

Mezbaha Atıksularının Karakterizasyonu ve Arıtılabilirliğinin Değerlendirilmesi

Dilara ÖZTÜRK¹, Erdiñ ALADAĞ^{1*}, Alper Erdem YILMAZ²,
Recep BONCUKCUOĞLU³, Tuba BAYRAM¹

ÖZET: Bu çalışmada Van ilinde bulunan bir mezbahane tesisine ait atıksuyun karakterizasyonu yapılarak bu atıksu için arıtım alternatifleri değerlendirilmiştir. Atıksu karakterizasyonu için nitrat, kükürt trioksit, fosfat, amonyum azotu, klorür, askıda katı madde (AKM), toplam organik karbon (TOK), toplam karbon (TK), inorganik karbon (İK), toplam azot (TN), elektriksel iletkenlik (Eİ), pH, toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TKOİ), çözülmüş kimyasal oksijen ihtiyacı (ÇKOİ) ve partiküler kimyasal oksijen ihtiyacı (PKOİ) parametreleri incelenmiştir. Sonuçlar; nitrat; 18.5 - 35.9 ppm, kükürt trioksit; 15.3 - 89.3 ppm, fosfat; 72.2 - 190.5 ppm, amonyum azotu; 20 - 38 ppm, klorür; 239.9 - 422.7 ppm, AKM; 475 - 1800 ppm, TOK; 4429 - 10250 ppm, TK; 4535 - 10 494.6 ppm, İK; 105.7 - 244.6 ppm, TN; 800 - 1546 ppm, Eİ; 1.4 - 3.0 ms cm⁻¹, pH; 7.0 - 8.2, TKOİ; 17 626 - 23 268 ppm, ÇKOİ; 13 658 - 18 029 ppm ve PKOİ; 3968 - 5239 ppm olarak bulunmuştur. Aynı zamanda mezbahane atıksuları için literatürde önerilen anaerobik, aerobik, ileri oksidasyon, çözülmüş hava flotasyonu, membran filtrasyonu, elektrokimyasal arıtım prosesleri incelenmiştir. Atıksuyun çoklu (farmasötikler, organik madde, toksik madde vb.) kompozisyonu sebebiyle tekli arıtım proseslerinin yeterli arıtımı sağlamadığı gözlenmiş ve kombine proseslerle daha etkili arıtım yapıldığı sonucuna ulaşılmıştır.

Anahtar kelimeler: Mezbaha atıksuyu, atıksu karakterizasyonu, atıksu arıtımı

Characterization of Slaughterhouse Wastewaters and Evaluation of its Treatability

ABSTRACT: In this study, wastewater of a slaughterhouse which is located in Van is characterized and treatment alternatives are evaluated. For characterization; nitrate, sulfur trioxide, phosphate, ammonium nitrogen, chloride, suspended solids (SS), total organic carbon (TOC), total carbon (TC), inorganic carbon (IC), total nitrogen (TN), electrical conductivity (EC), pH, total chemical oxygen demand (TCOD), dissolved chemical oxygen demand (DCOD) and particulate chemical oxygen demand (PCOD) parameters were investigated. According to the results; nitrate; 18.5 - 35.9 ppm, sulfur trioxide; 15.3 - 89.3 ppm, phosphate; 72.2 - 190.5 ppm, ammonium nitrogen; 20 - 38 ppm, chloride; 239.9 - 422.7 ppm, TSS; 475 - 1800 ppm, TOC; 4429 - 10 250 ppm, TC; 4535 - 10 494.6 ppm, IC; 105.7 - 244.6 ppm, TN; 800 - 1546 ppm, EC; 1.4 - 3.0 ms cm⁻¹, pH; 7.0 - 8.2, TCOD; 17 626 - 23 268 ppm, DCOD; 13 658 - 18 029 ppm and PCOD; 3968 - 5239 ppm were found. At the same time, anaerobic, aerobic, advanced oxidation, dissolved air flotation, membrane filtration and electrochemical treatment processes are investigated for slaughterhouse wastewater which is proposed in literature. Due to the multiple composition (pharmaceuticals, organic matter, toxic substances, etc.) of the wastewater, it was observed that the single treatment processes did not provide sufficient treatment and it was concluded that more effective treatment was performed with the combined processes.

