaynaklanan işletme maliyeti sadece %13'lük paya sahiptir. Taşıma maliyetleri ile beraber

çamur bertaraf maliyetleri toplam işletme ve bakım giderlerinin %65'ini oluşturmaktadır (Şekil 3).



Şekil 2. Kimyasal arıtma + klasik aktif çamur süreci ile arıtılacak orta kirletici konsantrasyonlu atıksuların arıtma tesisi yatırım bileşenleri



Şekil 3. Kimyasal arıtma + klasik aktif çamur süreci ile arıtılacak orta kirletici konsantrasyonlu atıksuların arıtma tesisi işletme maliyeti bileşenleri

### Kimyasal arıtma + uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi

Kağıt endüstrisi atıksularında biyolojik olarak parçalanması zor olan maddeler olduğu için kimyasal arıtmayı takiben klasik aktif çamur sistemi kullanılması yerine uzun havalandırmalı aktif çamur sisteminin kullanılması daha yaygındır. Uzun havalandırmalı sistemlerde alıkonma zamanı büyük olduğu için havuz hacimleri büyük çıkmakta ve inşaat maliyetini arttırmaktadır. Şekil 4'te görüldüğü gibi uzun havalandırmalı aktif çamur sisteminde yer alan havalandırma havuzunun inşaat maliyeti tek başına toplam inşaat maliyetinin %44-51'ini oluşturmaktadır. Son çökeltim havuzu ile beraber uzun havalandırmalı aktif çamur sisteminin inşaat maliyetine etkisi %57-66'ya kadar çıkmaktadır. Çamur işleme ünitelerinin inşaat maliyeti ise %16'dır. Klasik aktif çamur sisteminin kullanıldığı alternatif akım şemasına göre, çamur işleme ünitelerinin inşaat maliyetinin toplam maliyete etkisi daha azdır.

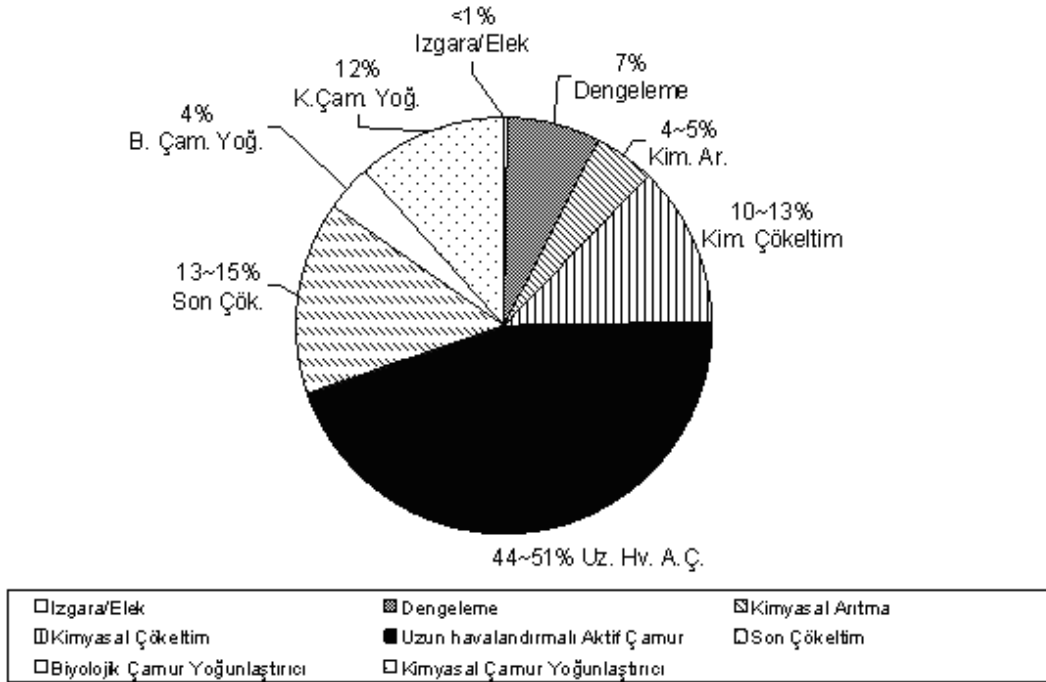
Kimyasal arıtma + uzun havalandırmalı aktif çamur süreci (KA + UHAÇ) ile arıtılacağı öngörülen arıtma tesisi için yatırım maliyeti bileşenleri Şekil 5'te verilmektedir. Yatırım maliyet-

leri, kimyasal arıtma + klasik aktif çamur süreci ile karşılaştırılacak olursa toplam maliyetteki ekipman maliyeti azalmakla beraber, yine en büyük pay çamur susuzlaştırma ekipmanlarına aittir.

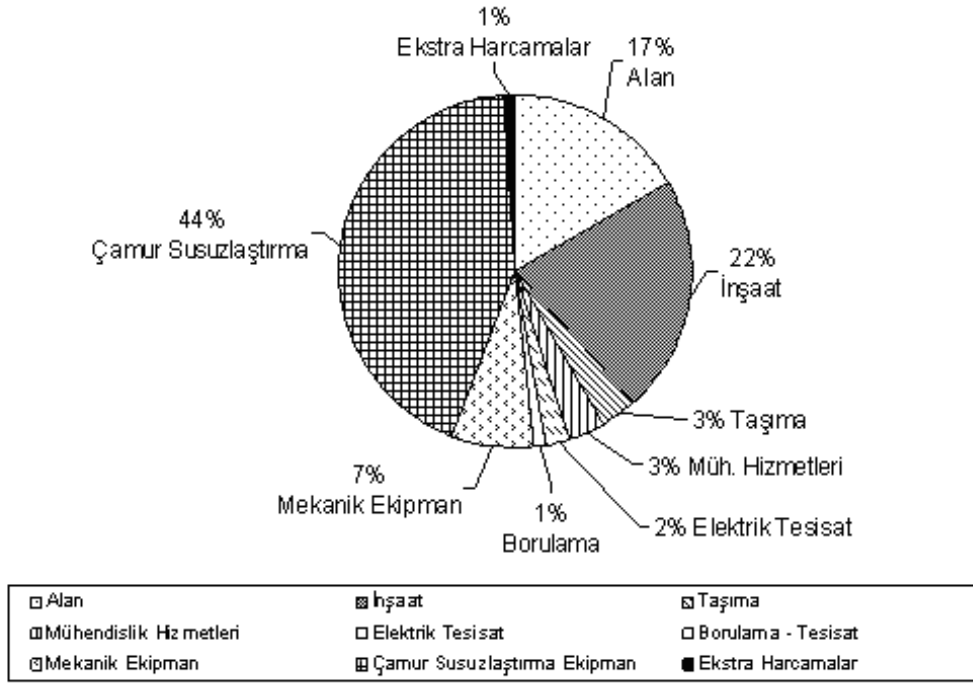
İşletme maliyetleri göz önüne alındığında çamur oluşum miktarı ve bertaraf maliyetleri azalsa da uzun havalandırma klasik aktif çamura göre daha verimli bir sistem olduğundan toplam işletme maliyeti düşmekte, bu sebeple de çamur bertaraf maliyetinin payı büyümektedir (Şekil 6). Her iki sistemdeki kimyasal arıtma aynı özelliklerde olduğundan maliyette bir değişiklik olmamıştır. Klasik aktif çamur sürecinde havalandırma süresi uzun havalandırmaya nazaran daha az olması ve daha kısa sürede yeterli oksijenin sağlanması için daha büyük blowerlar gerektiğinden elektrik tüketimi daha fazladır. Bu durum özellikle 5000 m<sup>3</sup>/gün'lük tesisler için hem mekanik ekipman hem de aylık enerji tüketimi için açıkça görülebilmektedir.

### Yukarı akışlı çamur yataklı anaerobik reaktör + klasik aktif çamur sistemi

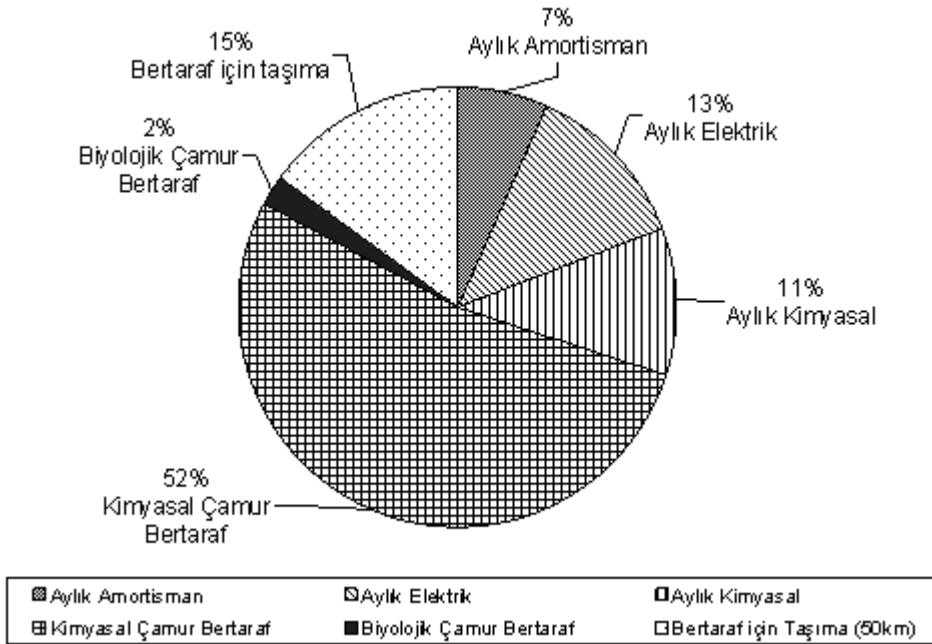
Kağıt endüstrisi atıksuları anaerobik biyolojik prosesler kullanılarak arıtmaya uygun karakterdedir. Özellikle daha yoğun organik kirliliğe



Şekil 4. Orta kirlletici konsantrasyonlu atıksular için yapılacak kimyasal arıtma + uzun havalandırmalı aktif çamur süreci arıtma tesisi inşaat maliyeti bileşenleri



Şekil 5. Kimyasal arıtma + uzun havalandırmalı aktif çamur süreci ile arıtılan orta kirletici konsantrasyonlu atıksuların arıtma tesisi yatırım bileşenleri



Şekil 6. Orta kirletici konsantrasyonlu atıksular için yapılacak kimyasal arıtma + uzun havalandırmalı aktif çamur süreçli arıtma tesisi işletme maliyeti bileşenleri

sahip atıksular için anaerobik arıtma seçeneği değerlendirilmesi gereken alternatiflerdendir. Anaerobik prosesler arasında endüstriyel atıksuların arıtılmasında en yaygın kullanılan ve en iyi sonucu veren proseslerden birisi yukarı

akışlı çamur yataklı anaerobik reaktördür (UASB). Anaerobik arıtmadan sonra çıkan suyun kalitesi çoğu zaman deşarj limitlerini sağlayacak özellikte olmamaktadır. En azından suya oksijen kazandırmak amacıyla kısa süreli

havalandırma işleminin uygulanacağı bir havuzdan geçirilerek su deşarj edilmelidir. Bu çalışma kapsamında, UASB reaktörünü takiben klasik aktif çamur sisteminin kullanılacağı (UASB + KAÇ) düşünülerek hesaplar yapılmıştır.

İnşaat maliyetleri açısından yapılan değerlendirilmede anaerobik reaktörün en büyük paya sahip olduğu belirlenmiştir (Şekil 7). Anaerobik reaktörün yüksek ve dairesel planlı olması inşaat maliyetini önemli ölçüde arttırmaktadır. Ayrıca ısı ve asit reaksiyonlarına karşı yapılan yalıtım, maliyeti daha da arttırmaktadır.

Şekil 8’de görüldüğü gibi anaerobik arıtma ve klasik aktif çamur sisteminin beraber kullanıldığı arıtma tesislerinde çamur susuzlaştırma ekipmanı maliyeti toplam yatırım maliyetinin %24’lük kısmını oluşturmaktadır. Kimyasal arıtma içeren alternatiflerine göre önemli kazanç sağlamaktadır.

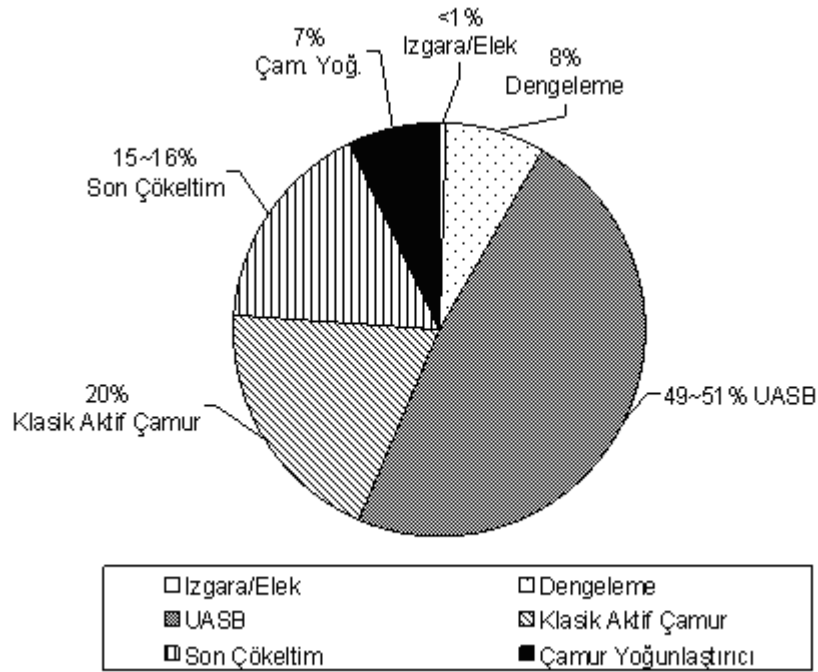
Çamur bertaraf ve taşıma maliyetleri, toplam işletme ve bakım giderinin %52’sini oluşturmaktadır. Kimyasal arıtma alternatiflerine göre çamur bertarafı payı önemli ölçüde azalmıştır (Şekil 9).

## Sonuçların değerlendirilmesi

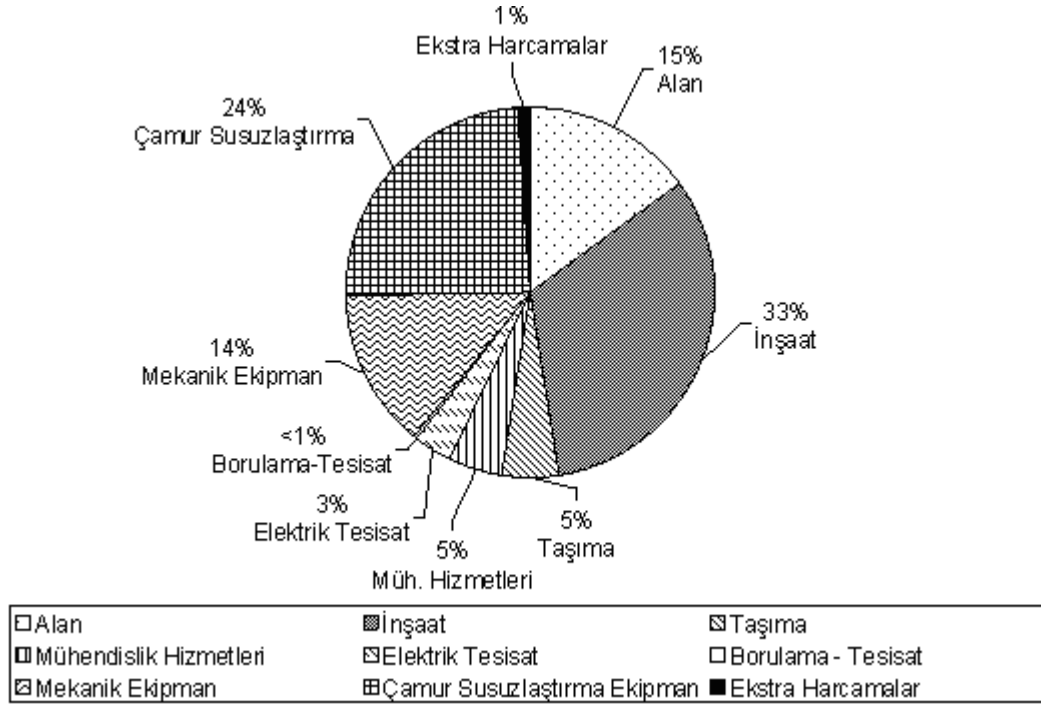
Yapılan kabuller ve hesaplamalar sonucunda elde edilen sonuçlar özet tablo halinde Tablo 1’de verilmiştir. Tabloda her üç arıtma seçeneği için (KA + KAÇ, KA + UHAÇ, UASB + KAÇ) tüm yatırım, işletme ve bakım masrafları dökümü görülmektedir.

Atıksu arıtımında olduğu gibi çamur işleme ve bertaraf işlemleri açısından incelendiğinde de, kimyasal arıtma kullanılmayan seçeneğin (UASB+KAÇ) en az maliyete sahip olduğu açıkça görülmektedir. Kimyasal arıtmada kullanılan kimyasal maddelere bağlı olarak meydana gelen aşırı miktarda çamur oluşumu nedeniyle, kimyasal arıtma işleminin yer aldığı tesislerde çamur işleme ve bertaraf ünitelerinin maliyetleri de artmaktadır. Anaerobik arıtma işleminin avantajları arasında sayılan az miktarda çamur oluşumu, yapılan hesaplamalarda da belirgin fark oluşturmuştur. UASB sisteminin kullanıldığı seçenekte, çamur susuzlaştırma ekipmanı için yapılan yatırım maliyeti diğer alternatiflere göre yaklaşık %40 daha azdır.

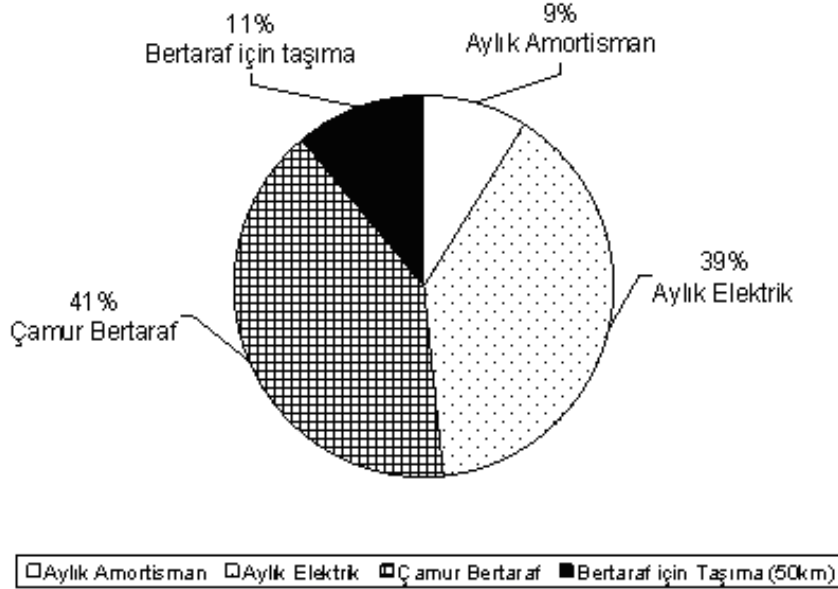
Son zamanlarda çamur arıtımı ve bertaraf edilmesi üzerine yapılan çalışmalar, çamur miktarının azaltılması üzerine yoğunlaşmıştır. Oluşan



Şekil 7. Orta kirlenmiş konsantrasyonlu atıksular için yapılacak UASB + klasik aktif çamur süreçli arıtma tesisi inşaat maliyeti bileşenleri



Şekil 8. UASB + Klasik aktif çamur süreci ile arıtılacak orta kirletici konsantrasyonlu atıksuların arıtma tesisi yatırım maliyeti bileşenleri



Şekil 9. UASB + Klasik aktif çamur süreci ile arıtılacak orta kirletici konsantrasyonlu atıksuların arıtma tesisi işletme maliyeti bileşenleri

çamurların, yönetmeliklerimize göre tehlikeli atık sınıfına girmesi durumunda bertaraf edilmesi ülkemizde büyük bir problem oluşturmaktadır. Bu çalışmada örnek endüstri olarak seçilen kağıt endüstrisinde olduğu gibi diğer tüm

endüstriyel atıksuların arıtılması için uygun alternatifler değerlendirilirken en az çamur oluşumuna sebep olacak ve en az yatırım ve işletme maliyetine sahip ünitelerin seçilmesine özen gösterilmelidir.

Tablo 1. Üç farklı proses ile arıtılacak üç farklı debideki orta kirletici konsantrasyonlu atıksu arıtma tesislerine ait maliyetler

PROSES Debi(m <sup>3</sup> /gün)	KA + KAÇ			KA + UHAÇ			UASB + KAÇ			
	3000	5000	10000	3000	5000	10000	3000	5000	10000	
Alan, TL	118651	182281	341400	160526	252036	477405	94039	143389	268534	
İnşaat, TL	189156	250240	391754	263550	357656	590416	237376	326571	528547	
Taşıma, TL	28373	37536	58763	39533	53648	88562	35606	48986	79282	
Mühendislik Hizmetler, TL	28373	37536	58763	39533	53648	88562	35606	48986	79282	
Elektrik Tesisat, TL	18916	25024	39175	26355	35766	59042	23738	32657	52855	
Borulama Tesisat, TL	5675	7507	11753	13178	17883	29521	7121	1656	2267	
Mekanik Ekipman, TL	62000	155000	225000	66000	86500	188000	62000	155000	225000	
Çamur Susuzlaştırma Ekipman, TL	450000	675000	1325000	425000	650000	1325000	170000	225000	450000	
Diğer, TL	5675	7507	11753	13178	17883	29521	7121	9797	15856	
<b>Toplam Yatırım, TL</b>	<b>906818</b>	<b>1377632</b>	<b>2463361</b>	<b>1046851</b>	<b>1525020</b>	<b>2876030</b>	<b>672607</b>	<b>992041</b>	<b>1701623</b>	
<b>İŞLETME GİDERLERİ</b>	Elektrik, TL/ay	11400	27400	42000	11400	18700	41500	11400	27400	42000
	Kimyasal, TL/ay	13157	21930	43860	10100	16000	29600	-	-	-
	Kim. Çamur Bertaraf, TL/ay	47984	79978	159956	47984	79978	159956	-	-	-
	Biyolojik Çamur Bertaraf, TL/ay	2880	4800	9600	2187	3645	7290	17100	28500	57000
	Bertaraf için Taşıma, TL/ay	13733	22890	45780	13546	22578	45156	4617	7695	15390
	<b>Toplam İşletme, TL/ay</b>	<b>89154</b>	<b>156998</b>	<b>301196</b>	<b>85217</b>	<b>140901</b>	<b>283502</b>	<b>33117</b>	<b>63595</b>	<b>114390</b>
<b>Amortisman, TL/ay</b>	<b>5927</b>	<b>9004</b>	<b>16100</b>	<b>6842</b>	<b>9967</b>	<b>18797</b>	<b>4396</b>	<b>6484</b>	<b>11121</b>	
<b>Bakım, TL/ay</b>	<b>2236</b>	<b>3398</b>	<b>6075</b>	<b>2582</b>	<b>3761</b>	<b>7093</b>	<b>1659</b>	<b>2447</b>	<b>4197</b>	
<b>Toplam Aylık Gider, TL/ay (İşletme+Amortisman+Bakım)</b>	<b>97317</b>	<b>169399</b>	<b>323371</b>	<b>94641</b>	<b>154629</b>	<b>309392</b>	<b>39172</b>	<b>72525</b>	<b>129708</b>	

## Kaynaklar

- Nemerow, N.L., (2006). *Industrial waste treatment*, ISBN: 0123724937, Elsevier Science & Technology Books.
- Wang, L.K., Hung, Y.T., Lo, H.H. ve Yapıjakis, C., (2006). *Waste treatment in the process industries*, ISBN: 978-0-8493-7233-9, Taylor & Francis Group.
- Eckenfelder, W.W., (2000). *Industrial water pollution control*, McGraw – Hill.

- Filibeli, A., (2005). *Arıtma çamurlarının işlenmesi*, 4.Baskı, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları No: 255, İzmir.
- Köken, E., (2008). Kağıt endüstrisi atıksu arıtma tesisleri maliyet analizi, *Lisans Tezi*, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İzmir.
- Öziş, Ü., Harmancıoğlu, N. ve Türkman, F., (2004). *Mühendislik sistemlerinin ekonomik analizi*, 4.Baskı, DEÜ Mühendislik Fakültesi Yayınları No: 194, İzmir.