Keywords: Slaughterhouse wastewater, characterization of wastewater, wastewater treatment

¹ Dilara ÖZTÜRK (Orcid ID: 0000-0003-2689-560X), Erdiñ ALADAĞ (Orcid ID: 0000-0003-1354-0930), Tuba BAYRAM (Orcid ID: 0000-0003-3282-7099), Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Van, Türkiye

² Alper Erdem YILMAZ (Orcid ID: 0000-0002-0666-7653), Atatürk Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Erzurum, Türkiye

³ Recep BONCUKCUOĞLU (Orcid ID: 0000-0002-6096-5280), İstanbul Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, Türkiye

* Sorumlu Yazar/Corresponding Author: Erdiñ ALADAĞ, e-mail: erdinaladag@gmail.com

GİRİŞ

Endüstri ve teknoloji alanındaki hızlı büyüme ve dünya nüfusundaki artış ekosistemdeki alıcı ortam kirliliğini arttırmaktadır. Kirlenen su kaynakları insan ve diğer canlılar üzerinde ekotoksikolojik bir risk yaratmaktadır. Çevre kirliliğine neden olan ana kirleticiler; organik maddeler (aromatik ve alifatik hidrokarbonlar, proteinler, karbonhidratlar, yağ ve gres, fenoller, pestisitler, klorlu bileşikler vb.) ve ağır metal bileşikleri (arsenik, bor, çinko, kurşun, nikel vb.) olarak özetlenebilir. Mezbaha atıksuları çoğunlukla bu kirleticiler arasında yer alan, organik kirleticiler, yağ, protein ve fiberlerin kompleks bir karışımını içermektedir. Organik madde konsantrasyonu orta-yüksek olup, yaklaşık % 45'i çözülmüş formda bulunurken, % 55'i süspanse formda bulunmaktadır (Manjunath ve ark., 2000). Ayrıca; mezbaha atıksuyunun kalitesi, kan tutma verimi, su kullanımı, kesilen hayvan tipi ve et işleme miktarı gibi çok sayıda faktöre bağlıdır (Massé ve Masse, 2000; Satyanarayan ve ark., 2005). Mezbahalardan oluşan atıksuların arıtılmadan direkt deşarj edilmesi sonucu nehirlerin oksijen kazanımı azalmaktadır (Massé ve Masse, 2000). Bu nedenle, mezbaha atıksularının kanalizasyon, nehir, göl gibi alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılması gerekmektedir (Aguilar ve ark., 2002). Bu yöntemlerden bazıları, biyolojik oksidasyon, adsorpsiyon, flotasyon, kimyasal koagülasyon, elektrokimyasal arıtım ve membran filtrasyonu işlemlerdir. Arıtım yöntemine karar verme aşamasında atıksuyun karakterizasyonunu bilmek büyük önem taşımaktadır.

MATERYAL VE YÖNTEM

Mezbahane Üretim Düzeni

Et endüstrisinde en önemli hususların başında temiz, sağlıklı, kaliteli et ve et mamullerini tüketiciye ulaştırmak gelir. Üretimin doğal bir neticesi olsa da mezbaha

tesislerinin en sık karşılaşılan sorunlardan biri olan kötü kokunun tesis etrafına yayılmaması için değişik önlemler alınmaktadır (Erarslan, 2006). Tesislerde oluşan atıklar mikroorganizma faaliyetleri için uygun ortam oluşturmaktadır. Bu nedenle tesislerde oluşan atıkların bertaraf edilmesinde ve temizlenmesinde bol miktarda su tüketimi olmaktadır. Kesimhanedeki üretim düzeni barındırma ile başlayıp, kesimle elde edilen karkasın ve ortaya çıkan ürünlerin işlendiği bir dizi işlemi kapsamaktadır. Kesimhanenin üretim düzeni Şekil 1'de şematik olarak gösterilmiştir. Bu tür atıksularda her bir üretim prosesi için atıksuyun kirlilik parametreleri değişiklik gösterebilmektedir.

Çizelge 1'de bir et entegre tesisinin üretim proseslerinden kaynaklanan atıksuların karakterizasyonu verilmiştir (Erarslan, 2006).