## Kesikli ozonlama yöntemi ile atık çamur azaltımı

Melis MUZ, M. Selcen SÖNMEZ, Okan T. KOMESLİ, Celal F. GÖKÇAY\*

Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İnönü Bulvarı, 06531, Ankara

### Özet

*Biyolojik atıksu arıtma tesislerinde atıksuyun arıtılmasının yanı sıra fazla çamurun da uzaklaştırılması önemlidir. Tesis işletme maliyetlerinin yaklaşık yarısından fazlası çamur bertarafına harcanmaktadır. Bu nedenle uygulanabilir, ekonomik ve yenilikçi yöntemler araştırılmaktadır. Araştırılan süreçler arasında ozon güçlü bir oksidan olarak ön plana çıkmaktadır. Bu çalışmada 15-30 gün gibi uzun süren aerobik çürütmeyi kısaltmak için havalandırmaya ilave olarak ozon kullanılması araştırılmıştır. Benzer çalışmalardan farklı olarak araştırmada ozon sürekli olarak kullanılmamış olup bakterilerin ikileme zamanı dikkate alınarak 24 saatte bir kez pals şeklinde kısa sürelerle tatbik edilmiştir. Böylece ozonun biyolojik parçalanmaya olan etkisi de incelenmiştir. Ankara Tatlar Atıksu Arıtma Tesisi Havalandırma Tankı'ndan alınan numuneler ile yapılan deneyler sırasında günde bir kez erlenlerdeki çamurlara 2, 3, 4 ve 6 dakikalık sürelerle ozonlama yapılmış, daha sonra çamur 24 saat süreyle çalkalayıcıda bekletilmiştir. Dört gün süreyle devam eden deneylerde rutin olarak TKM, UKM, KOİ ve OTH ölçümleri yapılmıştır. Sonuç olarak bu süre bitiminde UKM indirgenmesi 2, 3, 4 ve 6 dakika ozonlamalar için sırasıyla %22.6, %40, %75 ve %84 olarak tespit edilmiştir. Standart havasal çamur çürütme ile elde edilen çamur azaltımı %40-50 iken kesikli ozonlama ile elde edilen çamur azaltımı % 80 üzerine çıkmıştır. Yine reaksiyon süresi 20-30 günden 4 günlere inmiştir. Ozon destekli çürütülmüş çamurda yapılan koli basili analizleri de çamurdaki koli basillerinin bu süre içerisinde tamamen öldürüldüğünü göstermiştir. Yine ozon destekli havasal çürütmede önemli miktarda ortama fosfor salınmadığı görülmüştür.*

**Anahtar Kelimeler:** Ozon, çamur degradasyonu, bakteri, ikileme zamanı, pals.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Celal F. GÖKÇAY. cfgokcay@metu.edu.tr; Tel: (312) 210 58 76.

Bu makale, 04-06 Kasım 2009 tarihleri arasında İzmir'de düzenlenen 2. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu'nda sunulan bildiriler arasından, İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü dergisinde basılmak üzere seçilmiştir. Makale metni 19.12.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 09.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.



## Sludge reduction with pulse ozonation

### Extended abstract

Biological treatment is one of the most widely used treatment techniques. Although its high efficiency and easy design make it a preferable option, excess sludge production is a massive burden for the facilities. Approximately, half of the operation cost for domestic wastewater treatment plants is spent for sludge treatment and disposal. Even after treatment it may act as a secondary pollution source at the disposal site due to its heavy metal, pathogen and persistent organic pollutant contents. Therefore, several strategies are considered for excess sludge treatment. Incineration, dewatering, landfilling and use for agricultural purposes are some of them. However, since regulations on the use and disposal of excess sludge are much more stringent than past years, people tend to use methods which reduce the volume of sludge such as thermal, mechanical, chemical and oxidation pretreatment. Ozonation which is a chemical treatment method establishes disintegration by two mechanisms: first one is the destruction of the cell wall of the microorganism and the second one is the mineralization of the intracellular components. According to high degree of disintegration and cost effectiveness of ozonation make it a feasible technique among the other disintegration techniques. Consequently, ozone treatment of sludge gaining popularity and this leads to a new area of study in environmental engineering. The common point of previous studies is the continuous ozonation of the samples. However, ozone is a very expensive chemical to be wasted. Therefore it should be used properly. That led us to consider about pulse ozonation of sludge which would be economically more feasible if it can be as efficient as continuous ozonation. In this study it was planned to use ozone as a substitute to shorten the 15-30 day-long aerobic digestion process. Waste activated sludge samples from Ankara Tatlar Wastewater Treatment Plant were ozonated for 2, 3, 4 and 6 minutes respectively in Erlenmeyer flasks once a day on each of four consecutive days and left for incubation in between on a shaker. In the experiments, ozone was supplied by OSC-Modular 4HC, WEDECO ITT INDUSTRIES (2007) ozone generator. Operating pressure of the generator is 5 bar and the gas flow rate is 10-140 L/hr with a rated capacity of 4 g/hr. Ozone amount that is released to

water in time interval was measured by using Standard Methods 8021 (DPD chlorine reagent) and calibration curve was obtained by spectrophotometric measurement (for 25 mL sample). The MLVSS, MLSS, COD and OUR parameters were measured routinely during the four days. MLSS measurements were done according to Standard Methods (2540B) (APHA, 1998). Chemical oxygen demand (COD) was measured by Hach Lange kits according to HACH 8000(US EPA approved) method. Volatile Suspended Solids (MLVSS) was measured according to 2540 solids method. Total-P was analyzed by 365.4 EPA Method and ortho-phosphate was analysed with 365.3 EPA Method. Obviously, one of the most important reasons of sludge treatment is sludge disinfection. In order to have an opinion about this concept, it was decided to count *E.coli* in the sludge. Also considering the possibility of phosphorus release, total phosphorus and ortho-phosphate were checked in the 6' ozonated sample. At the first day, total phosphorus of the sludge was 0.006 g per g biomass and after the first ozonation this amount increased to 0.0082. By these results, it can be concluded that ozonation does not release significant amounts of phosphorus to the medium. At the end of the experiments, MLVSS reductions for 2, 3, 4, and 6 minutes were observed as 22.6%, 40%, 75% and 84% respectively. As a result of the experiments, by the pulse ozonation of the non-digested activated sludge, both stabilization and reduction of the sludge were achieved in such short period as 4 days. Moreover, it can be ascertained that the obtained sludge was both disinfected from *E.coli* and phosphorus rich. Furthermore, since the COD left in the medium after the experiments was biodegradable, it was concluded that it would be feasible to return to the beginning of the system. Hence, it became possible to save on both time of contact and the amount of ozone used in comparison with other studies where samples were ozonated on continuous bases. The obtained results show similar values for MLVSS, MLSS and COD for both 4' and 6' ozonation for first 3 days. Nevertheless, since the 6' ozonation is more effective in sludge stabilization, after the 4' ozonation for the first 3 days, 6' ozonation for the 4<sup>th</sup> day is suggested.

**Keywords:** Ozone, sludge degradation, bacteria, doubling time, pulse.

## **Giriş**

Biyolojik arıtım en yaygın kullanılan arıtma tekniklerinden biridir. Kolay dizaynı ve yüksek verimliliği bu tekniği diğer yöntemlerden ayırmasına rağmen atık çamur üretimi tesisler için büyük bir ekonomik yük teşkil etmektedir (Liu, 2003). Yaklaşık olarak evsel atıksu arıtma tesisi işletim maliyetinin yarısı çamur arıtımı ve bertarafına harcanmaktadır (Song vd., 2003; Saby vd., 2002). Arıtma çamurları içeriğindeki ağır metal, patojen ve kalıcı organik maddelerden ötürü arıtma sonrasında bile ikincil kirletici kaynak olarak görülmektedir (Zhang vd., 2008). Bu nedenle çamur arıtımı için birçok değişik strateji geliştirilmiştir. Bu uygulamalardan birkaçı yakma, susuzlaştırma, düzenli depolama ve tarımsal faaliyetlerde kullanma olarak sıralanabilmektedir. Ancak atık çamurun kullanımı ve depolanması üzerine düzenlenen yönetmeliklerin gittikçe sıkılaşmasından dolayı odak noktası çamurun hacmini azaltmaya yönelmiştir (Egemen vd., 2001). Örneğin; termal, mekanik, kimyasal ve oksidasyon ön arıtımı bunlardan bazılarıdır (Park vd., 2002). Park ve diğerlerinin makalesinde belirtildiği gibi ozon güçlü bir oksidan olduğu için, hem çamurun arıtılmasında hem de hacmini azaltılmasında ön plana çıkmıştır (Albuquerque vd., 2008). Ozonla çürütme birincisi bakterilerin hücre duvarlarının parçalanması ikincisi ise hücre içi maddelerin mineralize olması şeklindeki iki mekanizma ile gerçekleşir (Park vd., 2002). Muller (2000)'e göre ozonlama prosesini diğer ayrıştırma yöntemlerinden daha üstün yapan ozonun uygun maliyeti ve yüksek derecede ayrıştırma kapasitesidir. Böylece, atık çamurun ozonla arıtılması tüm dünyada popülerlik kazanmakta ve biz çevre mühendisleri için yeni bir araştırma alanı oluşturmaktadır. Şimdiye kadar bu konuda pek çok bilimsel araştırma yapılmıştır. Bu çalışmalarda sürekli düzende ozonlamanın arıtma tesislerinin biyolojik reaktörü, çamur supernatantı, aktif çamur geri dönüşüm hattı ve çamur arıtma ünitesi gibi farklı noktalarındaki çöktürülebilirlik, susuzlaştırılabilirlik, atık çamur azaltımı, pH, nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri mikrobik flok boyutu ve su kalitesi üzerine etkileri incelenmiştir (Yasui ve Shibata, 1994; Goel vd., 2004; Böhler ve Siegrist, 2004;

Dytczak vd., 2006; Weemeas vd., 2000; Park vd., 2002; Paul ve Debellefontaine, 2007; Mines vd., 2009; Song vd., 2003). Bütün bu çalışmaların ortak noktası numunelerin devamlı olarak ozonlanmasıdır. Ancak ozon çok pahalı bir madde olduğundan boşa harcanmamalıdır. Ozonun bu özelliği bizi devamlı ozonlama yöntemine göre ekonomik açıdan daha makul olan onun kadar verimli olan çamurun aralıklı ozonlanması fikrine yönlendirmiştir.

Bu çalışmanın esas hedefi ozonlamanın biyolojik parçalanmaya olan etkilerini ortaya koymaktır. Bu hedefe ulaşmak için şimdiye kadar gerçekleştirilmiş çalışmalardan farklı bir yöntem uygulanmıştır. Havalandırma havuzu çamurunun ozonlanması, havuzun içerisindeki bakteri kültürünün ikileme zamanı dikkate alınarak yapılmıştır. 2, 3, 4 ve 6 dakikalık kısa süreli ozonlamaların ardından biokütle parçalanmış ve mineralize olmuş biokütleyi tüketerek çoğalması için 24 saat çalkalayıcıya konulmuştur. Bu da en basit şekliyle bakterinin kendi kendisini yemesi olarak tabir edilebilmektedir.

## **Materyal ve metod**

### **Çamur karakterizasyonu**

Atık çamur örnekleri Ankara Tatlar Atıksu Arıtma Tesisi'nin havalandırma tankının geri dönüşüm hattından alınmıştır. Kullanılan çamurun TKM değeri 2.3 g/L'ye distile su ilave edilerek ayarlandı. Bu çamurun UKM değeri ise 1.9 g/L sabit olarak tespit edildi. Tatlar tesisi bir konvansiyonel aktif çamur tesisi olup; genellikle çok kısa çamur yaşında işletilmektedir. Tasarım ve tipik çamur yaşı 2 - 4 gündür. Fazla çamur havasız arıtma ile bertaraf edilmektedir.

### **Çamur hazırlama**

Deneyle başlanmadan önce ortamdaki çözülmüş KOİ girişimini engellemek amacıyla çamur pH 7'de fosfat tampon çözeltisiyle (0.013:0.013 M  $\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{K}_2\text{HPO}_4$ ) yıkanmıştır. Böylece KOİ'nin sadece ortamdaki biokütleden kaynaklanıyor olması amaçlanmıştır. Çamur iki kez fosfat tamponu ile santrifüj edilerek yıkanmıştır. Santrifüj edilen çamurların üst fazları atılarak peletler tampon çözeltisi eklenerek 300 mL'ye tamamlanmıştır. Bu prosedür kontrol ve paralel gruplarına da aynen uygulanmıştır.

### Ç amurun ozonla parçalanması

Deneylerde WEDECO ITT INDUSTRIES (2007) yapımı OSC-Modular 4HC laboratuvar tipi ozon jeneratörü kullanılmıştır. Ozonatörün işletim basıncı 5 bar, gaz akış hızı 10-140 L/sa, kapasitesi 4gr/saattir. Zaman bazında suya geçirilen ozon miktarı, Standart Methods 8021 (DPD klor ayracı) metodu ile, kalibrasyon eğrisi çizilerek spektrofotometrik yolla ölçülmüştür.

### Analiz

Toplam katı madde (TKM-MLSS) Standard Methods (2540B) (APHA,1998)'e göre yapılmıştır. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) Hach Lange kitleri kullanılarak HACH 8000 (US EPA onaylı) metoduna göre gerçekleştirilmiştir. Uçucu katı madde (UKM-LVSS) 2540 solids metoduna göre yapılmıştır. Toplam fosfor EPA Method 365.4 ve ortofosfat ise EPA 365.3'e göre analiz edilmiştir. Sudaki ozon Standart Methods 8021 (DPD klor ayracı) metodu ile ölçülmüştür.

### Sonuçlar ve değerlendirme

Bu araştırmada iki deney seti hazırlanmıştır. Her iki sette de ç amur ç ürümesi TKM ve UKM bakılarak takip edilmiş, erlenlerdeki katı madde süzülerek süzüntü de KOİ analizleri gerçekleştirilmiştir. İkinci sette bu analizlere ilave olarak oksijen tüketim hızı, OTH, da ölçülmüştür. 4 ve 6 dakika süre ile test erlenlerinde elde edilen ozon miktarları Tablo 1'de verilmiştir. Ozon değerleri her bir erlene ilave edilen biokütle bölünerek g ozon/g biokütle değerleri hesaplanmıştır.

Tablo 1. Biokütle başına düş en ozon dozu

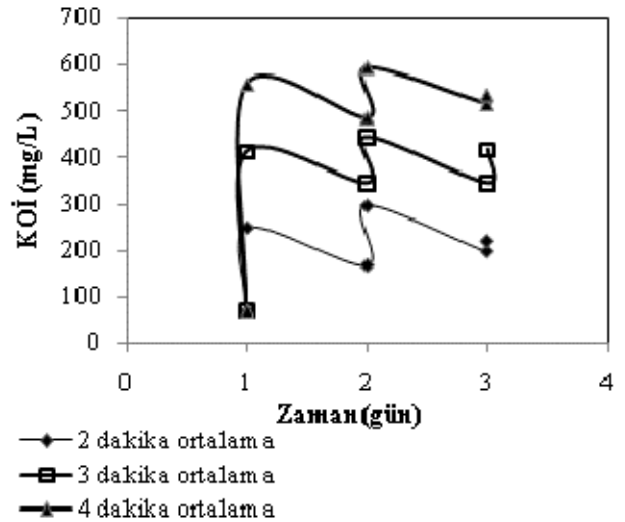
Süre (dk.)	Ozon (mg/L)	g ozon/g biokütle
4	3.2141	0.0017
6	4.0363	0.0021

Deneylerde başlangıçtan itibaren ozonlama öncesi ve hemen sonrasında TKM ve UKM ölçülmüş, filtratta ise sadece KOİ ölçümü yapılmıştır. Daha sonra 24 saat ç alkalanmaya bırakılan ç amurlar 4 gün boyunca orbital ç alkalayıcıda 75 dev/dk. hızla 25°C'de inkübe edilmiştir. Bu örnekler her gün aynı saatlerde belir-

tilen süreyle ozonlanmış ve her defasında ozonlama öncesi ve sonrası aynı ölçümler yapılmıştır

### Birinci set deneyler

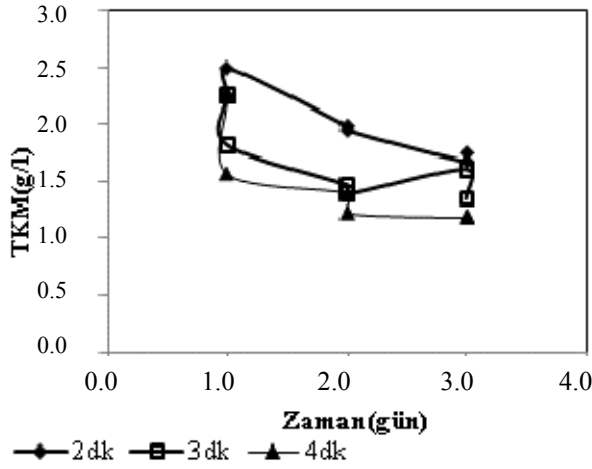
İlk deney setinde numuneler 2, 3 ve 4 dakikalık ozonlama işlemine tabi tutulduktan sonra elde edilen sonuçlar Ş ekil 1'de sunulmaktadır. Bu deneyler sonucunda 2 ve 3 dakikalık ozonlamanın yetersiz olduğu belirlenmiştir. Buna ek olarak, 6 dakika ozonlanan numunede, takip eden günlerde ozonlamadan sonra dikkate değer miktarda KOİ açığa çıkmadığı Ş ekil 2'den anlaşılmaktadır. İlk günkü ozonlamanın biyokütleyle tamamen öldürmüş olabileceği ve buna bağlı olarak bakteri gelişiminin sürmemesi sonucunda yeniden KOİ salınımının neredeyse sıfır olduğu düşünülmüştür. Birinci set deneylerde elde edilen numerik değerler Tablo 2'de verilmektedir.



Ş ekil 1. KOİ değerlerinin karşılaştırılması

Birinci deney setinden elde edilen sonuçlardan sisteme ozon verildiğinde mikroorganizma hücre duvarlarının parçalanarak hücre içi maddelerin ortama salındığı ve KOİ'yi arttırdığı anlaşılmaktadır. Daha sonra bu erlenlerin 24 saat inkübasyonu sonucunda KOİ'nin tüketilerek ortamdaki uzaklaştırıldığı ve bunu takip eden ozonlama sırasında yeniden KOİ salınımı meydana geldiği görülmektedir. TKM (MLSS) ölçümlerinin verildiği Ş ekil 2'den de görüldüğü gibi 2, 3 ve 4 dakika ozonlama prosesine tabi tutulan erlenlerde beslenen ozon miktarı ile

doğru orantılı olarak TKM miktarında bir düşüş meydana gelmiştir.



Şekil 2. 2, 3 ve 4 dakikalık numunelerin TKM değerlerinin karşılaştırması

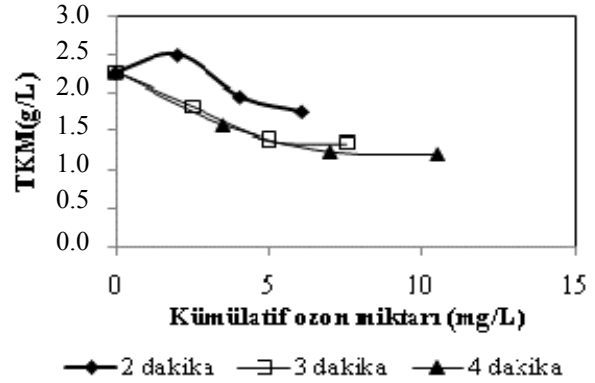
Tablo 2. Ozonlanma süresine göre TKM ve KOİ değerlerinin değişmesi

Parametre	Birim	2 dk.	3 dk.	4 dk.
TKM <sub>başlangıç</sub>	(g/L)	2.26	2.26	2.26
TKM <sub>son</sub>	(g/L)	1.75	1.35	1.2
TKM <sub>indirgenmesi</sub>	(%)	23	40	47
KOİ <sub>başlangıç</sub>	(mg/L)	71	71	71
KOİ <sub>son</sub>	(mg/L)	221	417	537

Ozonlamadan sonra ortamda kalan biokütle çalkalama süresi boyunca ortaya çıkan KOİ'yi tüketmektedir. Ortamdaki kalan biokütle miktarı giderek azaldığı için deney boyunca biyokütle tarafından tüketilen KOİ'nin azaldığı ve her ozonlama ile birlikte giderek daha az KOİ'nin filtrata salındığı anlaşılmaktadır. 6 dakika uygulamasında ilk gündeki biyokütle parçalanmasından dolayı ortaya çıkan KOİ artışı çok yüksek olmasına rağmen bu süreyi takip eden günlerde bu kadar yüksek bir artış gözlemlenmemiştir. Bu davranış iki olasılığı akla getirmektedir. Buna göre ya ilk gün ozonlamasının biyokütleyi tamamen parçalaması ve filtrata KOİ salınımını sağlamaktadır ve bundan sonraki ozonlamanın KOİ salınımına katkısı bulunmamaktadır, ya da yüksek ozon uygulaması biyokütleyi tamamiyle öldürmekte ve sonraki KOİ tüketimini engelle-

mektedir. 2, 3 ve 4 dakika ozonlama uygulamasına tabi tutulan erlenlerde 4. gün sonunda verilen toplam ozon miktarları ve elde edilen TKM azalması Şekil 3'te sunulmaktadır. Burada 4 dakika uygulamasında TKM azalmasının 6 mg/L toplam ozon uygulandığında sona erdiği görülmektedir.

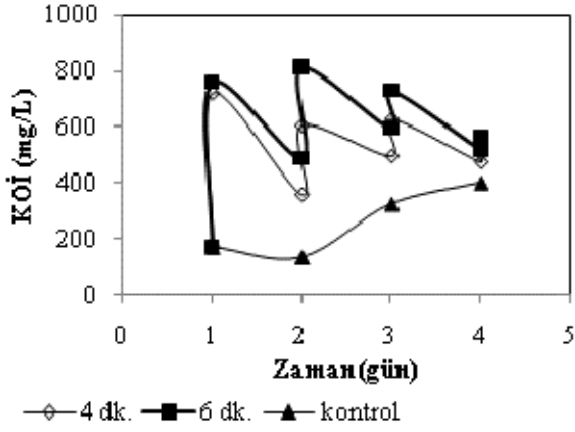
Bu ise 2.65 g ozon / g toplam kütle sarfiyatına karşılık gelmektedir.



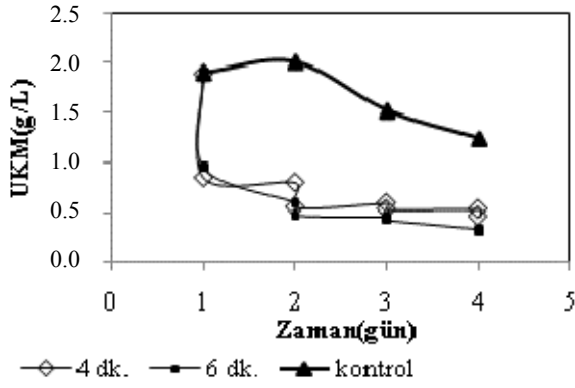
Şekil 3. Kümülatif ozon miktarının TKM üzerindeki etkisi

### İkinci set deneyler

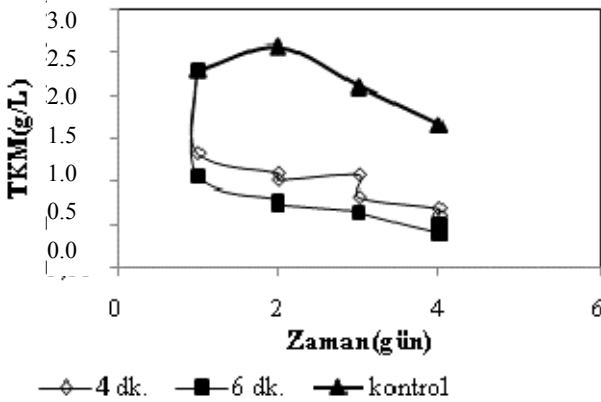
Bu deneyler birinci set deneyleri teyit ve eksik bulguları tamamlama amacıyla sadece seçilen 6 ve 4 dakika uygulaması ile ilgili olarak yapılmıştır. Şekil 4'ten görüleceği gibi 4 ve 6 dakika ozon uygulaması ilk gün KOİ salınımında önemli bir fark göstermemektedir. Ancak zaman içinde uygulamasında KOİ salınımının yükseldiği anlaşılmaktadır. Bu ise 6' uygulamasının canlı biyokütleyi daha çok tahrip ettiğini göstermektedir. 4' uygulamasında kalan aktif biyokütle daha fazla olduğu için havalandırma sırasında daha yüksek KOİ tüketimi gözlemlenmiştir. Bu davranış Şekil 5'te gösterilen ölçümlerinden de anlaşılmaktadır. 3. gün sonunda 4' uygulamasında TKM azalmanın durduğu 6' uygulamasında ise halen devam etmekte olduğu anlaşılmaktadır. Şekil 6'da gösterilen TKM davranışı da bu gözlemleri teyit eder mahiyettedir. 3. gün sonunda 4' uygulamasında TKM değişimi olmadığı halde 6' uygulamasında TKM azalması devam etmiştir.



Şekil 4. Kontrol ve 4, 6 dakika ozonlanmış numunelerin KOİ değerlerinin karşılaştırılması



Şekil 5. Kontrol ve 4, 6 dakika ozonlanmış numunelerin UKM değerlerinin karşılaştırılması



Şekil 6. Kontrol ve 4, 6 dakika ozonlanmış numunelerin TKM değerlerinin karşılaştırılması

#### Oksijen tüketim hızı

4' ve 6' uygulamasından geriye kalan biyokütlenin stabilize olma durumu oksijen tüketim hızı

(OTH) verileri (Tablo 3) dikkate alınarak değerlendirilmiştir.