Atıksuyun Temini

Söz konusu tesiste günlük 300 büyük baş, 50 küçükbaş hayvan kesimi düzenli olarak yapılmaktadır. Öldürme, parçalama, dös açma, iç organ boşaltma ve yıkama suları toplu halde bir boruya bağlanarak deşarj edilmektedir. Atıksu örneği, her ayın ilk günü bütün kesimler yapıldıktan sonra yerinden ve hiçbir arıtıma tabi tutulmadan önce alınmıştır. Atıksu örnekleme işlemi Ocak-Haziran ayları arasında yapılmıştır. pH, sıcaklık ve çözülmüş oksijen ölçümleri deşarj hattında yerinde ölçülmüştür.

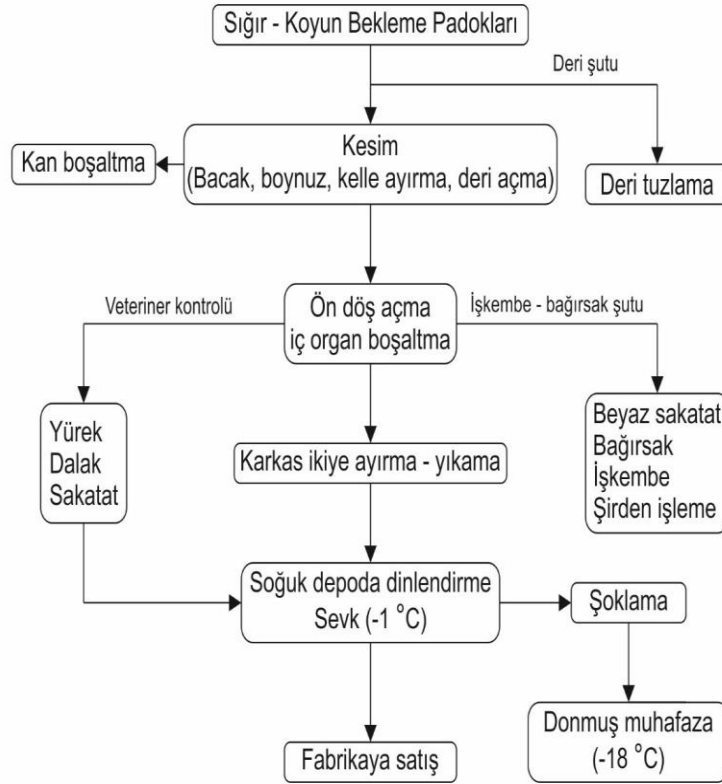
Atıksuyun Karakterizasyonu

Numunelerin ölçümleri yapılmadan çözülmüş madde analizleri için önce santrifüj cihazı kullanılarak 10 dakika boyunca 6000 rpm hızla santrifüj işlemi uygulanmış, daha sonra 0.22 mikronluk filtre kullanılarak katı madde numune içeriğinden uzaklaştırılmıştır. TK, IK, TN ve TOK analizleri Shimadzu marka L serisi TOC-TN analiz cihazı kullanılarak yapılmıştır. Kimyasal oksijen ihtiyacı analizleri standart metotlarda (APHA, 2005) belirtilen kapalı sistem yöntemine göre yapılmıştır. Analizlerde WTW SpectroFlex 6600 VIS marka

spektrofotometre kullanılmıştır. Nitrat (NO_3^-), kükürt trioksit (SO_3^-), fosfat (PO_4^{3-}), klorür (Cl^-) tayinleri Dionex ICS 3000 marka iyon kromatografi cihazı ile yapılmıştır.

Amonyum azotu ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) tayininde 1.14559.0001 numaralı kit ile WTW spectroFlex 6600 VIS marka spektrofotometre kullanılmıştır.

Elektriksel iletkenlik ve pH analizi için WTW 3210 marka multiparametre cihazı kullanılmıştır. Askıda katı madde tayini gravimetrik yöntemle (APHA, 2005) yapılmıştır. Bu çalışmadaki bütün analizler Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi Çevre Mühendisliği Araştırma Laboratuvarında yapılmıştır.