Tablo 3'ten de görüldüğü gibi, deney boyunca oksijen tüketim hızı tüm erlenlerde düşmektedir. Deney erlenlerinde OTH kontrolden çok daha düşük seyretmiştir. Özellikle 6' erleninde deney sürecinin sonunda neredeyse hiç biyokütle kalmadığı için en fazla düşüş burada görülmüştür. Bu erlendeki ortama salınan KOİ'nin biyolojik olarak ayrıştırılıp ayrıştırılmayacağını anlamak için, oksijen tüketim hızı bilinen biyokütle aşısı olarak 4 gün süresince 6 dakikalık ozonlamaya tabi tutulan numuneye son ozonlamadan sonra eklenmiştir ve OTH'ye bakılmıştır. Aşının dO/dt değeri -0.0004 ve aşısı eklenmiş numunenin de dO/dt değeri -0.0006 olarak ölçüldüğü için, 6 dakika ozonlanmış bu numunenin ortama bıraktığı KOİ'nin biyolojik olarak ayrıştırılabilir olduğu sonucuna varılmıştır.

Tablo 3. Günlere göre 4, 6 dakikalar ve kontrol grubunun oksijen kullanma hızları

OTH (dO/dt)	kontrol	4 dakika	6 dakika
Birinci gün	-0.0008	-0.0008	-0.0008
İkinci gün	-0.0006	-0.0008	-0.0003
Üçüncü gün	-0.0005	-0.0003	$-2 \times 10^{-5}$
Dördüncü gün	-0.0004	-0.0002	$-5 \times 10^{-5}$

Havali çürütme özellikle fosfor gideren proseslerde uygulanan bir çamur bertaraf etme uzaklaştırma yöntemidir. Bu türlü çamurlar fosfor salınımını gerçekleştirebilmek için havasız ortamlara sokulmamalıdır. Yapılan deneyler sonucunda fosfor açısından zengin çamur elde edilirse, bu çamurun ikincil amaçlar için de kullanılabilmesi mümkün olabilecektir. Deneyler sonunda ortama sadece KOİ değil fosfor da salınabileceği düşünülerek 6 dakika ozonlanan numunede toplam fosfor ve ortofosfat bakılmıştır. İlk gün çamurun toplam fosforu 11.36 mg/L, ozonlama sonrası ortofosfat ise 3.6 mg/L olarak ölçülmüştür. Başlangıçta g biyokütle başına 0.006 g fosfor düşerken ilk ozonlamadan sonra bu değerinin 0.0082'ye çıktığı tespit edilmiştir. Bu veriler ozonlama deneyleri sonucunda ortama önemli miktarda fosfor salınmadığına işaret etmektedir.

Bilindiği üzere çamur arıtımının en önemli biri de çamurların dezenfeksiyonudur. Bu konu hakkında bir fikir elde edebilmek için çamurda *E.coli* sayımı yapılmıştır.

Çamur homojenize edildikten sonra sıvıda yapılan *E.coli* sayımında ilk gün 800 bakteri kolonisi / 100 mL bulunurken ozonlama sonrasında hiç *E.coli* kolonisine rastlanmamıştır.

## Sonuç

Yapılan deneyler sonucunda, hiç çürütülmemiş aktif çamurun kesikli ozonlama yöntemi ile 4 gün gibi kısa bir sürede hem çürütülmesi hem de stabilizasyonu sağlanmıştır. Bunun yanı sıra, elde edilen çamurun koli basili açısından dezenfekte edilmiş ve fosfor açısından da zenginleşmiş hale gelmiş olduğu anlaşılmaktadır. Ayrıca deneyler sonunda ortamda kalan KOİ'nin biyolojik olarak ayrıştırılabilir olduğu gösterildiği için sisteme geri dönüşünün mümkün olabileceği sonucuna varılmıştır.

Elde edilen sonuçların ışığında, ilk 3 gün için 4 ve 6 dakikalık ozonlamanın UKM, TKM ve KOİ açısından birbirine çok yakın sonuçlar verdiği görülmüştür. Ancak stabilizasyon konusunda 6 dakika ozonlama daha verimli olduğu için, ilk üç gün 4 dakika ozonlamanın ardından dördüncü gün 6 dakikalık ozonlama yapılması burada önerilmektedir. Literatür değerlerine göre havalı çamur çürütme için atık çamur hidrolik bekleme süresi 10-15 gündür (20 °C) (Metcalf & Eddy 1991). Bu süre sonunda elde edilmesi beklenen UKM azalması ise %40-50 civarındadır. Bu çalışmada ozonlama ile birlikte elde edilen UKM azalması %84 (6 dk. için) ve gerekli temas süresi 4 gün olarak belirlenmiştir.

## Teşekkür

ODTÜ-Teknokent'e desteklerinden dolayı teşekkür ederiz.

## Kaynaklar

Albuquerque, J.S., Domingos, J.C., Sant'Anna Jr., G.L. ve Dezotti, M., (2008). Application of ozonation to reduce biological sludge production in an industrial wastewater treatment plant, *Water Science and Technology*, **58**, 10, 1971-1976.

APHA, (1998). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 17<sup>th</sup> edition, American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington DC.

Böhler, M. ve Siegrist, H., (2004). Partial ozonation of acitvated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking, *Water Science and Technology*, **49**, 10, 41-49.

Dytczak, M.A., Londry, K.L., Siegrist, H. ve Oleszkiewicz, J.A., (2007). Ozonation reduces sludge production and improves denitrification, *Water Research*, **41**, 543-550.

Egemen, E., Corpening, J. ve Nirmalakhandan, N., (2001). Evaluation of an ozonation system for reduced waste sludge generation, *Water Science and Technology*, **44**, 2-3, 445-452.

EPA, (1974). Method#365.4, Phosphorus, Total.

EPA, (1978). Method#365.3, Phosphorus, All Forms.

Goel, R., Takutomi, R. ve Yasui, H., (2003). Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pretreatment, *Water Science and Technology*, **47**, 12, 207-214.

Hach Method 8021. DPD Chlorine reagent. (USEPA approved for drinking water analysis).

Hach Method 8000. Chemical oxygen demand. (USEPA approved for drinking water analysis).

Liu, Y., (2003). Chemically reduced excess sludge production in the activated sludge process, *Chemosphere*, **50**, 1, 1-7.

Metcalf & Eddy Inc. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, New York: McGraw-Hill.

Mines, Jr., R.O., Northen, C.B. ve Murchison, M., (2008). Oxidation and ozonation of waste activated sludge, *Journal of Environmental Science and Health*, **43**, 610-618.

Müller, J., (2002), Disintegration as a key step in sewage sludge treatment, *Water Science and Technology*, **41**, 8, 123-130.

Park, K.Y., Ahn, K.H., Maeng, S.K., Hwang, J.H. ve Kwon, J.H., (2002), Feasibility of sludge ozonation for stabilization and conditioning, *Ozone Science and Engineering*, **25**, 73-80.

Paul, E. ve Debellefontaine, H., (2007), Reduction of excess sludge produced by biological treatment processes: Effect of ozonation on biomass and on sludge, *Ozone: Science and Engineering*, **29**, 415-427.

Saby, S., Djafer, M. ve Chen G., (2002), Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge in activated sludge process, *Water Research*, **36**, 656-666.

- Song, K., Choung, Y., Ahn, K., Cho, J. ve Yun, H., (2003). Performance of membrane bioreactor system with sludge ozonation process for minimization of excess sludge production, *Desalination*, **157**, 353-359.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoons, F. ve Verstraete, W., (2000), Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Water Research*, **34**, 8, 2330-2336.
- Yasui, H. ve Shibata, M., (1994), An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Water Science and Technology*, **30**, 9, 395-404.
- Zhang, G., Yang, J., Liu, H. ve Zhang, J., (2009). Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms, *Bioresource Technology*, **100**, 1505-1509.

## Sünger filtre ile çamur yoğunlaştırma

Orhan GÖKYAY<sup>1\*</sup>, Ayşen ERDİNÇLER<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Çevre Mühendisliği Bölümü, Marmara Üniversitesi, 34724, Göztepe, İstanbul, Türkiye

<sup>2</sup> Çevre Bilimleri Enstitüsü, Boğaziçi Üniversitesi 34342, Bebek, İstanbul, Türkiye

### Özet

*Arıtma çamurlarının bertarafı, atıksu arıtma tesislerinin işletilmesinde dikkat edilmesi gereken önemli problemlerden biri olmaya devam etmektedir. Birçok ülkede akuatik ortamın korunmasında büyük bir rol oynayan küçük ölçekli işletmelerde çamur bertarafının mekanik yöntemlerle verimli ve ekonomik bir şekilde gerçekleştirilmesi oldukça zordur. Pek çok küçük ölçekli tesis atık çamurlarını işleyememekte ve oluşan atık çamurlarını başka tesislere göndermektedir. Bu çalışmada, sünger filtre kullanımı ile küçük işletme tesislerinde sıvı-katı ayırımının (susuzlaştırma işleminin) sağlanması ve çamur yoğunlaştırılmasında yaygın olarak kullanılan cazibeli çamur yoğunlaştırıcı, çözülmüş hava ile yüzdürme vb. konvansiyonel mekanik ekipmanlarla elde edilen sonuçların karşılaştırılması amaçlanmıştır. Sünger ile çamur yoğunlaştırma, yavaş kum filtresine oldukça benzer nitelikte fakat kum yerine sünger malzemenin kullanıldığı bir filtrasyon sistemidir. Çalışmada kullanılan çamur haftalık olarak İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi (İSKİ) Paşaköy İleri Biyolojik Arıtma Tesisi'nin çamur geri dönüş hattından temin edilmiştir. Çamur sisteme peristaltik bir pompa yardımı ile filtre üzerinden farklı debilerde beslenmiştir. Çamurun katı-sıvı ayırımında, katı kısım sünger filtrenin üzerinde bir katman (çamur keki) yaratmış, sıvı kısım ise alttan drene edilmiştir. Biyolojik çamurun başlangıçtaki katı madde konsantrasyonu yüzde 0.8 ile 1.6 arasında değişmiştir. Sünger ile yoğunlaştırma işleminden sonra elde edilen katı madde konsantrasyonunun yüzde 4.1 ile 6.4 arasında olduğu gözlenmiştir. Drene edilen sıvı fazda ise kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toplam yüzebilir katı madde (TYKM) miktarı ölçülmüş ve yerel kanala deşarj standartları ile karşılaştırılmıştır.*

**Anahtar Kelimeler:** Çamur katı-sıvı ayırıştırması, çamur susuzlaştırması, sünger filtrasyonu, küçük ölçekli arıtma tesisleri.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Orhan GÖKYAY. orhan.gokyay@marmara.edu.tr; Tel: (216) 348 02 92.

Bu makale, 04-06 Kasım 2009 tarihleri arasında İzmir'de düzenlenen 2. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu'nda sunulan bildiriler arasından, İTÜ Dergisi/e Su Kirlenmesi Kontrolü dergisinde basılmak üzere seçilmiştir. Makale metni 19.12.2009 tarihinde dergiye ulaşmış, 11.03.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.



## Sludge thickening by foam filtration

### Extended abstract

Sludge processing and disposal is one of the most essential and important steps in wastewater treatment, due to the huge amount of sludges (biosolids) produced as a residue of the biological wastewater treatment plants. Inappropriate sludge treatment causes to serious environmental problems. Thickening and dewatering are the common processes for sludge treatment; sludge is reduced or disposed directly or after insulation, etc. Considering the overall cost of wastewater treatment including biosolids treatment, the efficiency of the solid-liquid separation process is a key factor in wastewater treatment (Dentel, 2001). The cost of the dewatering step in municipal treatment plants, including conditioning agents, typically accounts for 30-50% of the annual operating costs (Mikkelsen ve Keiding, 2001). Sludge dewatering was also pointed out as one of the most expensive processes (Burris, 1979, Bruus vd., 1992). Therefore, many researchers (Krofta ve Wang, 1986; Tokunaga vd., 1986; Vesilind, 1995) focused on improving the efficiency of the dewatering and thickening system.

In small-scale wastewater treatment facilities, it is difficult to carry out the sludge treatment on site. In many cases the excess sludge is transported to the other sludge processing facilities. Sludge volume reduction is an important issue in terms of transport costs and energy saving. It is then worthy to develop a sludge thickening and dewatering system specific for small-scale wastewater treatment facilities.

Gravimetric thickening, dissolved air flotation and centrifugation are the most common processes used for sludge thickening; Gravimetric thickening is commonly used in wastewater and water treatment facilities because of the simple structure and low energy requirements of the apparatus. On the other hand, the gravimetric thickening process requires a large volume thickening tank and long operation period. In addition, the supernatant from the gravimetric thickening tank contains a high level of SS and returning to water treatment is a necessary process for small-scale facilities. Some other mechanical thickening processes may not be applicable for small-scale facilities due to their high costs and low working rates.

Foam filtration is based on catching the solid particles in the pores of the filter and using these blocked pores to form a sludge layer over the filter medium and make the sludge itself a filter medium and percolate only water under the filter medium, then decrease the sludge volume. The pore sizes changes between 200 – 250  $\mu$  and they don't follow a regular pattern in 10mm thick foam, this fact enhances solid caking. Also water can percolate from the pores easily.

Two phenomena take place simultaneously during thickening. They are namely retention of solids in the foam and expulsion of water. This is affected by various parameters; the major factors being gradation of solids in the sludge, water content of sludge, and opening size of foam. Another important aspect that needs to be taken care during thickening is the permeability of the foam. Permeability of the media does not remain constant throughout the process. It decreases with time. Decrease in permeability of a media is the result of clogging of pores. Clogging is a function of gradation and therefore the decrease in permeability is also a function of gradation.

This study introduce the foam filtration as a new liquid-solid separation technique for the small scale treatment plants instead of the conventional equipments like gravity sludge thickener and dissolved air flotation systems. The foam thickening is a filtration operation simulating the slow sand filtration except the sponge medium instead of sand medium. In this study, the biological sludge samples were taken from the return sludge line of Istanbul Paşaköy Advanced Biological Wastewater Treatment Plant. The sludges were fed to the filter from the top by using a peristaltic pump at different flow rates. Solid part of the sludge was retained on the surface of the filter forming a layer (sludge cake) at the top of the mesh and the liquid part was drained from the bottom. The initial solids concentrations of the biological sludge ranged from 0.8 to 1.6 percent before the thickening. The solid concentrations of the biological sludge samples thickened by foam filtration were found to be in a range of 4.1 to 6.4 percent. COD and TSS of the filtrates obtained from the foam filtration of sludge were also analyzed and compared with respect to the discharge standards given at the related Regulation.

**Keywords:** Liquid-solid separation of sludges, sludge dewatering, foam filtration, small-scale treatment plants.

## **Giriş**

Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan arıtma çamurlarının uygun olmayan şekillerde işlenmesi ve bertarafı, çeşitli çevresel problemler doğurmaktadır. Yoğunlaştırma ve susuzlaştırma işlemleri, çamur arıtımı için günümüzde kullanılan en yaygın yöntemlerdendir. Bu işlemler sonucunda çamurun hacmi azaltılır, daha sonra çamur direkt olarak veya gerekli işlemlerin uygulanmasından sonra uygun şekilde bertaraf edilebilir. Bu arıtma çamurlarının bertarafı atıksu arıtma maliyetinin önemli bir kısmını oluşturmaktadır (Dentel, 2001). Evsel atıksu arıtma tesisleri üzerinde gerçekleştirilen çalışmalar, kullanılan kimyasal maddelerin bedeli ile birlikte, çamurların yoğunlaştırma ve susuzlaştırma maliyetlerinin yıllık işletme maliyetlerinin ortalaması olarak %30-50'sini oluşturduğunu göstermektedir (Mikkelsen ve Keiding, 2001). Çamur susuzlaştırma işlemi, atıksu arıtım tesislerinde gerçekleştirilen en maliyetli işlemlerden biridir (Burris, 1979, Bruus vd., 1992). Bu nedenlerden dolayı yakın zamanda çok sayıda araştırmacı (Krofta ve Wang, 1986; Tokunaga vd., 1986; Vesilind, 1995) çamur yoğunlaştırma ve susuzlaştırma işlemlerinin verimi üzerine çeşitli çalışmalar gerçekleştirmişlerdir.

Küçük ölçekli tesislerde arıtma çamurlarının bertarafı incelendiğinde, çamur işleme uygulamalarının oldukça zorlukla gerçekleştirilebildiği, çoğunlukla elde edilen bu çamurların işlenmek üzere başka tesislere iletildiği görülmektedir. Bu yüzden çamur hacminde elde edilecek azalmalar, hem taşıma maliyeti hem de enerji tasarrufu açısından büyük önem taşımaktadır. Yaşanan bu sıkıntı ve zorluklar, akuatik ortamın korunmasında da önemli bir rol oynayan küçük ölçekli tesislere özel olarak çamur yoğunlaştırma ve susuzlaştırma yöntemlerinin gerekliliğini ortaya koymuştur.

Cazibeli çamur yoğunlaştırma, hava ile yüzdürme ve santrifüjleme yöntemleri arıtma çamurlarının yoğunlaştırılmasında sıklıkla başvurulan en yaygın yöntemlerdendir. Bu yöntemler arasında özellikle cazibeli çamur yoğunlaştırma, gerek basit yapısı gerekse daha az enerji ihtiyacı nedeni ile tesislerde en çok kullanılan yöntem-

dir. Bununla birlikte bu yöntemin uygulanması için gerekli alan ihtiyacı çok fazla olup, işlem süresi ise oldukça uzundur. Ayrıca, çöktürme tankındaki üst faz çok miktarda askıda katı madde içermektedir. Bu katı maddelerin geri devri ve tekrar işlenmesi ise ekstra bir maliyet gerektirmektedir. Benzer şekilde diğer mekanik yöntemlerin de küçük ölçekli tesislerde kullanımını, hem ekonomik yönden hem de verimsiz çalışma oranları bakımından pek mümkün olmamaktadır.

Sünger filtreler, arıtma çamurlarının katı – sıvı faz ayırımında kullanılmak üzere tasarlanmıştır. Bu şekilde büyük çöktürme tankları yerine kullanılabilen bu filtrelerin kullanımıyla, arıtma çamuru hacminin azaltılması ve bu işlemin daha kolay gerçekleştirilmesi mümkün olabilmektedir. Sünger filtre ile arıtma çamurlarının yoğunlaştırılması işlemi, katı parçacıkların süngerin gözeneklerinde tutulması ve tıkanmış gözenekler yardımı ile süngerin üzerinde bir çamur katmanı meydana getirmek suretiyle, çamurun kendisini bir medya olarak kullanarak suyun süzülmesini sağlamak esasına dayanmaktadır. Bu şekilde arıtma çamuru hacminde de önemli bir azalma sağlanır. Gözeneklerin büyüklüğü 200 – 250 µm arasında değişmektedir ve düzenli bir yol izlememektedir. Çamur suyu gözeneklerden kolaylıkla geçerek çamur kekinin oluşmasını daha kolaylaştırmaktadır. Yoğunlaşma esnasında, katıların sünger içinde tutulması ve suyun drene edilmesi işlemleri eş zamanlı olarak gerçekleşmektedir. Bu işlemler çamurlarda katıların geçişi, çamurun su muhteviyatı ve süngerin gözenek büyüklükleri gibi çeşitli parametrelerden etkilenmektedir. Göz önünde bulundurulması gereken bir diğer etken ise süngerin geçirgenliğidir. Ortamın geçirgenliği işlem sırasında aynı kalmamakta, giderek azalmaktadır. Geçirgenliğin azalmasının sebebi ise gözeneklerin tıkanmasıdır. Tıkanma geçişmenin bir fonksiyonudur ve bu nedenle geçirgenlikteki azalma da bu geçişmenin bir fonksiyonudur. Bununla birlikte, süngerin gözenek büyüklüğü ve çamurun su muhteviyatı yoğunlaşma işleminde etkili diğer önemli faktörlerdendir.

Sünger filtre ile yoğunlaştırma işlemi, yavaş kum filtre işleminin kum yerine sünger medya kullanılarak gerçekleştirilmiş şeklindedir. Yavaş kum filtreleri kullanılmaya başladıktan bir kaç hafta sonra olgunlaşma safhasına girmektedirler. Bu safha sonucunda, üst katmanda jelatin benzeri sık bir mikroorganizma yapısı oluşmaktadır. Oluşan mikroorganizma katmanı en çok askıda ve koloidal maddenin ortamdan alındığı yerdir (Droste, 1997). Yavaş kum filtrelerinde, filtreleme hızı tipik olarak 1 ile 8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.gün arasındadır. (Geyer ve Okun, 1968). Bu çalışmada gerçekleştirilen sünger ile yoğunlaştırma işleminde ise filtrasyon hızının 0.36 ile 1.62 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.gün arasında değiştiği gözlenmiştir. Sünger ile yoğunlaştırma işleminde, tutulan askıda katı maddeler ve koloidal maddeler süngerin üstünde gözenekler tılandıktan sonra bir katman oluşturarak filtreleme işleminin verimini artırmaktadır. Deneylerin bu kısmında “süzme sırasında tıkanma (straining)” gerçekleşmektedir. Partiküller, eğer granüler bir ortamda gözenek açıklığından büyük ise veya ağ filtrenin gözeneklerinden büyük ise süzme mekanizması ile tutulmaktadır. Buna ek olarak, eğer partiküller gözenek açıklığından küçük ise, yüzeyde tutulan partiküllerin oluşturduğu katmanda tutulabilmektedirler. Ayrıca, yüksek konsantrasyonda katı madde içeren ortamlarda, partiküllerin aynı anda gelerek gözenekleri tıkanma olasılığı da bulunmaktadır (Montgomery, 1985).

Bu işlemin uygulanmasında, süzme sırasında tıkanma (straining) mekanizmasını en aza indirecek filtre malzemesinin seçilmesi gerekmektedir. Bununla birlikte, çamurların sünger filtre ile yoğunlaştırılmasında straining en önemli mekanizmadır. Bakteriyel çamurların flok büyüklüğü 0.1 ile 2.0 mm arasında değişmekteyken, sünger filtrenin gözenek büyüklüğü ise 0.2 ile 0.25 mm arasındadır ([http://www.eawag.ch/medien/publ/eanews/archiv/news\\_60/en60e\\_manser.pdf](http://www.eawag.ch/medien/publ/eanews/archiv/news_60/en60e_manser.pdf), 2006). Bu nedenle, gözenek açıklığından küçük floklar filtrenin üst yüzeyinde değil, filtre üzerinde oluşan çamur katmanında tutulmaktadır. Sünger filtrenin değişen gözenekli yapısı straining mekanizmasının oluşmasına ve partiküllerin tutulma veriminin artmasına neden olmaktadır. Tutulma verimi arttıkça da filtrede toplanan katı madde konsantrasyonu artmaktadır.

Granüler ortam ile filtrasyon yapılan durumlarda, yük kayıplarının hızla artması nedeni ile süzme sırasında tıkanma mekanizması çok fazla tercih edilmemektedir (Ives, 1982). Buna karşın, gözeneklerin tıkanması sonucunda ortaya çıkan “süzme sırasında tıkanma mekanizması” sünger ile yoğunlaştırmada oldukça istenen bir durumdur; çünkü bu şekilde filtre üzerinde hızlı bir şekilde çamur katmanının oluşması sağlanabilmektedir. Çamur katmanı ne kadar hızlı oluşursa, toplanan çamurun konsantrasyonu da o hızla artış göstermektedir.

Bu çalışmada sünger filtrenin küçük ölçekli tesislerde yoğunlaştırma işlemlerinde kullanılması araştırılmış ve bu amaçla ham çamur ve çıkış suyu karakterleri ve ulaşılan çamur kek konsantrasyonu incelenmiştir.

## Materyal ve yöntem

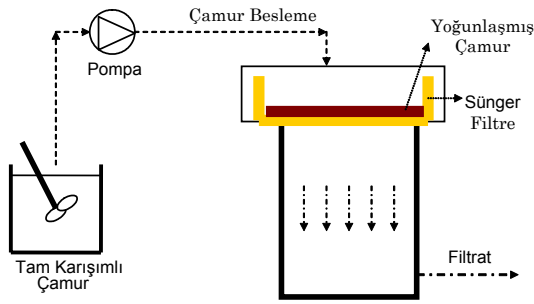
Çalışma kapsamında yürütülen çamur yoğunlaştırma deneyleri, iki aşamalı olarak planlanmıştır. İlk aşama 30 dakikalık yükleme ve 15 dakikalık bekleme süresinden oluşmaktadır. Bekleme süresi boyunca pompa durdurulmuştur. İkinci aşama ilk aşamaya benzemektedir ancak 30 dakikalık yükleme süresini 30 dakikalık bekleme süresi takip etmiştir. Toplam süre 105 dakikadır. Süreler küçük ölçekli tesislerde uygulanabilirlik amacıyla seçilmiştir. Bu deneyler sırasında, katı madde yükleme değerleri 4.6 ile 22.2 kg/m<sup>2</sup>.gün arasında gerçekleşmiştir. Çamur numuneleri her 15 dakikada bir alınmış ve katı madde konsantrasyonları ölçülmüştür. Çamur besleme akımları ise 40 mL/dk ile 180 mL/dk arasında kademeli arttırılarak uygulanmıştır.

Deneylerde kullanılan biyolojik çamur numuneleri haftalık olarak 30’ar litrelik bidonlarda İstanbul’da bulunan Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’nin son çöktürme tanklarından sonraki geri dönüş hattından alınmıştır. Tesis günlük 125000 m<sup>3</sup>/gün debi ile işletilmekte olup tesiste biyolojik fosfor giderimini takiben nitrifikasyon ve denitrifikasyon evreleri bulunmaktadır. Kullanılan biyolojik çamur numunelerindeki başlangıç katı madde konsantrasyonu %0.8 ile %1.6 arasında değişmektedir.

Sünger ile yoğunlaştırma deneylerinde laboratuvar ölçekli bir düzenek kullanılmıştır (Şekil 1). 40 cm x 40 cm x 15 cm ebatlarında (en-boy-derinlik) galvaniz bir kaidenin içine 10 mm kalınlığında polietilen sünger yerleştirilmiştir. Sistem, çamur tam karışimli haldeyken yukarıdan değişik akımlarda beslenmiştir.

Yapılan deneylerin sonunda, sünger filtre elle sıkılarak basit bir susuzlaştırma işlemine tabi tutulmuştur. Sonuçları ise deneyin 120. dakikası olarak verilmiştir.

Çamur yoğunlaştırma sonucunda elde edilen filtrat kalitesinin, İSKİ kanala direk deşarj standartlarını sağlayıp sağlamadığı kontrol edilmiş ve filtratın TAKM ve KOİ değerleri standart metotlara uygun olarak ölçülmüştür.



Şekil 1. Laboratuvar düzenekinin şematik görünüşü

## Deneysel çalışma sonuçları

### Katı madde yükü ve çamur besleme akımı

Deneyler esnasında 40 mL/dk ile 180 mL/dk arasında değişen 8 ayrı çamur besleme debisi kullanılmıştır. Bu deneylerden elde edilen sonuçlar Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1'de görüldüğü gibi gerçekleştirilen deneyler sonucunda sünger filtre ile yoğunlaştırma deneylerinde elde edilen sonuç katı madde konsantrasyonları %4.1 ile %6.4 arasında değişmiştir. Klasik cazibeli yoğunlaştırıcılarda katı madde yüklemesi 24.4 ile 34.2 kg/m<sup>2</sup>.gün arasında değişirken elde edilebilen sonuç katı madde konsantrasyonları %2 ila %3 arasında olabilmektedir (Metcalf ve Eddy, 1997). Sünger filtre ile yoğunlaştırma işleminde elde edilen en az

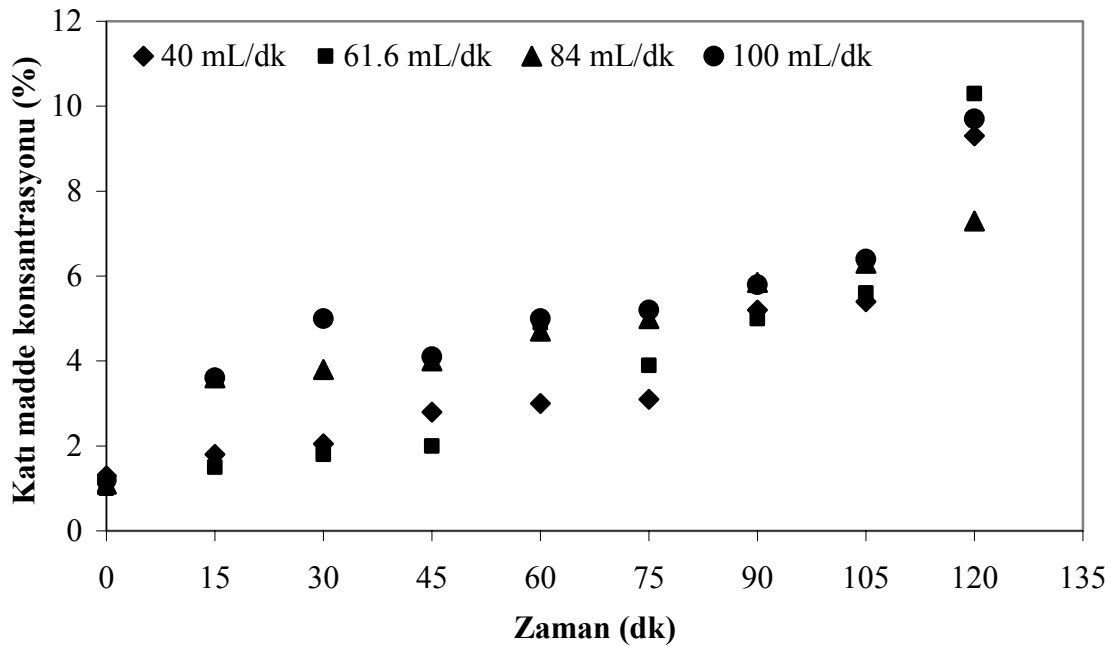
değer ise %4.1'dir. Deneylerde uygulanan katı madde yükü klasik cazibeli yoğunlaştırıcılara göre daha düşüktür ama bu sistemin küçük ölçekli tesislerde kullanılmak üzere tasarlandığı unutulmamalıdır. Katı madde yüküne karşılık çamur hacminde elde edilen azalma karşılaştırıldığında, optimum katı madde yükünün bu sistem için yaklaşık olarak 15 ila 16 kg/m<sup>2</sup>.gün olarak gerçekleştiği görülmektedir. Elle susuzlaştırma işlemi, çamur yoğunlaştırma işlemi sonunda süngerin basitçe elle sıkılması sureti ile gerçekleştirilmiştir. Bu işlem, gerçek sahada bir pres ile çok daha kolay gerçekleştirilebilmektedir. Elle susuzlaştırma sonuçlarına bakıldığında çamur hacminde %80-90 seviyelerinde azalma gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Süzme sırasında tıkanma mekanizması, sünger filtre ile yoğunlaştırma araştırmalarında en önemli faktör olarak kabul edilmiştir. Bu mekanizmanın etkisi yapılan deneylerde görülmüştür. Değişik çamur besleme akımlarında elde edilen katı madde konsantrasyonlarının zamana karşı değişimi Şekil 2 ve Şekil 3'te verilmiştir.

Değişik araştırmacıların belirttiğine göre partikül büyüklüğünün ortamın gözenek büyüklüğüne oranı 0.2'den büyük ise, partiküllerin tutulmasında süzme sırasında tıkanma en önemli mekanizma haline gelmektedir (Herzig vd., 1970; Boller, 1980). Sünger filtrenin ortalama gözenek büyüklüğü 0.25 mm olduğundan bu oran 0.4 ile 8.0 arasında ölçülmüştür. Oran 0.2'den büyük olduğu için süzme sırasında tıkanma gerçekleşmiş, sünger filtre ile yoğunlaştırma oluşmuştur. Diğer araştırmacıların belirttiğine göre (Maroudas ve Eisenklam, 1965a,b; Tien vd., 1979) partikül büyüklüğü 0.1 mm'den büyük ise, straining en etkin tutulma mekanizması olmaktadır. Şekil 2'de görüldüğü gibi straining (süzme sırasında tıkanma) mekanizması deneylerin ilk başında çalışmaya başlamıştır. İlk baştan itibaren gözenekler tıkanmış ve sünger üzerinde oluşan katı madde konsantrasyonu zamanla artmıştır. 120. dakikada görülen değerler elle susuzlaştırma sonucunda elde edilen değerlerdir. Yoğunlaştırma işlemi sonrasında uygulanan bu yöntem, sünger filtre ile yoğunlaştırma yönteminin sağladığı artı değerlerden biridir. Çok basit şekilde uygulanan bu yöntem

Tablo 1. Sünger filtre ile yoğunlaştırma deneyleri özet tablosu

Çamur besleme debisi (mL/dk)	Katı madde yükü (kg/m <sup>2</sup> .gün )	Başlangıç katı madde konsantrasyonu (%)	Sonuç katı madde konsantrasyonu (%)	Çamurun hacmen azalması (%)	Sıkma sonrası hacmen azalma (%)
40	4.6	1.3	5.4	76	86
61.6	5.6	1.0	5.6	80	90
84	8.0	1.1	6.3	82	85
100	11.7	1.2	6.4	81	88
120	16.9	1.6	5.3	70	84
140	19.4	1.5	4.1	62	80
160	22.2	1.5	4.8	69	82
180	13.3	0.8	4.7	83	Uygulanmadı



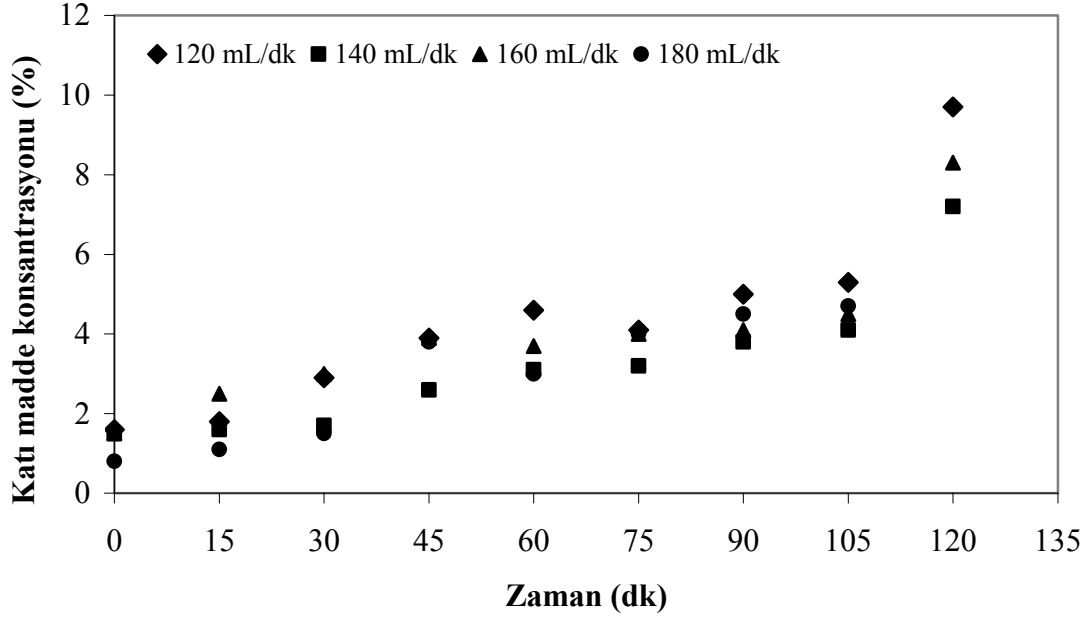
Şekil 2. Sünger filtre ile yoğunlaştırma işleminde çamurdaki katı madde konsantrasyonunun 40 mL/dk ile 100 mL/dk arasında ki besleme debileri için zamana göre değişimi

sonucunda, sonuç katı madde konsantrasyonları ortalama olarak 1.5 ile 2.0 kat arasında değişen değerlerde artmıştır.

Şekil 2 ve Şekil 3'ten de görüldüğü gibi, başlangıçtan itibaren sünger filtre üzerinde ölçülen katı madde konsantrasyonu zamanla artmıştır. Kullanılan besleme yönteminden kaynaklı olarak sünger üzerinde oluşan katı madde konsantrasyonunda genelde 45. dakika sonunda bazı düşüşler gözlenmiştir. Bunun sebebi 45. dakikada başlayan ikinci faz çamur beslemesidir. Bu dakikadan itibaren sisteme verilen yeni çamur akımı, süngerin üzerinde bulunan çamur balk

konsantrasyonunun azalmasına sebep olmaktadır fakat bu etki 60. dakikaya yaklaşıldıkça etkisini azaltmış ve filtre üzerindeki katı madde konsantrasyonu dengeye gelmiştir.

Sünger ile yoğunlaştırma, ağ filtreleme yöntemine de çok benzemektedir. Ağ filtre ile yoğunlaştırmada sünger yerine paslanmaz çelikten bir ağ kullanılır ve katı madde tutulması bu ağ üzerinde gerçekleşir. Park'ın (2004) araştırmasında filtre üzerinde oluşan çamur kekinin oluşmasına katı madde yükünün etkisi olduğunu savunmaktadır. Buna göre, ilk fazda çamur keki oluşmaya başlar, eğer katı madde yükü çoksa (>15 kg/m<sup>2</sup>.gün)



Şekil 3. Sünger filtre ile yoğunlaştırma işleminde çamurdaki katı madde konsantrasyonunun 120 mL/dk ile 180 mL/dk arasında ki besleme debileri için zamana göre değişimi

elde edilen sonuç katı madde konsantrasyonu ile başlangıç katı madde konsantrasyonu değerleri birbirine yakındır, eğer katı madde yükü az ise ( $<15 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{gün}$ ) elde edilen sonuç katı madde konsantrasyonu ile başlangıç katı madde konsantrasyonu değerleri arasında büyük farklılıklar oluşmaktadır. Bu deneyler sırasında Park'ın sonuçları ile uyumlu sonuçlara ulaşılmıştır. Katı madde yükünün az olduğu Şekil 2'de, sonuç katı madde konsantrasyonu ile başlangıç katı madde konsantrasyonu değerleri arasındaki fark 4-5 kat olduğu gözlenmiştir. Katı madde yükünün daha fazla olduğu Şekil 3'te ise sonuç katı madde konsantrasyonu ile başlangıç katı madde konsantrasyonu değerleri arasındaki fark 2-3 kat arasında değişmiştir.

Şekil 3'te fark edileceği üzere 180 mL/dk debi ile yapılan çamur beslemesinde elle susuzlaştırma işlemi yapılmamıştır. Bunun yerine sünger filtrenin sağladığı bir başka kolaylıktan yararlanılmak istenmiştir. Sünger filtre ile yoğunlaşmış çamuru susuzlaştırmak için güneş ışığının yararını görmek amaçlanmıştır. Bunun için güneşli bir havada, yoğunlaştırma sonucunda elde edilen çamur keki direkt olarak 24 saat boyunca güneşin altına bırakılmıştır. Sünger filtre ile yoğun-

laştırma işlemi sonunda katı madde konsantrasyonu %4.7 olarak ölçülmüştür. Bu aşamayı takip eden güneş altında geçen 24 saat sonunda filtre üzerindeki çamur kekindeki katı madde konsantrasyonunun %54'e ulaştığı görülmüştür. Buradan da anlaşılacağı gibi sünger filtre ile yoğunlaştırılan çamurun susuzlaştırılması oldukça kolay ve verimlidir.

#### Filtrat kalitesi

Yapılan tüm yoğunlaştırma deneylerinde, KOİ ve TAKM parametreleri göz önünde bulundurularak filtrat kalitesinin İSKİ'nin arıtma tesisleri için deşarj limitlerine uygun olup olmadığı kontrol edilmiştir. Genelde, konvansiyonel yoğunlaştırıcılarının filtrat kalitesi kanala direkt olarak deşarja olanak sağlayamamaktadır. Buna ek olarak, filtratı geri döndürerek arıtma tesisine vermek ekstra enerji harcaması ve ekipman maliyeti yüzünden ekonomik değildir. Ayrıca konvansiyonel yoğunlaştırıcıların kötü kalitedeki filtratını tesise geri döndürmek, var olan tesise de ek bir yüküdür. Tablo 2'de İSKİ'nin atıksu deşarj limitleri verilmektedir. Bütün analiz sonuçları bu tabloya göre değerlendirilmiştir.

Elde edilen filtrat kalitesi ölçümleri Tablo 3'te sunulmuştur. Bütün tesislerin tam bir arıtmaya

ulaştığı varsayıldığında, elde edilen tüm filtrat kalitesi değerlerinin hem KOİ hem de TAKM bakımından İSKİ limit değerlerinin çok altında olduğu Tablo 3'te görülmektedir. TAKM baz alındığında, gerçekleşen en az TAKM giderimi %98.3 en fazla ise %99.7'dir. KOİ giderimine bakarsak, en az giderim %91.2, en fazla ise %99.1'dir. Park (2004) yaptığı araştırmada 0.1 mm gözenekli ağ filtre ile yoğunlaştırma sonrasında filtrat kalitesini TAKM parametresine göre ölçmüştür. Ham çamurun TAKM değerleri 3000 ile 9000 mg/L arasında değişmiş, elde edilen TAKM giderimi ise %88.2 ile %97.8 arasında değişmiştir. Daha büyük gözenekli bir filtre kullandığında ise (0.2 mm) sonuçların kötüleştiği görülmüştür. Sünger ile yoğunlaştırmada baş faktör olan straining mekanizması daha iyi bir filtrat kalitesi elde edilmesini sağlamıştır. Sünger filtrenin üst kısmında tutulamayan partiküller süngerin iç kısımlarında tutulabilmiştir.

Tablo 2. İSKİ atıksu deşarj limitleri

	Birim	Tam bir arıtmaya ulaşan tesisler	Derin deniz deşarjı ile sonuçlanan tesisler
TAKM	(mg/L)	500	350
KOİ	(mg/L)	4000	600

Tablo 3. Sünger filtre ile yoğunlaştırma sonucunda elde edilen filtrat kalitesi değerleri

Besleme akımı (mg/L)	Ham çamur KOİ (mg/L)	Filtrat KOİ (mg/L)	Ham çamur TAKM (mg/L)	Filtrat TAKM (mg/L)
40	9950	689	11520	195
60	11200	185	9766	65
80	27850	447	10600	180
100	7250	640	11760	135
120	11000	55	12440	20
140	11500	110	13220	75
160	18100	190	13280	50
180	17600	160	7730	40

## Sonuçlar

Bu çalışmada sünger ile yoğunlaştırma, küçük ölçekli tesislerde kullanılabilecek yeni bir yön-

tem olarak sunulmuştur. Elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

- Sünger filtre ile yoğunlaştırmada straining mekanizması önemli bir rol oynamıştır. Filtrelerde yük kaybına yol açtığı için istenmeyen straining, burada çabuk çamur keki oluşumu için gereklidir.
- Sünger filtre ile yoğunlaştırma sonucunda elde edilen sonuç katı madde konsantrasyonları geleneksel yoğunlaştırıcılara göre daha yüksektir.
- Sünger filtre ile çamur yoğunlaştırma işleminde, filtreye uygulanacak optimum katı madde yükünün 8 ile 15 kg/m<sup>2</sup>.gün aralığında olduğu gözlemlenmiştir.
- Filtre üzerindeki çamur kekinin oluşması bütün denemeler boyunca oluşmaya devam etmiş ve konsantrasyonu giderek artmıştır.
- Sünger filtre ile yoğunlaştırılan çamur çok basit ekipmanlarla susuzlaştırılabilir hatta ekipman kullanmadan yapılan güneş ışınları ile susuzlaştırma çok başarılı sonuçlar vermiştir.
- Yoğunlaştırma sonucunda elde edilen filtratın kalitesi çok iyi olup direkt olarak kanala deşarja izin vermektedir.

Son olarak, gerçek ölçekli tesislerde, sistemin kullanımı için iki adet tank ve üzerlerine yerleştirilmiş kayan bir banta iliştilmiş sünger filtre düşünülmektedir. Sistem 120 dakika çalışacak ve süre bittiğinde çamur beslemesi diğer tanka yönlendirilecektir. Sünger üzerindeki çamur kekinin ise, banttın bir konteynıra aktarılması planlanmıştır. Sünger filtre ile yoğunlaştırma küçük ölçekli tesisler için iyi bir çözüm olabilir. Bulunan sonuç katı madde konsantrasyonları ve filtrat değerleri geleneksel yoğunlaştırıcılara göre daha iyidir.

## Kaynaklar

- Boller, M., (1980). Flocculation filtration for wastewater treatment, *Doktora Tezi*, Swiss Technical University.
- Bruus, J.H., Nielsen, P.H. ve Keiding, K., (1992). On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering, *Water Research*, **26**, 1597-1604.

- Burris, B.E., (1979). The energy aspects of sludge thickening and dewatering methods, *Energy Conservation and Design of Water Quality Control Facilities*, 89-99.
- Dentel, S.K., (2001). Conditioning, thickening, and dewatering; research update/research needs, *Water Science and Technology*, **44**, 10, 9-18.
- Droste, L.R., (1997). *Theory and practice of water and wastewater treatment*, John Wiley & Sons, Inc, New York.
- Fair, G.M., Geyer, J.C. ve Okun D.A., (1968). *Water and wastewater engineering, 2, Water Purification and wastewater treatment and disposal*, John Wiley & Sons, Inc, Toronto.
- Herzig, J.R., (1970). Flow of suspension through porous media, application to deep filtration. *Industrial & Engineering Chemistry*, **62**, 5-8.
- İSKİ Atıksuların Kanalizasyona Deşarj Yönetmeliği, (2007).
- Ives, K.M., (1982). Mathematical model and design methods in solid liquid separation: Deep bed filtration, *NATO Advanced Study Institute*.
- Krofta, M. ve Wang, L.K., (1986). Sludge thickening and dewatering by dissolved air flotation, *Floatpress*, RP PB-88-200589, 48-54.
- Maroudas, A. ve Eisenklam, P., (1965a). Clarification of suspensions: a study of particle deposition in granular media: Part I: Some observations on particle deposition, *Chemical Engineering Science*, **20**, 867-873.
- Maroudas, A. ve Eisenklam, P., (1965b). Clarification of suspensions: a study of particle deposition in granular media: Part II: Theory of clarification, *Chemical Engineering Science*, **20**, 875-888.
- Metcalf ve Eddy, (1997). *Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse*, McGraw Hill, New York.
- Mikkelsen, L.H. ve Keiding, K., (2001). Effects of solids concentration on activated sludge deflocculation, conditioning and dewatering, *Water Science and Technology*, **44**, 2-3, 417-425.
- Montgomery, J.M., (1985). *Water treatment principles and design*, John Wiley & Sons, Inc, New York.
- Park, M.S., Kiso, Y., Jung, Y.J, Simase, M., Wang, W.H., Kitao, T. ve Min, K.S., (2004.) Sludge thickening performance of mesh filtration process, *Water Science and Technology*, **50**, 8, 125-133.
- Tien, C. ve Turian, R.M., (1979). Simulation of the dynamic behaviour of deep bed filters, *Journal of American Institute of Chemical*, **25**, 3, 385.
- Tokunaga, K., Yamagichi, N., Miyamoto, H., Nakano, I. ve Kobayashi Y., (1986). Studies of the relations between thickening/conditioning of sewage sludge and filter press dewatering, *World Congress 3 Chemical Engineering*, **3**, 192-195.
- Vesilind, P.A., (1995). Sludge thickening, dewatering and drying: the removal of water by mechanical and thermal process, *Proceedings, 27<sup>th</sup> Mid-Atlantic Industrial Waste Conference*, 395-404.
- 
- [http://www.eawag.ch/medien/publ/eanews/archiv/news\\_60/en60e\\_manser.pdf](http://www.eawag.ch/medien/publ/eanews/archiv/news_60/en60e_manser.pdf), 2006, (Ekim, 2008)



# Türkiye’de kurulabilecek tuz gideren membran teknolojisi sistemleri için bilimsel esaslı tasarıma dayalı maliyet analizlerinin yapılması

**Pelin Ongan TORUNOĞLU\***, **Derin ORHON**

*İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Programı, 34469, Ayazağa, İstanbul*

## Özet

*Bu çalışmada Türkiye’de membran teknolojilerinin uygulanabilirliğini inceleyecek nüfusu 500 - 2000000 arası 20 farklı büyüklükte yerleşim bölgesinin içme ve kullanma suyu ihtiyacını karşılayacak sistemlerin tasarım esasları belirlenerek deniz ve nehir sularının kullanılması durumuna göre yatırım ve işletme maliyetleri hesaplanmıştır. Nehir suyu membran teknolojisi sistemlerinin yatırım ve işletme maliyetlerinin deniz suyu arıtan sistemlere göre %50-55 daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Nüfusu 500 olan bir yerleşim bölgesi için kurulacak deniz suyu membran teknolojisi sisteminin toplam yatırım maliyeti 2.24 €/m<sup>3</sup> iken, nüfusu 15000 olan için 0.60 €/m<sup>3</sup> değerine düşmektedir. Diğer yönden nüfusu 500 olan bir yerleşim bölgesi için kurulacak nehir suyu membran teknolojisi sisteminin toplam yatırım maliyeti 1.26 €/m<sup>3</sup> iken, nüfusu 15000 olan için 0.26 €/m<sup>3</sup> değerine düşmektedir. Türkiye’de içme ve kullanma suyu üretiminde kurulacak membran teknolojisi sistemleri için yatırım stratejilerinin belirlenmesi durumunda nüfusu 15000’den büyük; tesis çıkış kapasite değeri olarak 2000 m<sup>3</sup>/gün’den yüksek tesislerin kurulması önerilmiştir. Yapılan hesaplamalarda membran teknolojisi sistemlerinin ön arıtılma ünitelerinde ultrafiltrasyon sistemleri kurulduğunda yatırım maliyetlerinin % 10-20 daha yüksek olduğu görülmüştür. Akdeniz suyuna uygun membran teknolojisi sistemlerinde işletme maliyetlerinin yaklaşık %65-69’unu elektrik oluşturmaktadır. bu sistemlerin 20 yıl işletilmeleri boyunca; elektrik tarifesinde %20 artışta %6-9; %40 artışta %11-17; %60 artışta %16-23 bir m<sup>3</sup> üretilen su için toplam yatırım maliyetlerinde yükselme olacağı tespit edilmiştir.*

**Anahtar Kelimeler:** *Ters osmoz, ultrafiltrasyon, deniz suyu, nehir suyu, yatırım ve işletme maliyetleri.*

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Pelin Ongan TORUNOĞLU. p.turunoglu@torsan.net; Tel: (216) 459 16 29.