Şekil 1. Kesimhanenin üretim düzeni

Çizelge 1. Et entegre tesislerinin üretim proseslerinden kaynaklanan atıksuların karakterizasyonu

Proses	BOİ ₅ (ppm)	AKM (ppm)	TKN ppm)	NH ₃ (ppm)	Yağ-Gres (ppm)
Öldürme (kesme)	825	220-320	140	6	-
Kan ve tank suyu	32 000-44 800	3690-191 200	-	205	-
Kan odası yıkama suyu	1000-23 000	6000-16 500	-	-	-
Sindirim atıkları	28 240	-	-	-	-
Bağırsak yıkama	13 200	15 120	-	43	5220
Yaş sindirim atık. ayık.	-	200-300	-	-	1200-2000
Et parçalama	520	610	36	2.5	-
Tuzlama odası	2040	1800	95	12	-
Tuzlama odası duşu	460	1720	280	25	-
Tuzlanmış et yıkama	1470-1960	900-920	127	17.5	970
Salamura	18 000	-	2790	37	-
Sosis	650-1220	300-2100	140	4	200-370
Yan ürünler	2200	1380	236	50	-
Ağıl yıkama	3900	-	510	380	-
İşkembe haşlama	-	-	1100	-	5220
Yağ ayırma (kondansatör suyu)	1723	60.9	493	-	109

* BOİ₅: 5 günlük biyolojik oksijen ihtiyacı, AKM: Askıda katı madde, TKN: Toplam Kjeldahl azotu

BULGULAR VE TARTIŞMA

Bir atıksu için arıtım yöntemi seçilmeden önce yapılacak ilk ve en önemli iş o atıksuyu karakterize etmektir. Atıksuyun karakterizasyonu yapılarak hangi yöntem ile arıtılacağı hakkında fikir edinilebilir. Mezbaha atıksuları kesilen hayvan sayısı ve türüne göre

değişiklik göstermekle birlikte konsantrasyonda büyük sapmalar görülmez. Bu çalışmada kullanılan atıksuyun 6 aylık karakterizasyon sonuçlarının maksimum ve minimum değerleri Çizelge 2’de verilmiştir. Çizelge 3’te ise literatürde sunulmuş çeşitli mezbaha atıksularının karakterizasyonu verilmiştir.

Çizelge 2. Çalışılan atıksuyun karakterizasyon sonuçları

Parametre	Sonuç
Nitrat (NO ₃ ⁻)	18.5 – 35.9 ppm
Sülfat (SO ₄ ⁻)	15.3 – 89.3 ppm
Fosfat (PO ₄ ⁻³)	72.2 – 190.5 ppm
Klorür (Cl)	239.9 – 422.7 ppm
Toplam karbon (TK)	4535 – 10 494.6 ppm
Toplam organik karbon (TOK)	4429 – 10 250 ppm
İnorganik karbon (İK)	105.7 – 244.6 ppm
Toplam azot (TN)	800 – 1546 ppm
Amonyum azotu (NH ₄ -N)	20 – 38 ppm
Toplam KOİ	17 626 – 23 268 ppm
Çözünmüş KOİ	13 658 – 18 029 ppm
Partiküler KOİ	3968 – 5239 ppm
Askıda katı madde (AKM)	475 – 1800 ppm
Elektriksel iletkenlik (Eİ)	1.4 – 3.0 mS cm ⁻¹
pH	7.0 – 8.2

Mezbaha atıksuları, kesim prosesinde bulunan yağ, protein ve liflerin kompleks kompozisyonu nedeniyle dünya çapında zararlı sayılır (Johns, 1995; Ruiz ve ark., 1997; Wu ve Mittal, 2012; Bustillo-Lecompte ve ark., 2014). Kirlenmenin büyük bir kısmı kan, mide ve bağırsak mukusundan kaynaklanır (Tritt ve Schuchardt, 1992). Ayrıca bu atıksular, yüksek seviyede organik madde, patojenik ve patojenik olmayan mikroorganizmalar, beslenme şekillerine göre ağır metal, veteriner faaliyetleri sonucu ilaç artıkları ve kesimhanenin temizlik faaliyetlerinde kullanılan deterjanlar ve dezenfektanlar içerir (Tritt ve Schuchardt, 1992; Massé ve Masse, 2000; Debik ve Coskun, 2009). Bu sebeple bu tür atıksular alıcı ortama deşarj edilmeden önce arıtıma tabi tutularak atıksuyun deşarj standartlarına uygunluğu sağlanmalıdır.

Çizelge 4’de Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine (SKKY) göre deşarj standartları verilmiştir (Resmi Gazete, 2009).

Bu gibi atıksularda çeşitli arıtım yöntemleri (Lovett ve Travers, 1986; Bohdziewicz ve Sroka, 2005; Chernicharo, 2006; Awang ve ark., 2011; Cao ve Mehrvar, 2011; Davarnejad ve Nasiri, 2017) literatürde araştırılmıştır.