Bu makale, birinci yazar tarafından İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Programı’nda tamamlanmış olan "Türkiye’de kurulabilecek tuz gideren membran teknolojisi sistemleri için bilimsel esaslı tasarıma dayalı maliyet analizlerinin yapılması " adlı doktora tezinden hazırlanmıştır. Makale metni 23.10.2009 tarihinde dergiye ulaşılmış, 14.04.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Cost analyses based on scientific design for salinity water membrane technology systems can be installed in Turkey

### Extended abstract

*In today's world, membrane technology systems are used in a wide range of dissolved solid concentration and particle size for sea, river, well, lake waters and are even especially produced for different types of industrial wastewaters. One of the most important properties of the membrane technology is that the technology is open to continuous improvement. As a proof; the permeate water of a membrane filter today has increased three times of the permeate produced in 1980 while the production cost of the membrane is reduced to one tenth in the same period of time. This means that it is today possible to produce 30 times of the permeate produced in 1980 with the same investment cost of reverse osmosis system.*

*In this study, the design criteria is presented for the membrane technology systems producing drinking and potable water of 20 different sized accommodation areas with populations from 500 to 2 000 000. As the designs of these processes vary too much according to the Total Dissolved Solids and particle sizes, different first investment and operation costs are calculated whether sea or river waters are used. The main parameters like equipment, construction, project, electricity and their affects on the investment costs are investigated separately for each plant.*

*As a result of this study, both investment and operation costs are put into graphics for produced m<sup>3</sup> water per each accommodation area with population from 500 to 2 000 000 and it is proven that the values are in accordance with the values published in the similar literature studies.*

*Another result of this study is that the membrane technology systems producing drinking and potable water from sea waters are much higher than the membrane technology systems producing drinking and potable water from river, well, lake waters as the sea water has higher salinity. For this reason, it is suggested in this study to give priority to the membrane technology plant investments producing drinking or potable water from wells, rivers or lakes rather than sea water if both are available in the*

*same area, as the plants operated with well, river and lake water have 60% lower investment+operation costs compared to the plants operated with sea water.*

*The first investment and operation costs per m<sup>3</sup> of produced water of the membrane technology systems using seawater and well waters decreases as the plant capacity increases. As a result of this study it is suggested for the central or local administrations that may be at the stage of planning their strategy regarding the membrane technology systems to make their investment plans if the population of their accommodation area is over 15 000 or the capacity equivalent is higher than 2 000 m<sup>3</sup>/day.*

*Also in the case of ultrafiltration units would be preferred instead of conventional pretreatment units in membrane technology systems, then investment costs can be higher as 10-20%.*

*In addition, it is determined that energy costs are affecting about 65-69% of the total operation cost. If electricity tariff is increased 20% then total investment cost increases by 6-9%; if electricity prices increases 40%, the operational cost increases by 11-17%; if electricity prices increases 60%, the operational cost increases by 16-23% in membrane technology systems producing drinking and potable water from sea water.*

*The total investment and operation costs per m<sup>3</sup> of produced water of the membrane technology systems using seawater and well waters decreases as the plant capacity increases; while the total investment and operational cost of a sea water membrane system of an accommodation area with a population of 500 is 2.24 €/m<sup>3</sup>, the total investment and operational cost of a sea water membrane system of an accommodation area with a population of 15 000 is 0.60 €/m<sup>3</sup>.*

*While the total investment and operational cost of a river water membrane system of an accommodation area with a population of 500 is 1.26 €/m<sup>3</sup>, the total investment and operational cost of a sea water membrane system of an accommodation area with a population of 15 ,000 is 0.26 €/m<sup>3</sup>.*

**Keywords:** Reverse osmosis, ultrafiltration, sea water, brackish water, investment and operation costs.

## **Giriş**

İlk yarı geçirgen membran 1748'de aynı zamanda osmoz olayını da laboratuvar şartlarında ispat eden Fransız Abble Nollet tarafından yapılmıştır. Yaklaşık olarak bir yüzyıl sonra 1867'de Alman kimyacı Traube daha ileri seviyede membran dizayn etmiştir. 1950'lerin sonuna doğru University of Florida'dan Reid ve Breton ilk olarak selüloz asetatdan ters osmoz membranı üretmişlerdir. Reid ve Breton'un ürettiği selüloz asetat ters osmoz membranın düşük akı dezavantajı Loeb ve Sourirajan tarafından geliştirilen yüksek akı ve yüksek tuz ret oranı özelliğine sahip yeni bir membran üretimi ile aşılabilmiş ve böylece ticari üretiminin önünü açılmıştır (Loeb ve Sourirajan, 1963). Loeb ve Sourirajan tarafından geliştirilen ters osmoz membranı 10 misli daha fazla akı üretebilmiş ve %95 oranında tuz ret kapasitesine sahip olmuştur. Diğer yönden 1930'larla beraber ultrafiltrasyon membranları da farklı filtrasyon aralıklarına göre üretilmeye başlanmıştır. Alman Sartorius firması tarafından mikrofiltrasyon membranlarının üretimi 1950'de gerçekleştirilmiştir. 1960'ların başında ilk defa spiral sarımlı membran Brey ve Westmoreland tarafından geliştirilmiştir. İlk ince film kompozit membran ise 1972'de Caddote tarafından üretilmiştir. 1970'lerin sonundan günümüze kadar ise sürekli geliştirilebilir özelliği ile membran teknolojileri yaygın olarak kullanılmaktadır.

Membran teknolojilerinin en önemli özelliklerinden biri sürekli geliştirilebilir olmasıdır. Aynı kapsamda membran üreticilerinin verdiği bilgilere göre 1980 yılından günümüze bir membrandan elde edilen süzüntü suyu miktarı üç misli artmıştır. Aynı zaman diliminde, bir membranın üretim maliyeti ise %90 düşmüştür. Bu verilerle beraber, 1980 yılında kurulan bir ters osmoz tesisinin yatırım maliyeti ile bugün 30 kat daha fazla süzüntü suyu elde edilebilen tesis kurmak mümkün olabilmektedir (Filtration ve Separation, 2005).

Günümüzde membran teknolojisi sistemleri çözülmüş madde konsantrasyonu ile içerdiği partikül boyutu geniş bir aralıkta değişen deniz, nehir, kuyu ve göl sularından endüstri tipine göre karakterizasyonu değişen atıksuların arıtılma-

sına kadar çok farklı alanlarda kullanılmaktadır. Membran teknolojilerinin tarihine çok kısa bir göz atılırsa arıtılmış su kapasitesini 10 kat arttıran ilk ticari membran üretiminin 1962'de, yüksek miktarda tuz giderimini sağlayan kompozit membran üretiminin 1972'de, ilk deniz suyu ters osmoz tesisinin kuruluşunun ise 1975'de olduğu görülmektedir (Tung, 2007). Bugün ise membran üreticilerinin verdiği bilgiye göre dünyada günde toplam yaklaşık  $1.3 \times 10^{13}$  m<sup>3</sup> su söz konusu teknolojiler ile arıtılmaktadır. Diğer bir deyişle son 30 yılda membran teknolojisi sistemlerinin kullanımının büyük bir hızla arttığı görülmüştür. Dolayısıyla odak noktası membran olan ve bu noktadan hareketle teknolojisi ve dolayısıyla verimliliğinde çok büyük gelişme gösteren ters osmoz, nanofiltrasyon ve ultrafiltrasyon olarak uygulanan membran teknolojisi sistemleri hakkında Türkiye şartları açısından araştırma ve değerlendirme yapmanın büyük önemi bulunmaktadır.

Aynı kapsamda Türkiye'de membran teknolojileri uygulanacak içme suyu arıtma tesisleri konusunda ilk yatırım ve işletme maliyetlerinin tespiti güncel yapılacak bu ve benzeri çalışmalarla mümkün olabilecek ve devlet tarafından yatırım stratejileri belirlenirken değerlendirmelerde öncü rolü oynayacaktır. Bu amaçla membran teknolojisi sistemlerinin Türkiye'de içme ve kullanma suyu temininde kullanılmasında zaten kısıtlı olan finansman kaynaklarının devlet tarafından optimize edilerek kullanılması sağlanabilecektir.

Bu çalışmada Türkiye'de değişik nüfus büyüklüğüne sahip yerleşim birimlerine hizmet edecek, farklı Toplam Çözülmüş Madde (TÇM) ve partikül boyutuna sahip su kaynaklarından içme ve kullanma suyu eldesi için kurulabilecek membran teknolojisi sistemlerinin tasarım esasları, yatırım ve işletme maliyetlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

## **Materyal ve yöntem**

Türkiye'de nüfusu 500 ile 2000000 arasında değişen 20 farklı büyüklükte yerleşim bölgesinin içme ve kullanma suyu ihtiyacını karşılayacak ve gelecekte yapılması muhtemel membran

teknolojisi sistemlerinin optimum maliyete dayalı tasarım esasları ortaya konulmuştur. Söz konusu proseslerin suyun içerdiği TÇM ve partikül boyutuna göre tasarımda büyük değişiklik göstermesi nedeniyle deniz ve nehir sularının kullanılması durumuna göre alternatifli ilk yatırım maliyetleri hesaplanmıştır. Tüm tesislerde ekipman, inşaat, proje, elektrik gibi tüm ana bileşenler belirlenerek bunların yatırım maliyetlerine etkisi farklı kapasiteli sistemler için irdelenmiştir.

Günümüzde farklı su kaynaklarının belediyelerce yap-işlet yöntemi ile ihaleleştirilip tüketicilere içme ve kullanma suyu olarak ulaştırılmasının kabul edilebilir bir tercih olmaya başlaması nedeniyle bu çalışmada tasarlanan tüm tesislerin 20 yıl çalıştırılmaları durumunda işletme maliyetleri hesaplanarak finansman hesaplamaları ile bugünkü zaman değerleri de tespit edilmiştir.

Tesislerin 20 yıllık işletme maliyetlerini önemli oranda etkileyen elektrik tüketimi ve bedeli konusunda son 10 yıllık TEDAŞ birim kwattsaat enerji satışlarının artış değerleri ışığında gelecek için farklı tarife değerleri oluşturulmuştur. Böylelikle artan enerji fiyatlarının membran tekno-

lojisi sistemlerinde birim m<sup>3</sup> üretilen su için toplam maliyet üzerine etkileri ortaya çıkarılmıştır.

Çalışmanın sonucunda nüfusu 500 ile 2000000 arasında değişen 20 farklı büyüklükte yerleşim birimi için membran teknolojisi sistemlerinin bir m<sup>3</sup> üretilen suya karşılık gelen yatırım ve işletme maliyetleri grafikler haline getirilerek değerlendirilmiş ve mevcut literatür değerleriyle karşılaştırılmıştır.

Literatür bilgileri çerçevesinde farklı çözümlü madde konsantrasyonlarına (TÇM) sahip suların arıtılmasında kullanılan membran teknolojilerinin tasarımına esas alınan nüfus ve tesis kapasiteleri Tablo 1’de, ham su karakterizasyonları Tablo 2’de verilmiştir.

Deniz ve nehir suyundan içme ve kullanma suyu üreten membran teknolojisi sistemlerinin inşaat, ekipman, elektro-mekanik ekipman, projelendirme ve mühendislik gibi kalemlerden kaynaklanan yatırım maliyetleri ile 20 yıl süre ile işletilmesinde esas alınan kimyasal, elektrik, personel, vb. işletme maliyetlerinin hesaplanmasında esas alınan faktörler aşağıda verilmiştir:

Tablo 1. Tasarıma esas alınan nüfus ve kapasite değerleri (Erdoğan, 2004)

Tasarıma esas alınan nüfus (kişi)	Birim su kullanımı (litre/kişi-gün)	Tasarıma esas alınan tesis kapasiteleri (m <sup>3</sup> /saat)	Tasarıma esas alınan tesis kapasiteleri (m <sup>3</sup> /gün)
500	90	2	48
1000	100	4	96
2500	100	10	240
5000	110	25	600
7500	110	35	840
10000	120	50	1200
15000	120	75	1800
25000	120	125	3000
35000	130	190	4560
50000	130	275	6600
100000	130	545	13080
150000	160	1000	24000
200000	160	1335	32040
250000	160	1670	40080
400000	175	2920	70080
500000	175	3645	87480
750000	175	5470	131280
1000000	200	8335	200040
1500000	200	12500	300000
2000000	200	16670	400080

Tablo 2. Tasarıma esas alınan ham su analizleri (İller Bankası, 2007)

Parametre	Birim	Akdeniz deniz suyu ham su analizleri	Marmara deniz suyu ham su analizleri	Karadeniz deniz suyu ham su analizleri	Kızılırmak nehir suyu ham su analizleri
İletkenlik	$\mu\text{S/cm}$	64340	47985	31185	2200
pH	-	8.2	7.96	7.8	7.5
Sıcaklık	$^{\circ}\text{C}$	15	15	15	15
Toplam çözünmüş madde	mg/L	37875	28225	18345	1295
KOİ	mg/L	<50	<50	<50	<25
Amonyum ( $\text{NH}_4^+$ )	mg/L	0	0	0	0
Potasyum ( $\text{K}^+$ )	mg/L	600	365	240	5
Sodyum ( $\text{Na}^+$ )	mg/L	11515	8500	5 525	205
Magnezyum ( $\text{Mg}^{+2}$ )	mg/L	1430	1155	750	45
Kalsiyum ( $\text{Ca}^{+2}$ )	mg/L	440	260	170	145
Baryum ( $\text{Ba}^{+2}$ )	mg/L	0	35	22	0
Stronsiyum ( $\text{Sr}^{+2}$ )	mg/L	0	0	3.865	0
Demir ( $\text{Fe}^{+2}$ )	mg/L	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Mangan ( $\text{Mn}^{+2}$ )	mg/L	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Karbonat ( $\text{CO}_3^{-2}$ )	mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$	20	15	3.865	0.4
Bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ )	mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$	135	215	140	165
Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ )	mg/L	0	10	6	2.5
Klorür ( $\text{Cl}^-$ )	mg/L	21520	15640	10170	300
Sülfat ( $\text{SO}_4^{-2}$ )	mg/L	2205	2030	500	425
Florür ( $\text{F}^{-1}$ )		0	0.825	1.32	0
Bulanıklık	NTU	<15	<15	<15	<15
Askıda katı madde	mg/L	<50	<50	<50	<50

- 1) Deniz suyunun kuyulardan ve doğrudan, nehir suyunun ise sadece kuyulardan teminine tasarım yapılmıştır.
- 2) Ham suyun sıcaklığı  $15^{\circ}\text{C}$  kabul edilmiştir.
- 3) Hamsuyun doğrudan temininde iletim hatları tesislerin çıkış kapasitesi ile orantılı olarak 50-500 m arasında seçilmiştir.
- 4) Deniz suyu ters osmoz sisteminin dizaynında akı değeri 13-15 L/m.saate, nehir suyunda ise 15-17 L/m.saate kabul edilmiştir. Yalnızca düşük kapasiteli deniz suyu ters osmoz sistemlerinde 15-17 L/m.saate değer aralığına çıkılmıştır.
- 5) Ham suyun alınması için kuyuların açıldığı durumda derinlik 20-25 m seçilmiştir.
- 6) Her tesiste betonarme ham su deposu 20 dakika bekletme süresine göre boyutlandırılmıştır.
- 7) Doğrudan su alma yönteminin kullanıldığı tesislerde gezici ızgaralar 100 mikron filtras-yon aralıklı boyutlandırılmıştır.
- 8) Ön arıtma ünitesi olarak konvansiyonel basınçlı filtras-yon sistemi tercih edildiği durumda filtras-yon yatay hızı maksimum 12-15 m/saat seçilmiştir.
- 9) Ön arıtma ünitesi olarak konvansiyonel basınçlı filtras-yon sistemi tercih edildiği durumda filtrelerin yıkanması için 25 m/saat yatay hızı ile pompalar seçilmiş ve çapı 1600 mm'den büyük filtreler için 40  $\text{Nm}^3/\text{saate-m}^2$  kapasitede hava üfleyiciler kullanılmıştır.
- 10) Deniz suyu tesislerinde dual medya filtreler korozyona karşı koruma amacıyla içi ebonit kaplı karbon çelikten imal olarak fiyatlandırılmıştır.
- 11) Ön arıtma ünitesi olarak ultrafiltras-yon sistemi tercih edildiğinde askıda katı madde konsantrasyonunun 0-50 mg/L aralığında olduğu kabul edilmiştir.
- 12) Deniz suyu ters osmoz sistemleri tek kademeli, nehir suyu ise çift kademeli ve iki sistemde de her kademe 6 elementli vessellerden oluşturulmuştur.
- 13) Tesislerde remineralizasyon sistemlerinde filtras-yon yatay hızı 20-25 m/saat seçilmiştir.

- 14) Remineralizasyon sac tankları için Gıda Tüzüğü'ne uygun epoksi kaplı karbon çelik olarak fiyatlandırılmıştır.
- 15) Tesislerin tümünde ters osmoz ünitelerinde her bir modül için membran yıkama sistemi kullanılmış ve 11 m<sup>3</sup>/saat-3 bar yıkama basıncı esas alınmıştır.
- 16) Deniz suyu ters osmoz sistemlerinin kuyu, besleme ve yüksek basınç pompaları ile yüksek basınç hatları dubleks, nehir suyu sistemlerinin pompaları ise AISI 316 kalite malzemeden seçilmiştir.
- 17) Membran üniteleri yıkama pompaları ise AISI 316 kalite seçilmiştir.
- 18) Her tesiste betonarme temiz su deposu 8 dakika bekletme süresine göre boyutlandırılmıştır.
- 19) Tesisler tam otomatik yönetimli tasarlanarak Scada'lı ve PLC'li otomasyon sistemleri dahil olarak tasarlanmıştır.
- 20) Tesislerin tümünde ofis, kimyasal depoları ve otomasyon odalarını içeren betonarme arıtma binaları fiyatlandırılmıştır.
- 21) Tesislerde konsantre deşarj hatları HDPE malzemeden tasarlanmıştır.
- 22) Ön arıtma ünitesi olarak konvansiyonel basınçlı filtrasyon sistemi tercih edildiği durumda dezenfeksiyonu sağlamak üzere piyasada ticari olarak satılan %14'lük sodyum hipoklorit çözeltisinden girişte 3 ve çıkışta 0.5 mg/L dozaj yapıldığına göre hesaplamalar yapılmıştır.
- 23) Ön arıtma ünitesi olarak konvansiyonel basınçlı filtrasyon sistemi tercih edildiği durumda dual medya filtrelerin su ile yıkanmasında 10 dakika/gün, hava ile yıkanmasında 5 dakika/gün esas alınarak yıkama pompaları ve hava üfleyicilerin elektrik tüketimi hesaplanmıştır.
- 24) Ön arıtma ünitesi olarak ultrafiltrasyon sistemi tercih edildiğinde piyasada ticari olarak satılan %100'lük poli alüminyum klorür çözeltisinden birim m<sup>3</sup> saat süzölmüş su için 0.2 litre harcandığı gözönünde bulundurulmuştur.
- 25) Ön arıtma ünitesi olarak ultrafiltrasyon sistemi tercih edildiğinde piyasada ticari olarak satılan %32'lik sodyum hidroksit ile ve %33'lük hidroklorik asit çözeltilerinden tesis çıkış kapasitelerine göre 0.155-753 L günlük tüketim miktarlarına göre fiyatlandırmalar yapılmıştır.
- 26) Ön arıtma ünitesi olarak ultrafiltrasyon sistemi tercih edildiğinde piyasada ticari olarak satılan %100'lük sodyum metabisülfid ve antiscalant çözeltilerinden 5'er mg/L dozaj yapıldığına göre hesaplamalar yapılmıştır.
- 27) Dezenfeksiyonu sağlamak üzere piyasada ticari olarak satılan %14'lük sodyumhipoklorit çözeltisinden çıkışta 0.5 mg/L dozaj yapıldığına göre hesaplama yapılmıştır.
- 28) Ön arıtma ünitesi olarak ultrafiltrasyon sistemi tercih edildiğinde 40 dakikada bir kere 40 sn yıkama yapıldığı esasına göre yıkama pompası elektrik tüketimi hesaplanmıştır.
- 29) Ters osmoz membranlarının her gün 1 kere 1.5 dakikada 48 membran yıkanmasına göre yıkama pompalarının elektrik tüketimi hesaplanmıştır.
- 30) Tüm tesislerde hamsu besleme, yüksek basınç, booster ve dozaj pompalarının 24 saat çalıştığı esas alınmıştır.
- 31) Arıtma tesisi binalarının havalandırmalarında m<sup>2</sup>'de 0.0036 kW saat'lik elektrik tüketimi hesaplanmıştır.
- 32) Ters osmoz sistemlerinde her üç ayda bir 5 mikronluk kartuş filtrelerin değiştirildiği işletme maliyeti hesabına esas alınmıştır.
- 33) Ters osmoz ve ultrafiltrasyon membranlarının her 5 yıl sonunda tüm sistemlerde değiştirildiği işletme maliyeti hesabında esas alınmıştır.
- 34) Faiz hesaplamalarında Alman Merkez Bankası'nın önümüzdeki 30 yıl için öngörülerini gösteren Euribor oranlarına Türkiye için ülke risk priminin eklenmesi ile önümüzdeki 30 yıl için faiz oranları tespit edilmiştir. Türkiye için gelecek 1-20 yıl arası öngörülen faiz oranları Tablo 3'te verilmiştir.
- 35) Tesislerin yatırım bedellerinin 5 yıl geri ödemeli olarak kredilendirildiği durumda dönemsel faiz Euro için %1.38, KKDF %5, BSMV %5 ve mevduat faizi %3.5 alınmıştır.

### **Çalışma sonuçları**

Tesislerin tasarımı ve maliyetlerin hesaplanması materyal ve yöntemde verilen esas alınmış kabüller çerçevesinde yapılmıştır. Buna göre farklı nüfus değerlerine hizmet edecek Akdeniz

suyuna göre tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin yatırım bedelleri Şekil 1’de verilmiştir.

Tablo 3. Türkiye için öngörülen gelecek 1-30 yıl faiz oranları

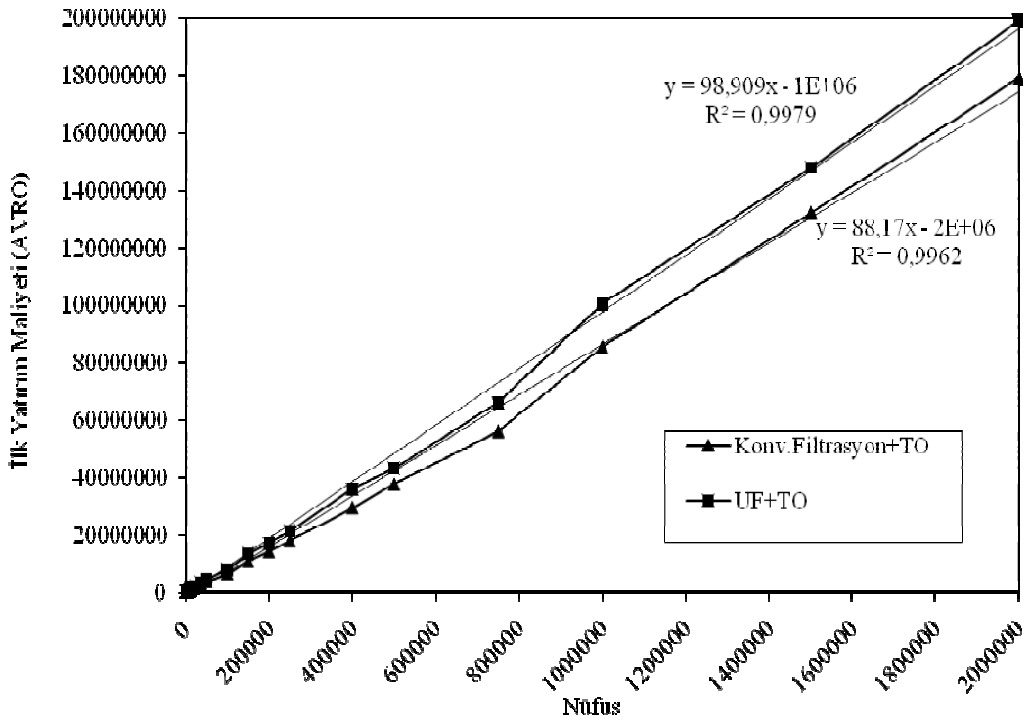
Yıllar	Faiz oranları (*10 <sup>-2</sup> )
1	5.5
2	5.48
3	5.65
4	5.75
5	5.85
6	5.98
7	6.1
8	6.25
9	6.35
10	6.5
20	7
30	7

Akdeniz suyuna göre tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinde tesis kapasitesi büyüdükçe yatırım maliyeti doğrusal olarak artmaktadır. Diğer yönden membran teknolojisi sistemlerinin ön arıtma ünitelerinde ultrafiltrasyon sistemleri

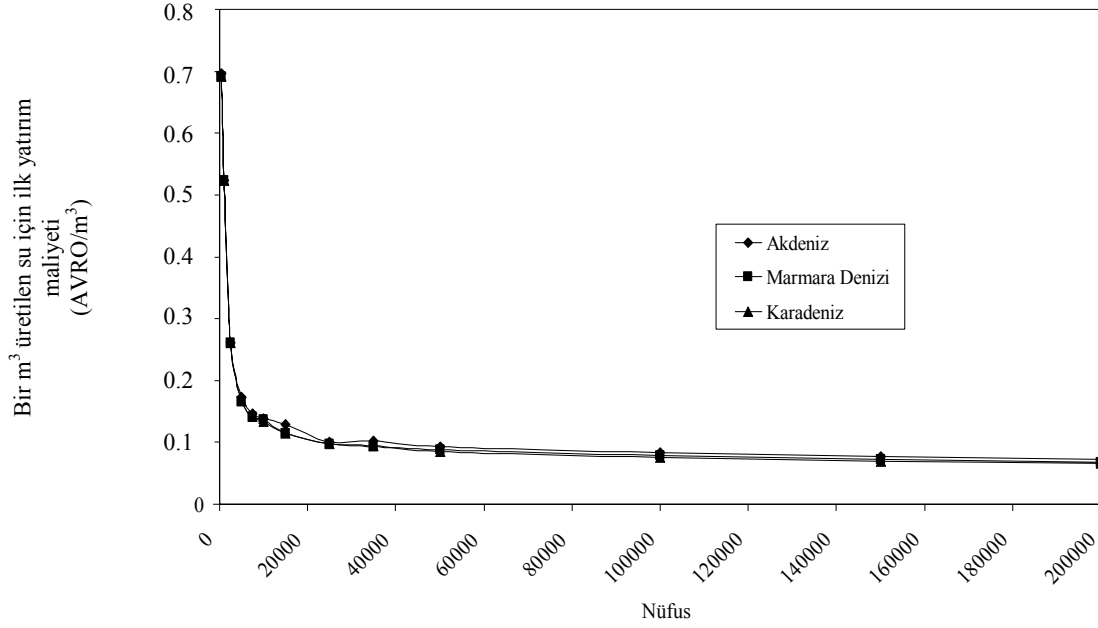
tercih edildiği durumda yatırım maliyetlerinin %10-20 daha yüksek olduğu görülmüştür.

Akdeniz suyuna göre tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin kıyı şeridinde bulunan yerleşim bölgeleri için kurulması konusunda yatırım stratejileri belirlenirken kullanılabilir en yararlı husus, bir m<sup>3</sup> üretilen içme ve kullanma suyu için ilk yatırım maliyetlerinin değerlendirilmesidir. Bu çerçevede Türkiye’nin üç yanının farklı tuzluluğa sahip denizlerle çevrili olduğu göz önünde bulundurularak nüfusu 500-200 000 arasında değişen yerleşim bölgeleri için doğrudan su alma yöntemiyle ön arıtma ünitesinde ultrafiltrasyon kullanılarak Akdeniz, Marmara Denizi ve Karadeniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin ilk yatırım maliyetleri Şekil 2’de verilmiştir.

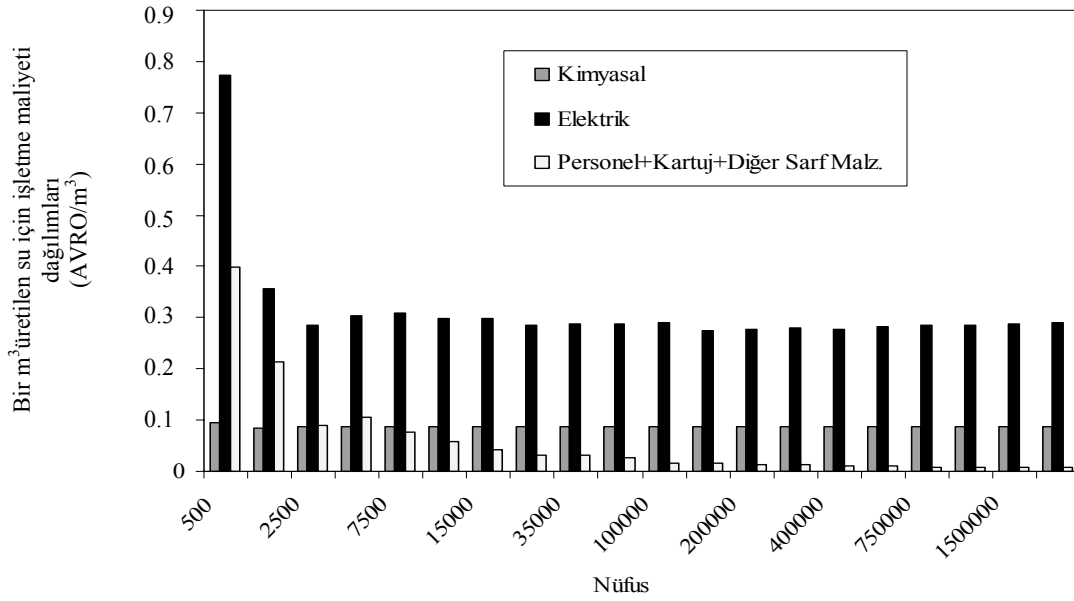
Aynı kapsamda nüfusu 500-2000000 arasında değişen yerleşim bölgeleri için Akdeniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin doğrudan su alma yöntemiyle ön arıtma ünitesinde konvansiyonel filtrasyon kullanılarak hesaplanmış işletme maliyeti bileşenleri Şekil 3’te verilmiştir.



Şekil 1. Nüfusu 500-2 000 000 arasında değişen yerlere hizmet eden Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemleri ilk yatırım maliyeti



Şekil 2. Nüfusu 500-2000000 arasında değişen yerleşim birimlerine hizmet eden Akdeniz, Marmara Denizi ve Karadeniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin 1 m³ üretilen su için ilk yatırım maliyetleri

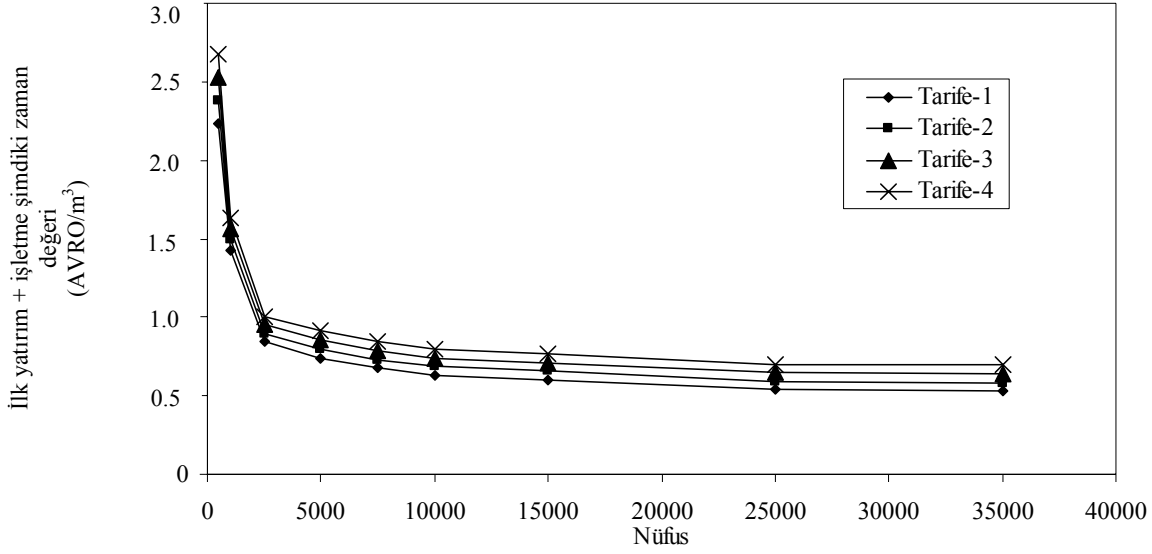


Şekil 3. Nüfusu 500-2000000 olan yerleşim birimleri için tasarlanan Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin işletme maliyeti dağılımları

Önümüzdeki dönemde elektrik tarife değerlerindeki artışa bağlı olarak nüfusu 500-35000 arasında değişen yerleşim bölgeleri için doğrudan su alma yöntemiyle ön arıtma ünitesinde konvansiyonel

filtrasyon üniteleri kullanılarak Akdeniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin 20 yıl işletme süresiyle 1 m³ üretilen su için toplam yatırım maliyetleri Şekil 4'te verilmiştir.





Şekil 4. Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin farklı elektrik tarifelerine göre  $1 \text{ m}^3$  üretilen su için toplam yatırım maliyetleri (Tarife-1 :  $0.0967 \text{ €/kW}$  (geçerli tarife); Tarife-2 :  $0.1160 \text{ €/kW}$  (% 20 artış), Tarife-3:  $0.1354 \text{ €/kW}$  (% 40 artış); Tarife :  $0.1547 \text{ €/kW}$  (% 60 artış))

Yapılan hesaplamalarda tesislerin yatırım bedellerinin 5 yıl geri ödemeli olarak kredilendirildiği durumda ekonomik kriz öncesi banka kredi ve mevduat faiz oranları kullanılarak, kar amacı olmaksızın ve mevduat faizinin karşılanması olmak üzere 2 alternatifli tarife bedellerinin değişimi Şekil 5'te verilmiştir.

Farklı nüfus değerlerine hizmet edecek ve Kızılırmak suyunun ham su özelliğine uygun ve ultrafiltrasyon ön arıtma ünitesiyle tasarlanmış, membran teknolojisi sistemlerinin ilk yatırım maliyetleri Akdeniz suyu sistemlerinin maliyetleri ile beraber Şekil 6'da verilmiştir.

Kızılırmak suyuna göre tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin  $1 \text{ m}^3$  üretilen içme ve kullanma suyu için ilk yatırım maliyetlerinin farklı nüfus değerlerine hizmet eden tesisler için değişimi Şekil 7'de verilmiştir.

Aynı çerçevede nüfusu 500-35000 arasında değişen yerleşim birimlerine hizmet edecek deniz (Akdeniz) ve nehir suyuna göre tasarlanmış, 20 yıl işletme süresine göre ultrafiltrasyon ön arıtma üniteleriyle hesaplanmış membran teknolojisi sistemlerinin  $1 \text{ m}^3$  üretilen su için toplam yatırım maliyetleri beraber Şekil 8'de verilmiştir.

Nehir suyu membran teknolojisi tesislerinin yatırım bedellerinin 5 yıl geri ödemeli olarak kredilendirildiği durumda ekonomik kriz öncesi banka kredi ve mevduat faiz oranları kullanılarak, kar amacı olmaksızın ve mevduat faizinin karşılanması olmak üzere 2 alternatifli tarife bedellerinin değişimi Şekil 9'da verilmiştir.

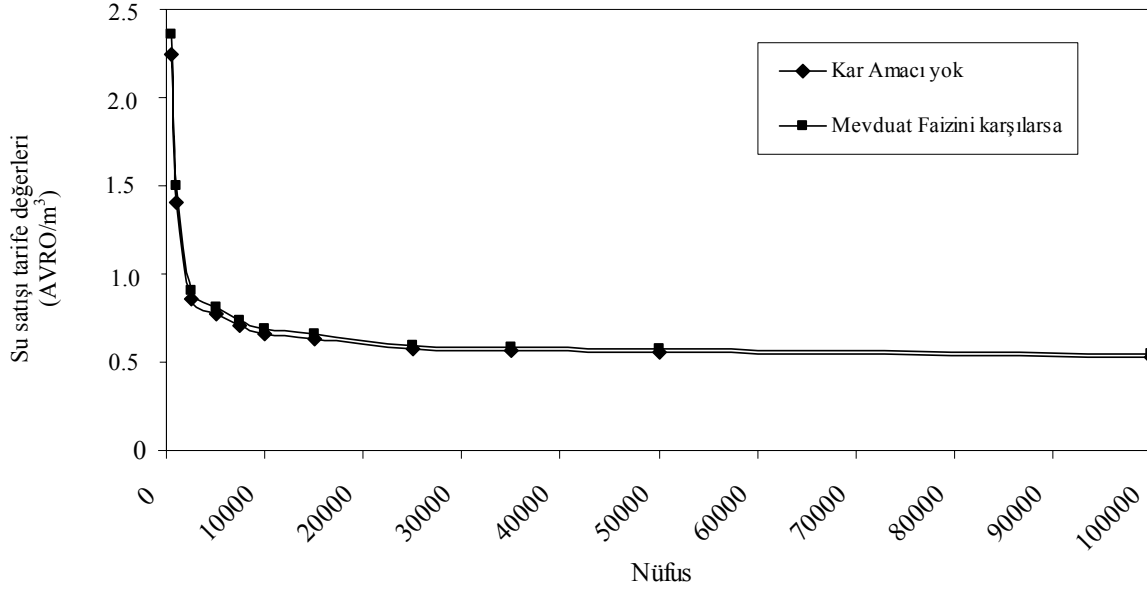
## Genel değerlendirme

Bu çalışmada oluşturulan genel değerlendirme aşağıda verilmiştir:

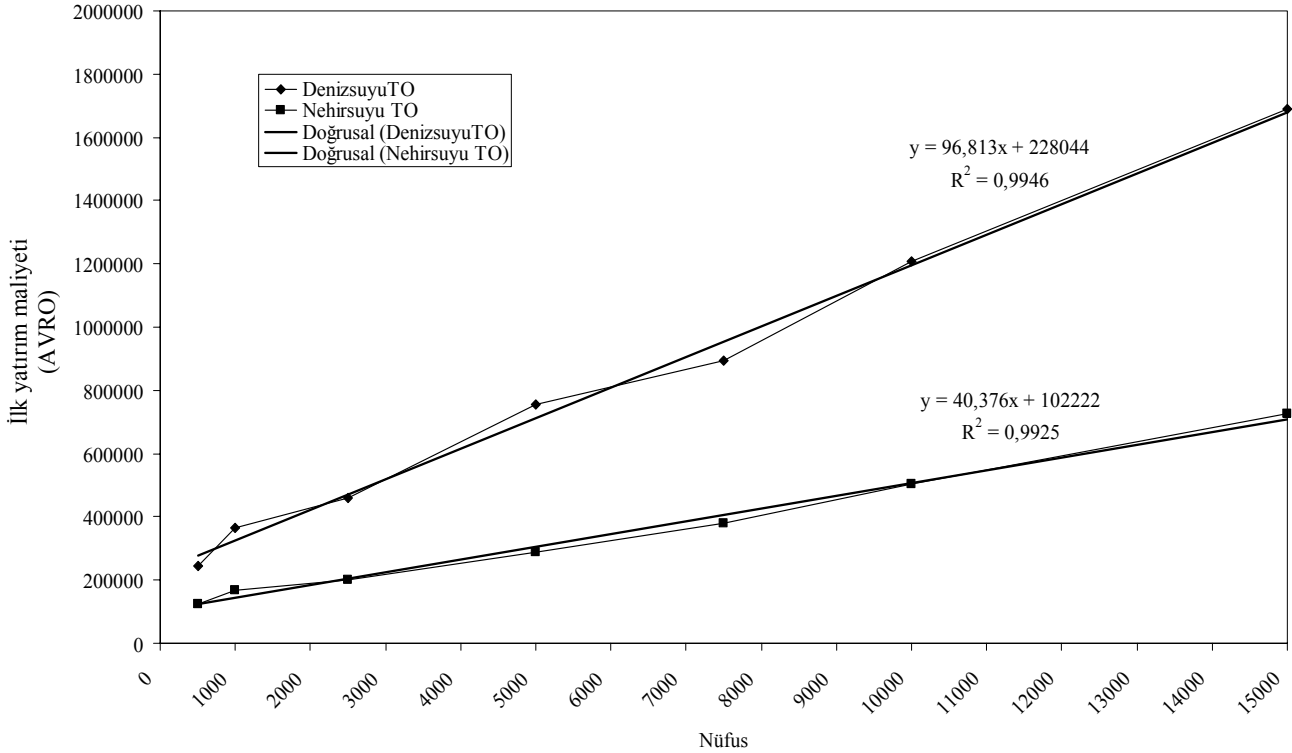
- 1) Nehir suyu membran teknolojisi sistemlerinin yatırım ve işletme maliyetlerinin deniz suyu arıtma sistemlerine göre %50-55 daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Bu kapsamda Türkiye'de membran teknolojisi sistemlerinin içme ve kullanma suyu üretme maksatlı kurulmasında aynı bölgede farklı su kaynaklarının bulunması durumunda  $1 \text{ m}^3$  suyun üretiminde yatırım+işletme maliyetinde %60'a varan avantaj sağlaması nedeniyle deniz suyuna nazaran tuzluluk değeri daha düşük olan kuyu, nehir veya göl sularının kullanılması önerilmektedir.
- 2) Akdeniz deniz suyuna göre tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinde tesis kapasitesi büyüdükçe yatırım maliyetinin doğrusal olarak arttığı ve fonksiyonel ifadeleri-

nin 1'e çok yakın olduğu görülmüştür. Dolayısıyla Türkiye'de deniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin içme ve kullanma suyu üretme maksatlı bütçe planlama çalışmaları

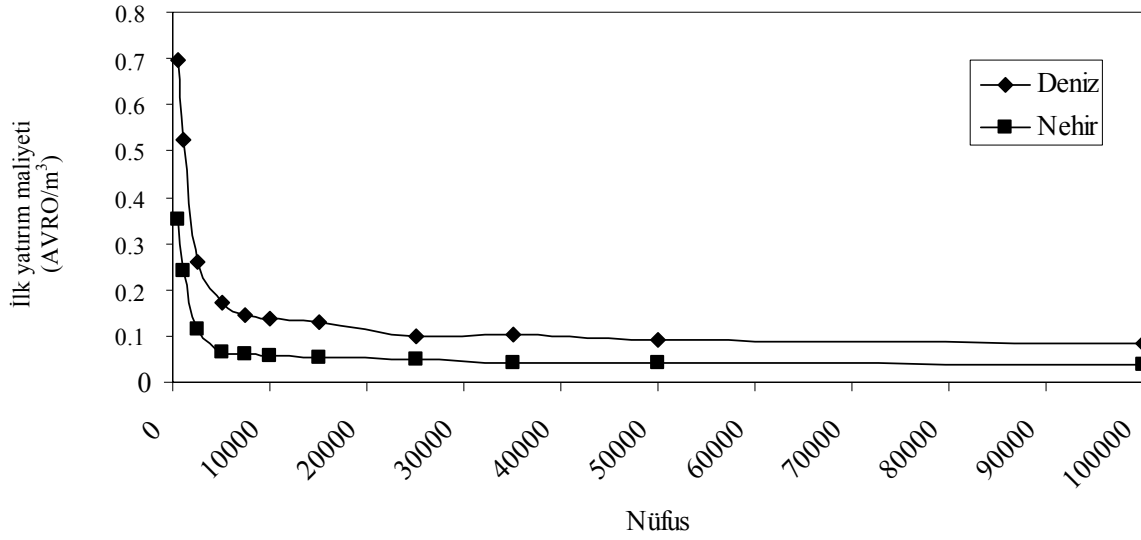
rında nüfusu 500-2000000 arasında değişen yerleşim birimleri için tercih edilen herhangi bir nüfus/kapasite değeri için söz konusu fonksiyonel ifadeler kullanılabilir.



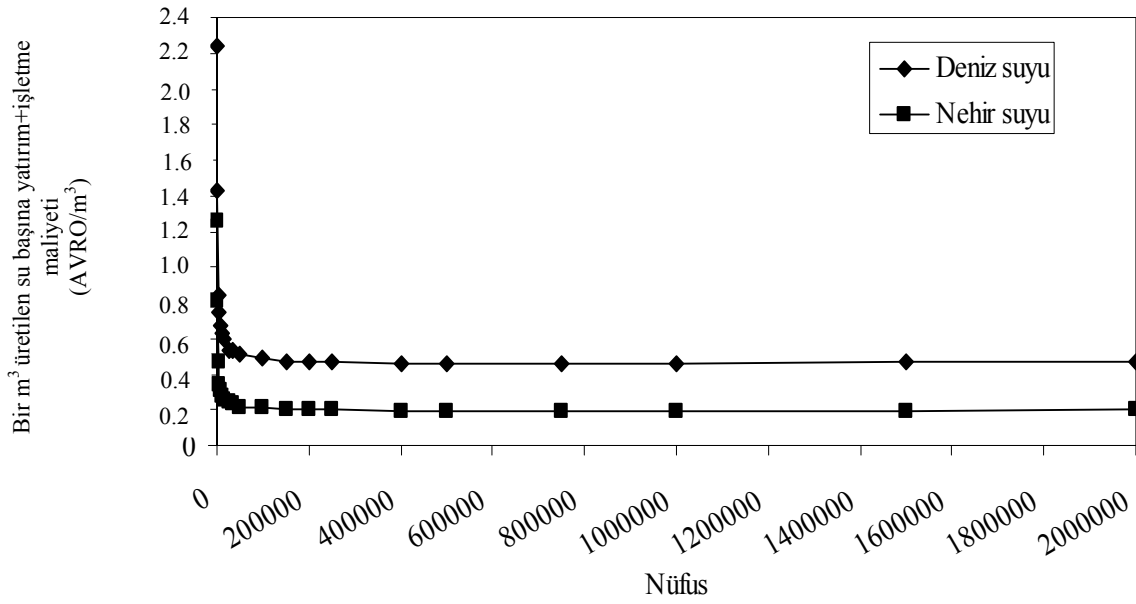
Şekil 5. Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemlerinde üretilen ve satılan 1 m<sup>3</sup> üretilen su için tarife bedellerinin değişimi



Şekil 6. Nüfusu 500-15000 arasında değişen yerleşim birimleri için hesaplanan Kızılırmak suyu ve Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin ilk yatırım maliyetleri



Şekil 7. Kızılırmak suyu ve Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin bir (1) m<sup>3</sup> üretilen su için ilk yatırım maliyetleri

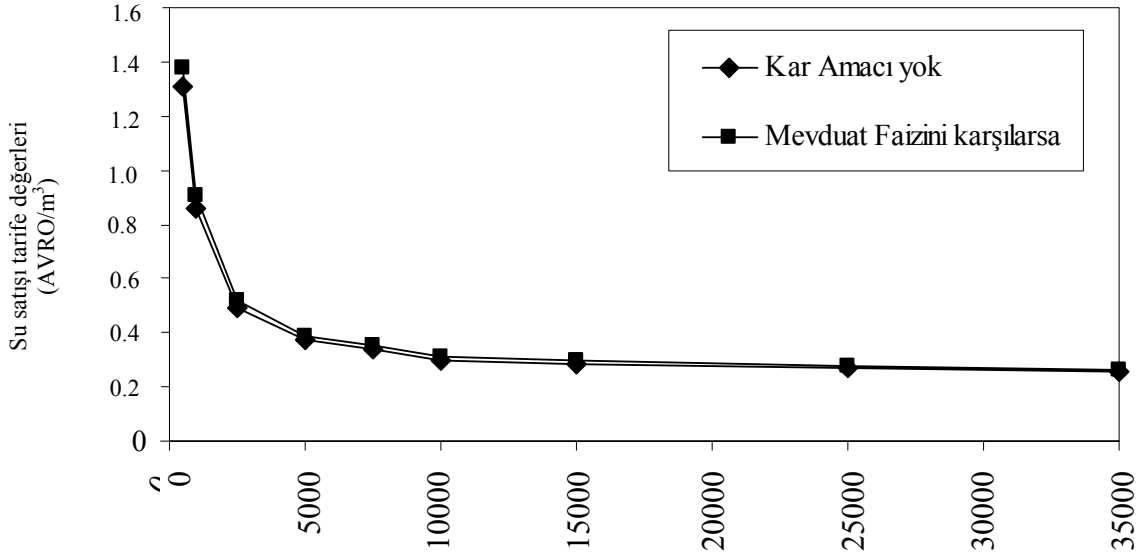


Şekil 8. Nüfusu 500-35000 arasında değişen yerlere hizmet eden nehir suyu ve Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin 1 m<sup>3</sup> üretilen su için toplam yatırım maliyetleri

3) Son yıllarda membran teknolojisi sistemlerinin ön arıtılma üniteleri olarak konvansiyonel basınçlı filtrasyon ünitelerinin yerine ultrafiltrasyon sistemlerinin kullanıldığı uygulama sayısında büyük artış olmuştur. Diğer yönden yapılan çalışmada membran teknolojisi sistemlerinin ön arıtılma ünitelerinde ultrafiltrasyon sistemleri tercih edildiği durumda yatırım maliyetlerinin %10-20 daha yüksek olduğu görülmüştür. Ayrıca ön arıtmada

ultrafiltrasyon sistemlerinin tercih edilmesi durumunda ters osmoz membranlarının bozulmasının asgari ölçüde kalması nedeniyle yatırım bütçelerinin kısıtlı olmadığı projelerde söz konusu teknolojinin kullanılması önerilmektedir.

4) Akdeniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinde işletme maliyetlerinin yaklaşık %65-69'unu elektrik oluşturmaktadır. Diğer bir deyişle yüksek tuzluluğa



Şekil 9. Nehir suyu membran teknolojisi sistemlerinde üretilen ve satılan 1 m<sup>3</sup> üretilen su için tarife bedellerinin değişimi

sahip deniz sularının membran teknolojileri ile artırılmasında enerji maliyeti en önemli rolü oynamaktadır. Deniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin 20 yıl işletilmeleri boyunca; elektrik tarifesinde %20 artışta %6-9; % 40 artışta %11-17; %60 artışta %16-23 1 m<sup>3</sup> üretilen su için toplam yatırım maliyetlerinde yükselme olduğu tespit edilmiştir.