Arıtım Alternatifleri

Anaerobik arıtım prosesi

Anaerobik arıtım, yüksek kirlilikteki atıksuyun işlenmesindeki etkinliği nedeniyle mezbaha atıksularını arıtmada uygulanan ve tercih edilen biyolojik arıtma yöntemidir (Cao ve Mehrvar, 2011). Anaerobik arıtma aerobik sistemlere kıyasla yüksek KOİ giderme, düşük

çamur üretimi (% 5-20) ve potansiyel besin maddesi ve biyogaz geri kazanımıyla daha az enerji gereksinimi gibi pek çok avantaja sahiptir. Chan ve ark., (2009) ve Bustillo-Lecompte ve ark., (2015) çalışmalarında yukarı akışlı anaerobik kolon reaktör kullanarak mezbaha atıksuyunun arıtımını incelemişlerdir. Giriş KOİ konsantrasyonu 3000-4800 ppm arasında olan atıksuyu 10 saatlik hidrolik bekleme süresinde % 90 KOİ giderimi gerçekleştiği gözlenmiştir. Çizelge 5'te görüleceği üzere, anaerobik arıtma

etkili bir işlem olmasına rağmen, mezbaha atıksularındaki yüksek organik içerik, organik bileşiklerin tam stabilizasyonunu zorlaştırmaktadır (Chan ve ark., 2009). Bu nedenle, anaerobik olarak muamele edilen atıksuyun, TN, TP ve patojen organizmalar gibi organik maddenin ve diğer bileşenlerin uzaklaştırılmasının tamamlanacağı ilave arıtım proseslerine ihtiyaç duyulmaktadır (Chernicharo, 2006).

Çizelge 3. Literatürde çalışılan diğer mezbaha atıksularının karakterizasyonu

Parametreler	(Bustillo-Lecompte ve ark., 2014)	(Caixeta ve ark., 2002)	(Al-Mutairi ve ark., 2004)	(Bustillo-Lecompte ve Mehrvar, 2015)
pH	4.8 – 8.1	6.3 – 6.6	6.2 – 7.4	6.0 – 6.9
Bulanıklık	200 – 300	90 – 130	20 – 26	271 – 279
Renk	175 – 400	-	-	178 – 391
Yağ ve gres	-	40 – 600	9 – 27	-
Yoğunluk	-	1.0	-	-
Asidite	-	900 – 1780	-	-
KOİ	500 – 15 900	2000 – 6200	856 – 1344	527 – 15 256
BOİ ₅	150 – 4635	1300 – 2300	-	200 – 8231
TOK	70 – 1200	-	-	72.5 – 1718
TAKM	270 – 6400	850 – 6300	1310 – 1690	0.4 – 9998
UAKM	-	660 – 5250	-	-
SKM	-	340 – 1400	-	-
Toplam N	50 – 841	-	-	60 – 339
Org. N	-	50 – 210	-	-
TKN	-	-	110 – 230	-
NH ₃ -N	-	20 – 30	-	-
Toplam P	25 – 200	15 – 40	-	25.7 – 75.9
PO ₄ -P	20 – 100	-	-	30.1 – 77.3
K ⁺	0.01 – 100	-	-	0.01 – 0.06
Protein	-	-	-	-

Çizelge 4. Hayvan kesimi yan ürünleri işleme ve benzeri tesisler için alıcı ortama deşarj standartları (Resmi Gazete, 2009)

Parametre	Temsili anlık veya 2 saatlik kompozit numune
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (ppm)	200
Toplam askıda katı madde (ppm)	100
Yağ ve gres (ppm)	30
pH	6-9