- 5) İçme ve kullanma suyu üretme maksatlı kurulacak deniz ve kuyu suyu membran teknolojisi sistemlerinin 1 m<sup>3</sup> üretilen su için yatırım ve işletme maliyetleri tesis kapasitesi arttıkça düşmektedir. Nüfusu 500 olan bir yerleşim bölgesi için kurulacak deniz suyu membran teknolojisi sisteminin toplam yatırım ve işletme maliyeti 2.24 €/m<sup>3</sup> iken, nüfusu 15000 olan yerleşim bölgesi için 0.60 €/m<sup>3</sup> değerine düşmektedir. Diğer yönden nüfusu 500 olan bir yerleşim bölgesi için kurulacak nehir suyu membran teknolojisi sisteminin toplam yatırım ve işletme maliyeti 1.26 €/m<sup>3</sup> iken, nüfusu 15000 olan yerleşim bölgesi için 0.26 €/m<sup>3</sup> değerine düşmektedir. Bu kapsamda Türkiye’de içme ve kullanma suyu üretiminde kurulacak membran teknolojisi sistemleri hakkında merkezi ve yerel idareler tarafından yatırım stratejilerinin belirlenmesi durumunda nüfusu 15000’den bü-

yük; tesis çıkış kapasite eşdeğeri olarak yaklaşık 2000 m<sup>3</sup>/gün’den yüksek tesislerin kurulması yönünde planlamaların yapılması önerilmektedir.

- 6) Deniz ve nehir suyu membran teknolojisi sistemlerinde 1 m<sup>3</sup> üretilen içme ve kullanma suyu için toplam yatırım+işletme maliyetinin yaklaşık yarısını ilk yatırımın oluşturduğu tespit edilmiştir. Bu kapsamda nüfusu 500’den 35000’e büyüyen yerleşim birimlerine hizmet edecek deniz suyu membran teknolojisi sistemlerinde 1 m<sup>3</sup> üretilen içme ve kullanma suyu için toplam yatırım maliyeti 2.24 €/m<sup>3</sup>’den 0.53 €/m<sup>3</sup>’e düşerken aynı sistemlerin ilk yatırım maliyeti 0.70-0.09 €/m<sup>3</sup> aralığında olmakta; nehir suyu membran teknolojisi sistemlerinde ise aynı nüfus değerleri için toplam yatırım maliyeti 1.26 €/m<sup>3</sup>’den 0.24 €/m<sup>3</sup>’e düşerken aynı sistemlerin ilk yatırım maliyeti 0.32-0.04 €/m<sup>3</sup> değerlerini almaktadır.
- 7) Akdeniz, Marmara Denizi ve Karadeniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinin 1 m<sup>3</sup> üretilen içme ve kullanma suyu için ilk yatırım maliyetlerinin birbirine hemen hemen eşit olduğu görülmektedir. Bunun nedeni tuzluluk değeri her üç deniz için farklı olmasına karşın geri kazanım değerinin aynı olması (%43), dolayısıyla gerek

sistem besleme gerekse de yüksek basınç pompalarının aynı kapasitede kullanılmasıdır. Dolayısıyla fark sadece deniz suyunun tuzluluk değeri düşükçe, yüksek basınç pompalarının basma yüksekliklerinin azalması şeklindedir, dolayısıyla bu işletim ile pompaların kademe sayısı değişmekte ancak pompa maliyeti etkilenmemektedir.

- 8) Orta ve büyük ölçekli yerleşim yerleri için projelendirilmiş ve Akdeniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolojisi sistemlerinde işletme maliyetlerinin yaklaşık %65-69'unu elektrik, %20-23'sini kimyasal ve %5-8'ini ise personel, kartuj ve diğer işletme giderleri oluşturmaktadır.
- 9) Yapılan çalışmada Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemleri tesisin ilk yatırımı için banka kredisi çekildiğinde abonelere uygulanacak tarife bedelleri nüfusu 500-1000 arasında yerleşim bölgelerinde 1.4 €'dan yüksek iken nüfusu 15000'den büyük yerleşim bölgelerinde 0.55-0.60 € değerlerinde sabitlendiği görülmüştür. Nehir suyu membran teknolojisi sistemleri için banka kredisi çekildiğinde ise abonelere uygulanacak tarife bedelleri nüfusu 500-1000 arasında yerleşim bölgelerinde 0.85 €'dan yüksek iken nüfusu 15000'den büyük yerleşim bölgelerinde 0.25-0.28 € değerlerinde tespit edilmiştir.
- 10) Literatürde yer alan nehir suyu membran teknolojisi sistemlerinin bir (1) m<sup>3</sup> üretilen içme ve kullanma suyu için yatırım bedeli dahil işletme maliyetleri incelendiğinde çıkış kapasitesi 20-1200 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 1.06-0.62 € (Al-Wazzan vd., 2002); 40000-46000 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 0.43-0.21 € (Avlonitis, 2002 ve Chaudry, 2003); bu çalışma kapsamında ise 48-1,200 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 1.51-0.33 €; 4560-70080 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 0.28-0.22 € aralığında değiştiği görülmüştür. Literatürde deniz suyu membran teknolojisi sistemlerinin bir (1) m<sup>3</sup> üretilen içme ve kullanma suyu için yatırım bedeli dahil işletme maliyetleri incelendiğinde ise çıkış kapasitesi 1000 m<sup>3</sup>/gün'den küçük olan tesisler için 3.14-1.00 € (Avlonitis, 2002); 1000-4800 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 1.67-0.56 € (Avlonitis, 2002, Zejli vd., 2004e); 15000-60000 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 1.30-0.35 € (Avlonitis, 2002;

Chaudhry, 2003); 100000-320000 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 0.52-0.36 €; bu çalışma kapsamında ise 48-840 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 2.6-0.80 €; 1000-4800 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 0.75-0.64 €; 13080-70080 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için 0.58-0.55 €; 87480-400080 m<sup>3</sup>/gün olan tesisler için yaklaşık 0.56 € olduğu görülmüştür. Bu çalışma kapsamında bulunan toplam yatırım maliyetleri literatür değerleriyle karşılaştırıldığında küçük kapasiteli tesisler hariç söz konusu hesaplanmış bedellerin daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Bunun nedeni; bu çalışmada tesislerin tasarımında kullanılan membranların, vassellerin, pompaların elektromekanik ekipmanların son dönem teknolojiyi temsil etmesi dolayısıyla daha verimli ve daha ekonomik niteliğe sahip olmasıdır.

## **Sonuçlar**

Bu çalışmadan çıkarılan sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

- 1) Türkiye'de membran teknolojisi sistemlerinin içme ve kullanma suyu üretme maksatlı kurulmasında aynı bölgede farklı su kaynaklarının bulunması durumunda 1 m<sup>3</sup> yatırım+işletme maliyetinde %60'a varan avantaj sağlaması nedeniyle tuzluluk değeri en düşük olan kuyu, nehir veya göl sularının kullanılması önerilmiştir.
- 2) Bu kapsamda Türkiye'de içme ve kullanma suyu üretiminde kurulacak membran teknolojisi sistemleri hakkında merkezi ve yerel idareler tarafından yatırım stratejilerinin belirlenmesi durumunda nüfusu 15000'den büyük; tesis çıkış kapasite eşdeğeri olarak yaklaşık 2000 m<sup>3</sup>/gün'den yüksek tesislerin kurulması yönünde planlamaların yapılması önerilmiştir.
- 3) Membran teknolojisi sistemlerinin ön arıtma ünitelerinde konvansiyonel filtrasyon üniteleri yerine ultrafiltrasyon sistemleri tercih edildiği durumda ilk yatırım maliyetlerinin %10-20 daha yüksek olduğu görülmüştür.
- 4) Ayrıca söz konusu sistemlerin işletilmesinde enerji maliyetinin yaklaşık %65-69 ile en önemli rolü oynadığı tespit edilmiştir. Deniz suyuna uygun tasarlanmış membran teknolo-

jisi sistemlerinin 20 yıl işletme süresiyle 1 m<sup>3</sup> üretilen su için toplam yatırım maliyetlerinde, elektrik tarifesinde %20 artışta %6-9; %40 artışta %11-17; %60 artışta %16-23 yükselme olacağı bulunmuştur.

- 5) Nüfusu 500 olan bir yerleşim bölgesi için kurulacak İçme ve kullanma suyu üretme maksatlı deniz suyu membran teknolojisi sisteminin toplam yatırım ve işletme maliyeti 2.24 €/m<sup>3</sup> iken, nüfusu 15000 olan yerleşim bölgesi için 0.60 €/m<sup>3</sup> değerine düşmektedir. Diğer yönden nüfusu 500 olan bir yerleşim bölgesi için kurulacak nehirsuyu membran teknolojisi sisteminin toplam yatırım ve işletme maliyeti 1.26 €/m<sup>3</sup> iken, nüfusu 15000 olan yerleşim bölgesi için 0.26 €/m<sup>3</sup> değerine indiği tespit edilmiştir.
- 6) Akdeniz suyu membran teknolojisi sistemleri tesisin ilk yatırımı için banka kredisi çekildiğinde abonelere uygulanacak tarife bedelleri nüfusu 500-1000 arasında yerleşim bölgelerinde 1.4 €'dan yüksek iken nüfusu 15000'den büyük yerleşim bölgelerinde 0.55-0.60 € değerlerinde sabitlendiği görülmüştür.

Nehirsuyu membran teknolojisi sistemleri için banka kredisi çekildiğinde ise abonelere uygulanacak tarife bedelleri nüfusu 500-1000 arasında yerleşim bölgelerinde 0.85 €'dan yüksek iken

nüfusu 15000'den büyük yerleşim bölgelerinde 0.25-0.28 € değerlerinde tespit edilmiştir.

## Kaynaklar

- Al-Wazzan, Y., Safar, M., Ebrahim, S., Burney, N. ve Mesri, A., (2002). Desalting of subsurface water using spiral-wound reverse osmosis(RO) system: Technical and economic assessment, *Desalination*, **143**, 21-28.
- Avlonitis, C.A., (2002). Operational water cost and productivity improvements for small-size RO desalination plants, *Desalination*, **142**, 295-304.
- Chaudhry, S., (2003). Unit cost of desalination, CA Desalination Task Force Sausalito, CA, July 30.
- Erdogan, A., (2004). Türkiye'de evsel atıksu oluşum miktarları ve karakterizasyonu, *Doktora Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Filtration and Separation, (2005). Elsevier LTD.
- İller Bankası, (2007). Avşa Balıkesir İçme Kullanma Suyu Temini Amaçlı Deniz Suyundan Ters Ozmoz Yöntemi İle Arıtma Tesisi Projelendirilmesi, Yapımı Ve İşletilmesi Teknik Şartnamesi.
- Loeb, S. ve Sourirajan R., (1963). Seawater demineralisation by means of an osmotic membrane, *Advances in Chemistry Series*, **38**, 117.
- Zeqli, D., Benchrifar., Bennouna, A. ve Zazi, K., (2004). Economic analysis of wind-powered desalination in the south of Morocco, *Desalination*, **165**, 219-230.

---

Tung, K., (2007). Introduction to water treatment membrane processes, www.setsg3.ev.ncu.edu.tw.

## Farklı filtre malzemeleri için temiz yatak yük kayıplarının belirlenmesi

Esra ERDİM\*, İbrahim DEMİR ve Ömer AKGİRAY

İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı, 34469, Ayazağa, İstanbul

### Özet

Granüler filtrasyon su arıtımında yaygın olarak kullanılan bir arıtma yöntemi olup bu prosesin tasarım ve işletmesi açısından yük kayıpları büyük önem taşımaktadır. Bu çalışmada laboratuvar ölçekli bir filtrasyon kolonunda sık kullanılan farklı filtre malzemeleri için temiz yatak yük kayıpları belirlenmiştir. Karışık boyutta elde edilen malzemelerin eleme işlemi ile fraksiyonlarına ayrılması sonucu 6 kum, 5 perlit, 8 garnet ve 3 kırık cam fraksiyonu elde edilmiştir. Karşılaştırma amacıyla küreler ile de deneysel çalışma yürütülmüştür. Deney düzeneği filtredeki hidrolik koşulların da etkisini incelemek amacıyla yüksek hızlarda da veri elde edilebilecek şekilde tasarlanmıştır. En yüksek yük kayıpları malzemenin çapına da bağlı olarak 0.1 m/sn filtre hızında 5-6 m olarak gözlenmiştir. Filtrasyon hızı ile yük kaybının lineer olmayan bir şekilde değiştiği tüm malzeme türleri ve her bir fraksiyon için teyit edilmiştir. Aynı zamanda gözeneklilik ve tanecik çapı parametrelerinin yük kaybı üzerindeki etkisi incelenmiştir. Yaklaşık olarak aynı tanecik çapındaki kum, perlit ve garnet yataklarında yük kaybı oluşumu karşılaştırmalı olarak incelenmiş ve gözenekliliğin en düşük olduğu kum yatakta en yüksek yük kaybı elde edilmiştir. Küresellik ile ifade edilen malzeme şeklinin gözenekliliği etkileyen bir unsur olduğu ortaya konmuştur. Tane çapının yük kaybı üzerindeki etkisi kum ve garnetin farklı fraksiyonlarından oluşan kapsamlı bir aralıkta incelenmiş ve her iki malzeme türü için de tane çapı küçüldükçe yük kaybının arttığı gözlenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Filtrasyon, granüler malzeme, temiz yatak, yük kaybı, gözeneklilik, küresellik.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Esra ERDİM. erdimes@itu.edu.tr; Tel: (212) 285 67 85.

Bu makale, birinci yazar tarafından İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı'nda tamamlanmış olan "Küresel olmayan malzemelerin sabit yatak hidroliği" adlı doktora tezinden hazırlanmıştır. Makale metni 27.01.2010 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.03.2010 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.10.2010 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Clean bed head-loss of various filter media

### Extended abstract

*Granular filtration is a process that is widely used for removing particulate matter from water. The granular media filtration process is affected by the properties of the filter media including grain size, bed porosity and specific surface area. Especially, determination of clean bed head loss is important in the design and operation of filters.*

*Clean bed head-loss of various common filter media obtained from several sources was determined in a laboratory scale filter column. The cylindrical column made of plexiglass was 4 cm in diameter and 2 m in height. It was connected to a water tank through a series of pipes and valves. The water tank was filled with tap water and served as a water reservoir for the filtration column. A constant speed centrifugal pump drew water from the tank and pumped it to the top of the column. In addition, the system allowed the water to flow upwards in the column to achieve various porosity ranges as well as to fluidize the media and bleed any residual air. In the filtration cycle the water travelled down the filter column through a bed of media and was then returned to the water tank. A cartridge filter was used to trap possible suspended solids thus ensuring the recirculated water remained clean. To measure the head-loss across the media bed as water passed through it, piezometer taps at the top and bottom of the media were connected to a water-air manometer, as well as a mercury manometer and a differential pressure transducer. Flow rate of the equipment being used determined the choice of the instrument. Flow rate was measured by an electromagnetic flow meter across the range of 0.17-17L/min. Because the density and dynamic viscosity of the fluid changes with temperature, a Pt-100 thermometer was installed on the column and temperature was monitored continuously.*

*Once the media had been loaded in the column, the filter was operated in the down flow mode and the flow rate was gradually increased and then decreased to a minimum value prior to head-loss measurements. As such the compaction of the media during the experiment was prevented.*

*The porosity of the filter bed was determined separately for each run using the weight of the filter media introduced to the column, the height of the filter*

*bed, the inside diameter of the filter column and the specific gravity of the media.*

*The media which were normally composed of different grain sizes were sieved and 6 fractions of sand, 5 fractions of perlite, 8 fractions of garnet and 3 fractions of crushed glass were obtained. Experiments were also conducted on using glass beads for comparison. Experimental set-up was designed so as to obtain data at high filtration rates in order to evaluate the hydraulic behavior in the column. The maximum head-loss was measured as 5-6 m for 0.1 m/s filter rate. Head-loss measurements were made for a minimum of three porosities for each medium. These porosities corresponded to the maximum compaction that could be obtained by directly tapping on the column, gradual shut off of backwash water and an intermediate value between these.*

*For each type of medium and fraction it was confirmed with literature that there exists a non-linear relationship between filter rate and head-loss. Besides, effect of porosity and grain size on head-loss was assessed. As the bed consists of uniform particles when a sieved fraction of medium is used instead of its mixed form, more robust evaluations were possible.*

*The sensitivity of head-loss to porosity was examined via extensive experiments. The head-loss occurrence in beds of sand, perlite and garnet of approximately same grain size were compared to each other. The highest head-loss was observed for the bed composed of sand due to the lowest porosity value. Also, experiments were conducted with approximately same size of sand and glass beads separately but at the same porosity. It was noticed that sand caused higher head-losses, which were more easily observed at higher filter rates. Different porosities were achieved by directly tapping to the column or gradual shutoff of the backwash water. Also, it was verified that grain shape defined by sphericity affected the porosity. The sphericity of crushed glass being an angular medium was found to be around 0.5. The porosity range obtained with this media showed to be higher than other filter media. To evaluate the effect of grain size on head-loss, several fractions of sand and garnet were compared and an inversely proportional relation was observed independent of the type of the medium.*

**Keywords:** *Filtration, granular material, clean bed, head-loss, porosity, sphericity.*



## **Giriş**

Filtrasyon içme suyu arıtımında kullanılan en önemli proseslerden biri olmakla beraber filtrasyonun atıksu arıtımında kullanımı da gittikçe yaygınlaşmaktadır. Hedeflenen su kalitesinin elde edilebilmesi filtre için öngörülen yük kaybı değerlerinin aşılmaması ile mümkün olabilmektedir. Filtrelerde kullanılan malzemeye bağlı olarak değişen temiz yatak yük kayıpları filtrasyon işlemi sırasında müsaade edilebilecek maksimum yük kaybının belirlenmesi açısından önemli olduğundan tasarımda dikkate alınması gereken noktalardan biri olarak gündeme gelmektedir.

Temiz yatak yük kayıpları filtre malzemesinin büyüklüğüne, şekline, filtrasyon hızına, yatak yüksekliğine ve sıcaklığa bağlı olarak değişim göstermektedir. İyi işletilen bir filtrasyon ünitesinde gözlenen toplam yük kaybı 2.4-3.0 m aralığında iken, temiz yatak yük kayıpları 0.3-0.6 m arasındadır (AWWA, 2005). Yüksek hızlarda arttığı bilinen yük kaybı değerlerinin önemli ölçüde temiz yatak yük kayıplarındaki artışın sonucu olduğu düşünülmektedir (Trussell, 2004). Son yıllarda hızlı filtrasyonda kullanımına sıkça rastlanan bir uygulama da derin yataklı filtrelerde daha büyük çaplı filtre malzemesinin kullanılması ve filtrelerin yüksek hızlarda işletilmesidir. Bu uygulamada temiz yatak yük kayıplarının önemi daha da artmaktadır.

Geçmiş yıllarda kullanılan filtrelerin nispeten sığ ve düşük filtrasyon hızlarında işletiliyor olması temiz yatak yük kayıplarının ihmal edilebilir mertebede olmasını sağlamaktaydı. Ancak günümüzde içme suyu kalitesi hedeflerinin gittikçe yükselmesi ve kullanılabilir nitelikteki su kaynaklarının azalması yüksek hızlarda işletilen derin filtrelerin kullanımını gündeme getirmiştir. Dolayısıyla temiz yatak yük kayıplarının önemi de aynı derecede artmıştır. Buna karşın literatürde konu ile ilgili kısıtlı sayıda ve çok az çeşitte malzeme ile çalışmalar yapıldığı görülmüştür.

Bu çalışmada filtrasyonda sık kullanılan malzemeler arasında yer alan kum, perlit, garnet ve kırık cam için temiz yatak yük kayıpları tespit edilmiştir. Karşılaştırma amacıyla cam küreler

ile de deneysel çalışma yürütülmüştür. Aynı zamanda filtredeki hidrolik koşulların da etkisini incelemek amacıyla filtre hızları laminer akım şartlarının geçerli olduğu aralıklarla sınırlanmamış, yüksek hızlarda da veri elde edilmiştir.

## **Materyal ve yöntem**

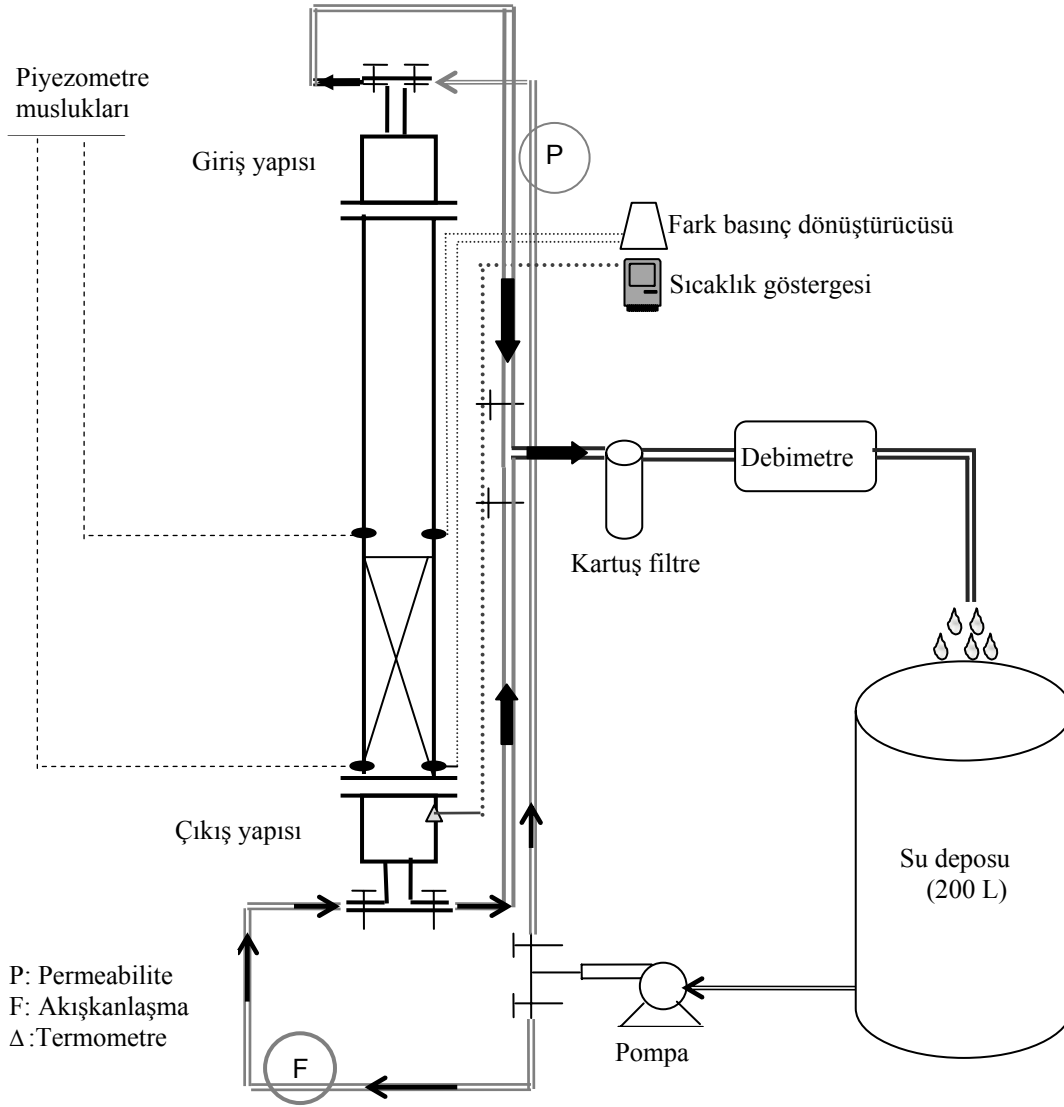
Deneysel çalışmalar pleksiglass malzemedan imal edilmiş 4 cm çapında silindirik filtrasyon kolonunda gerçekleştirilmiştir. Toplam yüksekliği 2 m olan sistem, giriş yapısı (25 cm), filtrasyon bölümü (1.5 m) ve çıkış yapısı (25 cm) olmak üzere 3 kısımdan meydana gelmektedir (Şekil 1).

Deneylerde kullanılan şebeke suyu 200 L hacmindeki polietilen bir depodan sisteme pompa ile beslenmiş ve sürekli olarak geri devrettirilmiştir. Gözlenebilecek yük kaybı değerlerine ve kullanılan filtre malzemesinin yoğunluğuna bağlı olarak 0.5 HP veya 1.5 HP gücünde pompa kullanılmıştır. Su hızının değişmemesi açısından bir frekans konvertörü ile pompa devrinin sabit kalması sağlanmıştır.

Şebeke suyunda ve sistemde bulunması muhtemel partiküler maddeleri tutabilmek amacıyla gözenek çapı 5 µ olan kartuş filtre kullanılmıştır. Sistemde basınç azalmasına bağlı olarak gözlenen hava kabarcığı problemini gidermek üzere kartuş filtre sistem çıkışına (suyun kolon içinden geçtikten sonra tekrar depoya döküldüğü nokta) yerleştirilmiştir.

Debi, ölçüm aralığı 0.17-17 L/dk. olan Euromag MC 308 model elektromanyetik debimetre ile ölçülmüştür. Kolonun çıkış yapısına monte edilen Pt-100 termometre ile su sıcaklığı sürekli olarak izlenmiştir. Yük kaybı ölçümü için piyezometre musluklarından yararlanılmıştır. Yük kaybı, Armfield W3 Akışkanlaşma-Permeabilite düzeneğindeki su manometresi, civa manometresi veya ölçüm aralığı 0-2500 mm su yüksekliği olan fark basınç ölçer cihazı ile ölçülmüştür.

Yatak gözenekliliğinin doğrulukla tespit edilebilmesi ve ölçülen yük kaybı değerlerinin güvenilirliği açısından sistemde hiç hava kabarcığı bulunmamasına büyük özen gösterilmiştir. Bu



Şekil 1. Deney düzeneği

amaçla oluşan hava kabarcıklarının malzemenin içine girmesine izin vermeden sistemden uzaklaştırılmasını sağlamak üzere filtre kolonunun giriş yapısında en tepe noktaya manuel olarak kontrol edilebilen purjör takılmıştır. Deney sırasında malzeme içine hava kabarcığı girip girmediğini kontrol edebilmek amacıyla yük kaybı verileri alınırken hız önce mümkün olan en üst sınıra kadar artırılmış, sonra tekrar azaltılmıştır. Artış ve azalış sırasında ölçülen yük kaybı değerlerinin hız-yük kaybı eğrisinden sapma göstermemesi malzeme içinde sonuçlara tesir edecek miktarda hava kabarcığı bulunmadığını göstermiştir. Her deneyin sonrasında malzeme akışkanlaştırılmış, hava kabarcığı olup olmadığı göz ile de kontrol edilmiştir.

Yatağın en gevşek olduğu durumlarda deney verisi kaydetmeye başlamadan önce su hızı kademeli olarak artırılmış ve malzemenin sıkışması sağlanmıştır. Böylece deney esnasında malzeme yüksekliğinin, dolayısıyla gözenekliliğinin, su hızındaki artışa bağlı olarak değişmesi önlenmiştir. Her malzeme ile en az 3 farklı gözeneklilik değerinde deneyler yapılmıştır.

Karışık tane boyutunda temin edilen malzemeler eleme işlemi (ASTM C136-06, 2006) ile farklı çap aralıklarına (ASTM E11:01) ayrılmış, 6 fraksiyon kum, 5 fraksiyon perlit, 8 fraksiyon garnet ve 3 fraksiyon kırık cam elde edilmiştir. Bu malzemelere ait özellikler Tablo 1’de verilmiştir. Karışık malzemeler yerine elenmiş frak-

siyonlarla çalışmak yatağın üniform taneciklerden oluşmasını sağladığından değerlendirmelerin daha temsil edici olmasına imkan vermiştir.

Tablo 1. Farklı filtre malzemelerine ait özellikler

Malzeme	Elek aralığı,mm	$d_{es}$ , mm	$\rho$ , g/cm <sup>3</sup>
Kum	1.40-1.70	1.631	2.644
Kum	1.18-1.40	1.381	2.630
Kum	1.00-1.18	1.108	2.620
Kum	0.85-1.00	0.952	2.617
Kum	0.71-0.85	0.841	2.649
Kum	0.60-0.71	0.707	2.603
Perlit	2.00-2.36	2.299	2.356
Perlit	1.70-2.00	1.974	2.351
Perlit	1.40-1.70	1.702	2.360
Perlit	1.18-1.40	1.421	2.364
Perlit	1.00-1.18	1.163	2.365
Garnet	1.70-2.00	1.834	4.022
Garnet	1.40-1.70	1.662	4.020
Garnet	1.18-1.40	1.380	4.023
Garnet	1.00-1.18	1.165	4.016
Garnet	0.85-1.00	0.971	3.992
Garnet	0.71-0.85	0.817	4.017
Garnet	0.60-0.71	0.661	3.994
Garnet	0.50-0.60	0.609	4.006
Kırık cam	2.00-2.36	2.194	2.502
Kırık cam	1.70-2.00	1.871	2.504
Kırık cam	1.40-1.70	1.595	2.508

Yoğunluk, malzemenin su ile yerdeğiştirmesi prensibine göre belirlenmiştir. Eşdeğer hacim çapı ( $d_{es}$ ), küresel olmayan bir taneciğin hacminin düzgün bir kürenin hacmine eşitlenmesi esasına dayanarak sayma, tartma ve hesaplama yöntemi ile tespit edilmiştir (Cleasby ve Fan, 1981).

Yatak gözenekliliği tartma metodu ile tayin edilmiştir. Bunun için malzeme filtrasyon kolonuna yerleştirilmeden önce etüvde kurutulmuş, desikatörde bekletilmiş ve kuru ağırlığı tartılarak malzeme kaybı olmaksızın kolona dikkatli bir şekilde boşaltılmıştır. Gözenekliliği ( $\varepsilon$ ) hesaplamak üzere Eşitlik (1) kullanılmıştır:

$$\varepsilon = 1 - \frac{m_{malzeme} / \rho_{malzeme}}{\pi D^2 L / 4} \quad (1)$$

Eşitlik (1)'de;

m: malzeme ağırlığını (g),  
 $\rho$ : malzeme yoğunluğunu (g/cm<sup>3</sup>),  
D: kolon çapını (cm),  
L: yatak yüksekliğini (cm)

göstermektedir. Kum, filtre ünitelerinde en çok kullanılan ve tercih edilen malzemedir. Perlit ve garnet tabakalı filtrelerde kullanılan mineraller olup; bu malzemeler ile ilgili temiz yatak yük kayıpları oluşumu açısından literatürde yeterli bilgi bulunmamaktadır. Kırık cam ise şekil bakımından oldukça farklı ve filtre malzemesi olarak kullanımı son zamanlarda sıklıkla gündeme gelen bir malzeme olması nedeni ile tercih edilmiştir (Akgiray vd., 2007). Tablo 1'de belirtilen malzemelere ilave olarak nominal çapı 1 mm, eşdeğer hacim çapı 1.18 mm ve yoğunluğu 2.479 g/cm<sup>3</sup> olan cam küreler ile de deneyler mukayese amaçlı olarak yürütülmüştür.

Yatak gözenekliliğinin yük kaybı tahminlerini önemli ölçüde etkilediği bilinmektedir (Ergun, 1952; Bai vd., 2009; Nemeç ve Levec, 2005). Söz konusu ilişkiyi bu çalışmada kullanılan malzemeler için inceleyebilmek amacıyla deney yapılan her malzeme için en az 3 farklı gözeneklilik değeri elde edilmeye çalışılmıştır. Her 3 oluşum için de malzeme akışkanlaştırıldıktan sonra geri yıkama suyu vanası yavaş yavaş kapatılarak malzemenin sakin bir şekilde çökmesi sağlanmıştır. En büyük gözeneklilik değerleri bu şekilde elde edilmiştir ( $\varepsilon_1$ ). En düşük gözeneklilik için kolonun malzeme bulunan kısmına çevresi boyunca çeşitli noktalardan hafif şekilde vurarak malzemenin mümkün olan en düşük seviyeye gelmesi sağlanmıştır ( $\varepsilon_2$ ). Aradaki bir gözeneklilik değeri ise bu iki sınır durum arasında bir yükseklik oluşturarak elde edilmiştir ( $\varepsilon_3$ ). Bu değerler Tablo 2'de verilmiştir.

En düşük gözeneklilik değerleri beklendiği üzere küreler ile elde edilmiştir. Diğer malzemeler için bu sıralama kum < garnet ≈ perlit < kırık cam şeklinde oluşmuştur. Malzeme şekli küresellikten uzaklaştıkça yatak gözenekliliğinin arttığı bilinmektedir (ASCE, AWWA, 2005). Kum, perlit, garnet, kırık cam gibi düzgün şekilli olmayan taneciklerin yüzey alanları kesin bir biçimde belirlenemediğinden bu tür malzemelerin

küresellik katsayısı ( $\psi$ ) doğ rudan hesaplanamamaktadır. Bu amaçla en sık kullanılan yöntem sabit yatak yük kayıplarının ölçülmesi ve Ergun denklemi ile küresellik katsayısının dolaylı olarak belirlenmesidir. Söz konusu metotla her fraksiyon için elde edilmiş küresellik katsayısı değerleri Tablo 3'te gösterilmiştir. En düşük küresellik katsayısının kırık cam şeklindeki malzeme için tespit edilmiş olması ve bu malzemeden oluşan yatakta en büyük gözeneklilik değerlerinin elde edilmesi literatürdeki bilgileri destekler niteliktedir (Akgiray vd., 2007).

Tablo 2. Malzeme fraksiyonları için gözeneklilik aralıkları

Malzeme	Elek aralığı, mm	$\varepsilon_1$	$\varepsilon_2$	$\varepsilon_3$
Kum	1.40-1.70	0.41	0.38	0.39
Kum	1.18-1.40	0.42	0.38	0.41
Kum	1.00-1.18	0.45	0.41	0.43
Kum	0.85-1.00	0.44	0.40	0.41
Kum	0.60-0.71	0.47	0.42	0.45
Perlit	2.00-2.36	0.51	0.46	0.48
Perlit	1.70-2.00	0.48	0.43	0.46
Perlit	1.40-1.70	0.48	0.43	0.46
Perlit	1.18-1.40	0.47	0.42	0.45
Perlit	1.00-1.18	0.46	0.42	0.44
Garnet	1.70-2.00	0.49	0.45	0.47
Garnet	1.40-1.70	0.50	0.46	0.47
Garnet	1.18-1.40	0.49	0.45	0.47
Garnet	1.00-1.18	0.50	0.46	0.48
Garnet	0.85-1.00	0.49	0.45	0.48
Garnet	0.71-0.85	0.50	0.46	0.48
Garnet	0.60-0.71	0.48	0.45	0.47
Garnet	0.50-0.60	0.50	0.46	0.48
Kırık cam	2.00-2.36	0.51	0.45	0.50
Kırık cam	1.70-2.00	0.52	0.48	0.50
Kırık cam	1.40-1.70	0.53	0.49	0.51
Küre	$d_{e\varnothing}$ : 1.18	0.40	0.37	0.38

Kum ve kırık cam için tane çapı küçüldükçe gözenekliliğin arttığı görülmüştür. Buna karşın perlit için bu durumun tam tersi gözlenmiştir. En geniş fraksiyon aralığına sahip olan garnet için ise gözenekliliğin tane çapı ile önemli ölçüde değişmediği tespit edilmiştir.

### Deney sel verilerin değerlendirilmesi

Filtrasyon hızı, tanecik çapı ve yatak gözenekliliği yük kaybını etkileyen başlıca faktörler ara-

sında yer almaktadır. Bu çalışmada farklı filtre malzemeleri ve fraksiyonları kullanılarak yük kaybının bu değişkenlerle olan ilişkisi değerlendirilmiştir.

Tablo 3. Küresellik katsayısı ( $\psi$ )

Malzeme	Elek aralığı, mm	$d_{e\varnothing}$ , mm	$\psi$
Kum	1.40-1.70	1.63	0.72
Kum	1.18-1.40	1.38	0.76
Kum	1.00-1.18	1.10	0.69
Kum	0.85-1.00	0.95	0.70
Kum	0.71-0.85	0.84	0.69
Kum	0.60-0.71	0.71	0.67
Perlit	2.00-2.36	2.30	0.59
Perlit	1.70-2.00	1.97	0.65
Perlit	1.40-1.70	1.70	0.63
Perlit	1.18-1.40	1.42	0.65
Perlit	1.00-1.18	1.16	0.70
Garnet	1.70-2.00	1.83	0.65
Garnet	1.40-1.70	1.66	0.60
Garnet	1.18-1.40	1.38	0.62
Garnet	1.00-1.18	1.16	0.63
Garnet	0.85-1.00	0.97	0.65
Garnet	0.71-0.85	0.82	0.65
Garnet	0.60-0.71	0.66	0.69
Garnet	0.50-0.60	0.61	0.64
Kırık cam	2.00-2.36	2.19	0.52
Kırık cam	1.70-2.00	1.87	0.52
Kırık cam	1.40-1.70	1.60	0.54

### Hız

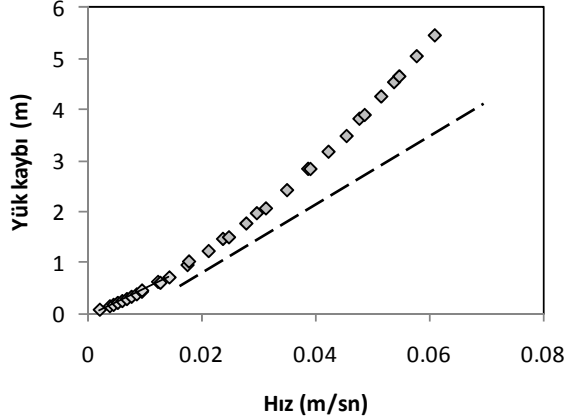
Laminer akım rejiminde yük kaybı hız teriminin ( $v$ ) 1. dereceden kuvveti ile doğru orantılı iken, atalet kuvvetlerinin etkili olmaya başladığı koşullarda  $v^2$  terimi önem kazanmaktadır.

1.00-1.18 mm kum fraksiyonu için hız ile yük kaybının ilişkisi Şekil 2'de verilmiştir. Tüm malzeme çeşitleri ve fraksiyonları için yük kaybının hız ile lineer olmayan bir şekilde değiştiği görülmüştür.

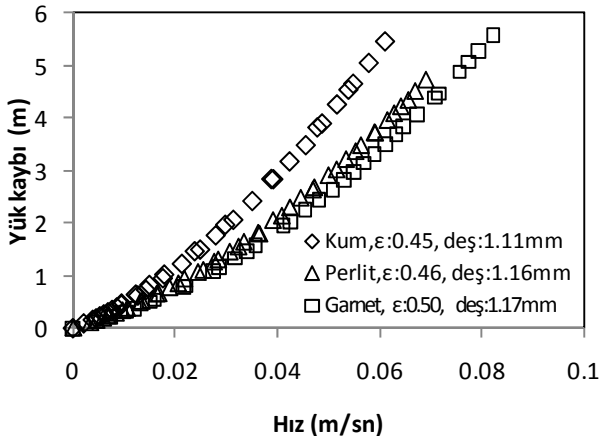
### Yatak gözenekliliği

Gözeneklilik ( $\varepsilon$ ) yük kaybını tahmin etmek üzere önerilen denklemlerde yer alan çok önemli bir değişken olup matematiksel modellerin çoğu gözeneklilik teriminin doğru kuvvetini bulmak üzerine kurulmuştur. Şekil 3, yaklaşık olarak aynı boyuttaki kum, perlit ve garnet için yük

kaybının hız ile değişimini göstermektedir. Her 3 malzeme için de gözeneklilik değerinin en yüksek olduğu deney verileri kullanılmıştır. Yük kaybı oluşumu açısından incelendiğinde aynı filtre hızında en düşük gözenekliliğe sahip kum yatakta en çok yük kaybı olduğu görülmüştür.



Şekil 2. Yük kaybı hız ilişkisi

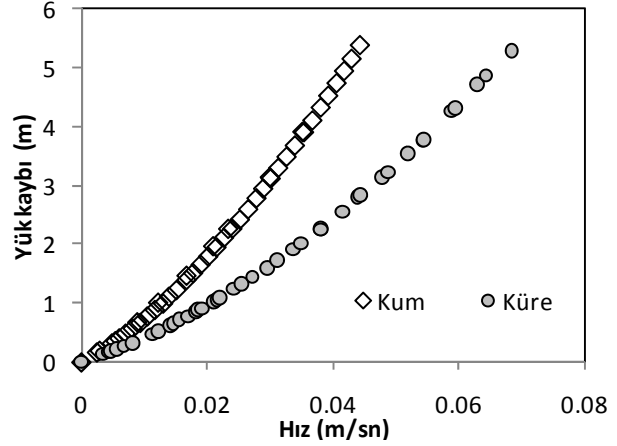


Şekil 3. Farklı filtre malzemeleri için yük kaybı- hız ilişkisi

Lineer olmayan yük kaybı oluşumuna bağlı olarak artan hızlarla birlikte aradaki farkın gittikçe açıldığı görülmektedir. Perlit ve garnet yataklarının gözeneklilik değerleri (sırasıyla 0.46 ve 0.50) arasında önemli bir fark bulunmasına rağmen birbirine çok yakın seyreden yük kaybı değerleri bu oluşumda küreselliğin etkisinin de önemli olabileceğini göstermektedir.

Birbirine yakın tane büyüklüğü değerlerine sahip kum ve kürelerden oluşmuş yataklar için

aynı gözeneklilik değerinde, kumun çok daha yüksek yük kayıpları meydana getirdiği görülmüştür (Şekil 4). Kumun küreden daha düşük küresellik değerine sahip olması ( $\psi \approx 0.70$ ) ya da kumun yüzey pürüzlülüğü bu durumun olası sebepleri arasında sayılabilir (Chang vd.,1999).



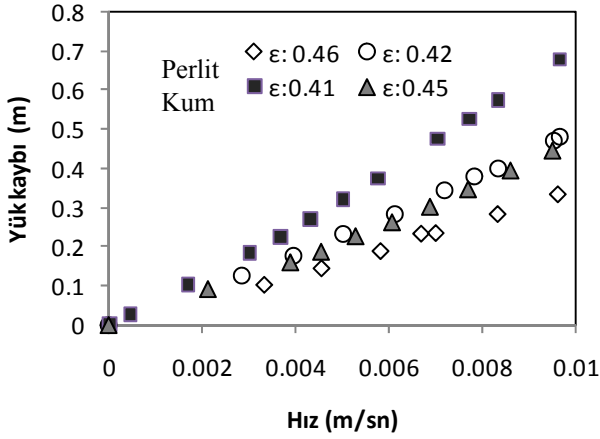
Şekil 4. Aynı gözeneklilik değerinde kum ve küre için yük kaybı oluşumu (küre-  $d_{0.4}$ : 1.18 mm,  $\epsilon$ : 0.4; kum- $d_{0.4}$ : 1.10 mm,  $\epsilon$ : 0.4)

Şekil 5, 1.0-1.18 mm fraksiyonundaki kum ve perlit için iki farklı gözeneklilik değerinde elde edilen yük kaybı verilerini göstermektedir. Her iki malzeme için de 0.01 m/sn hızda gözeneklilik değerindeki %4'lük fark yük kaybına %30 olarak yansımıştır. Bu sonuç filtre yataklarının gerek tasarımı gerek işletimi sırasında gözenekliliğin çok hassas bir şekilde belirlenmesi gerektiğini ortaya koymaktadır. Aynı malzemeler ile yüksek hız değerlerine de çıkılmış ve 0.02 m/sn değerinden sonra yük kaybına etkiyen farkın daha da arttığı görülmüştür.

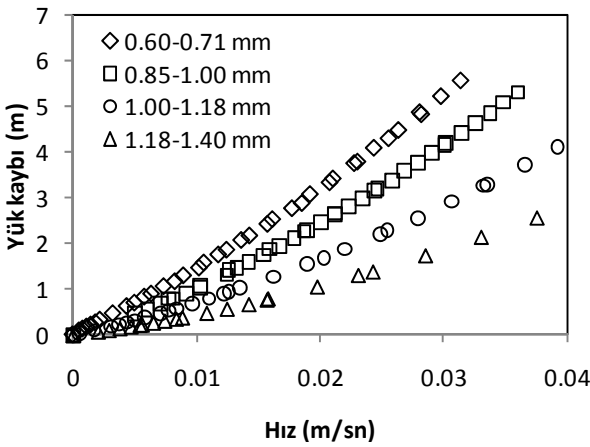
### Tane çapı

Gözeneklilik gibi tane çapı da yük kaybını doğrudan etkileyen parametreler arasında yer almaktadır. Aynı malzemenin farklı fraksiyonları için elde edilen yük kaybı verileri incelenerek bu etki detaylı bir şekilde ortaya konmuştur.

Farklı fraksiyonlarda elde edilmiş kum için tane çapının yük kaybına olan etkisi Şekil 6'da açıkça görülmektedir. Tane çapının etkisini diğer değişkenlerden bağımsız olarak değerlendirebilmek için tüm deneylerin aynı gözeneklilik değerinde yürütülmesine dikkat edilmiştir ( $\epsilon$ : 0.41).



Şekil 5. Gözeneklilik-yük kaybı ilişkisi



Şekil 6. Tanecik çapının yük kaybı üzerindeki etkisi (kum)

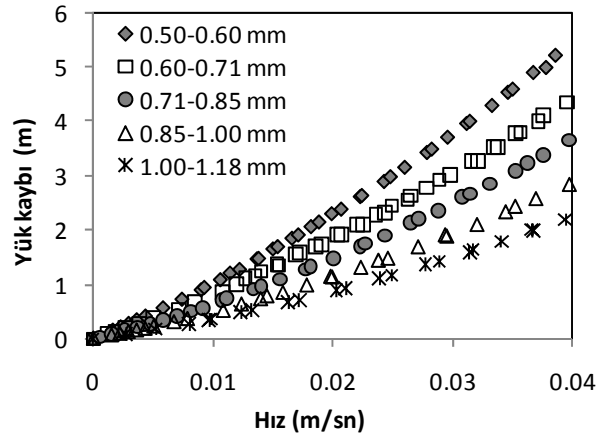
Tane çapı küçüldükçe aynı hıza karşı gelen yük kaybının arttığı görülmektedir. Bu bulguyu malzeme bazında inceleyebilmek için benzer bir grafik garnet fraksiyonları için hazırlanmıştır (Şekil 7). Yine bu malzeme için de tüm deneyler aynı gözeneklilik değerinde yürütülmüştür ( $\epsilon$ : 0.48). Kum ile elde edilen sonuçlarla uyum sağlayacak şekilde garnet fraksiyonlarının da taneçik çapı küçüldükçe yüksek yük kayıpları oluşturduğu belirlenmiştir.

Bu bulgu filtre yataklarında yük kaybını tahmin etmek üzere önerilen modeller için malzeme çapının önemini ortaya koymaktadır.

## Sonuçlar

Filtrasyon ünitelerinde temiz yatak yük kayıplarının belirlenmesi gerek tasarım gerek işletme

açısından büyük önem taşımaktadır. Bu çalışmada farklı filtre malzemeleri kullanılarak temiz yatak yük kayıpları tespit edilmiş, aynı zamanda hız, gözeneklilik, tane çapı parametrelerinin yük kaybı üzerindeki etkileri de incelenmiştir. Her bir malzeme çeşidi ve fraksiyonu için yük kaybı ile hız arasında lineer olmayan bir ilişkinin varlığı ortaya konmuş ve bu konudaki mevcut literatür bilgileri teyit edilmiştir. Yük kaybının gözenekliliğe karşı çok hassas olduğu belirlenmiştir. Filtre yatağının sıkıştırılması ile farklı gözeneklilik değerlerinin elde edilebileceği görülmüştür. Aynı tanecik çapına sahip malzemelerden oluşan yataklarda en yüksek yük kaybının malzeme cinsinden bağımsız olarak gözenekliliğin en düşük olduğu durumda olduğu gözlenmiştir. Ayrıca gözenekliliğin malzeme şekli (küresellik) ile olan ilişkisi de ortaya konmuştur. Gözenekliliğin doğru ve güvenilir bir şekilde belirlenmesi gerektiği, aksi takdirde yük kaybı tahminlerinde büyük hatalar oluşabileceği sonucuna varılmıştır. Tane çapının yük kaybı üzerindeki etkisi farklı malzemeler ve fraksiyonlardan oluşan geniş bir matris çerçevesince incelenmiş ve tane çapı küçüldükçe yük kaybının arttığı sonucuna ulaşılmıştır.



Şekil 7. Tanecik çapının yük kaybı üzerindeki etkisi (garnet)

## Teşekkür

Bu çalışma İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi- Lisansüstü Tezlerini Destekleme Programı tarafından desteklenen "Küresel olmayan malzemelerin sabit yatak hidroligi" projesi kapsamında gerçekleştirilmiştir.

## Kaynaklar

- Akçiray, Ö., Saatçi, A., Eldem, N. ve Soyer, E., (2007). Hızlı filtrasyonda çift malzemeli filtre yatağı ve geri kazanılmış pulverize cam kullanımı ve silika kumu ile mukayesesi, Sonuç Raporu, TÜBİTAK MAG 104M435.
- ASTM C136-06, (2004). Standard test method for sieve analysis of fine and coarse aggregates, ASTM, PA, USA.
- ASTM E11-01, (2004). Standard test methods for sieve analysis, ASTM, PA, USA.
- AWWA, ASCE, (2005). *Water treatment plant design*, 4<sup>th</sup> edition, McGraw Hill Handbooks, NY.
- Bai, H., Theuerkauf, J., Gillis, P. ve Witt, P., (2009). A coupled DEM and CFD simulation of flow field and pressure drop in fixed bed reactor with randomly packed catalyst particles, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **48**, 8, 4060-4074.
- Chang, R.M., Trussell, R., Martinez, J.G. ve Delaney, C.K., (1999). Laboratory studies on the clean bed headloss of filter media, *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, **48**, 4, 137-145.
- Cleasby, J.L. ve Fan, K., (1981). Predicting fluidization and expansion of filter media, *Journal of Environmental Engineering*, **107**, 455-471.
- Ergun, S., (1952). Fluid flow through packed columns, *Chemical Engineering Progress*, **48**, 2, 89-94.
- Nemec, D. ve Levec, J., (2005). Flow through packed bed reactors: 1. Single-phase flow, *Chemical Engineering Science*, **60**, 6947-6957.
- 
- Trussell, R., (2004). Deep bed filters and high rate service. <http://www.trusselltech.com>, (20.10.2009)