Aerobik arıtım prosesi

Aerobik sistemlerde, gerekli oksijen miktarı ve arıtma süresi mezbaha atıksularının kirletici konsantrasyonu ile doğru orantılı olarak yükselir. Aerobik arıtım, fizikokimyasal veya anaerobik teknikler kullanıldıktan sonra arıtılmadan kalan nihai arıtım için sıklıkla kullanılır (Chernicharo, 2006). Mezbaha atıksularının aerobik arıtımına yönelik tipik konfigürasyonlar; aktif çamur, döner biyodiskler ve aerobik ardışık kesikli reaktörleri içerir. Fongsatitkul ve ark., (2011) yaptıkları çalışmada mezbaha atıksularını arıtmak için aktif çamur prosesini incelemiştir. 2 adet paralel 10 litrelik sürekli akışlı ve içsel geri devirli reaktör kullanmışlardır. KOİ, toplam Kjeldahlazotu (TKN) ve toplam fosfat (TP) giderim verimini sırasıyla; % 97.6, % 81.5 – % 95.6 ve % 85.9 olarak bulmuşlardır. Buna göre et endüstrisi atıksuları çözünabilir organik madde içeriği sebebiyle aerobik proseslerde arıtım için uygun olabilir. Ancak aerobik ve anaerobik arıtım proseslerinin ayrı ayrı kullanılması bu atıksular için uygun olmayacaktır. Aerobik arıtım tek başına kullanıldığı zaman yüksek organik maddenin parçalanması için uzun hidrolik kalış süresi ve fazla çamur üretimi olacağından Aerobik ve anaerobik arıtım proseslerinin beraber uygulanması organik maddelerin biyogaza dönüşmesi ve böylelikle enerji kaynağı olarak kullanılmasını sağlayacaktır. Ancak, bu atıksular toksik ve biyobozunamaz organik maddelerde içerebileceğinden biyolojik arıtım yetersiz kalabilmektedir. Bu sebeple, biyolojik parçalanabilir forma dönüştürmek için ileri oksidasyon prosesleri (İOP) kullanılabilir.

İleri oksidasyon prosesleri

İOP geleneksel arıtım proseslerine iyi bir alternatif olarak tercih edilmektedir. Dahası, İOP su dezenfeksiyonunda yaygın olarak kullanılan klorlama gibi diğer tekniklerle karşılaştırıldığında mezbaha atıksularında bulunan mikroorganizmaları etkisiz hale

getirebilmek için ek kimyasallara ihtiyaç duyulmamakla birlikte tehlikeli yan ürünlerin oluşumunun da önüne geçilmiş olmaktadır (De Sena ve ark., 2009; Bustillo-Lecompte ve ark., 2015). Bu nedenle İOP suların tekrar kullanımı ve kirlilik kontrolü süreçlerinde tamamlayıcı iyi bir arıtım prosesi olarak kabul görmektedir (Mehrvar ve Venhuis, 2005; Venhuis ve Mehrvar, 2005; Mehrvar ve Tabrizi, 2006; Edalatmanesh ve ark., 2008; De Sena ve ark., 2009; Cao ve Mehrvar, 2011; Barrera ve ark., 2012; Mohajerani ve ark., 2012). Ayrıca İOP' de organik ve inorganik maddelerin hidroksil radikalleri ile tepkimeleri sonucu biyolojik olarak parçalanabilir formlara dönüştürülmesi mümkündür. Sonuç olarak İOP' ler mezbaha atıksuları için iyi bir arıtım alternatifi olarak değerlendirilebilir.

Çözünmüş hava flotasyonu prosesi

Çözünmüş hava flotasyonu (CHF) et endüstrisi atıksuları için alternatif bir ön arıtım olarak kullanılabilir. Literatürde bu tür çalışmalar mevcuttur (Lovett ve Travers, 1986; De Nardi ve ark., 2008). CHF prosesinde atıksuya belirli bir basınç altında hava verilerek yağın mikro kabarcıklarla yüzdürülmesi ve otomatik sıyrıcılar vasıtasıyla sıyrılarak sistemden alınması esasına dayanır. CHF üniteleri özellikle yoğun yağ içeren atıksuların arıtılmasında kullanılır. Sistemde yağ gibi yüzen partiküller otomatik sıyrıcılarla sıyrılarak ortamdaki uzaklaştırılırken çöken partiküller ise konik taban yapısında çöktürülerek sistemden uzaklaştırılırlar. Sistem yüksek oranda AKM, KOİ ve BOİ giderimi sağlamaktadır. Genellikle KOİ ve BOİ giderimi için CHF işlem verimliliği sırasıyla % 30 dan % 90'a ve % 70 den % 80'e varmaktadır. Mezbaha atıksularında yoğunlukla kan ürünleri bulunduğu için, CHF de demir klorür ve alüminyum sülfat gibi koagülantlar eklenerek protein çöktürmesi mümkün olmaktadır buna ek olarak yağ ve gres de sistemden flotasyon ile uzaklaştırılabilmektedir

(Johns, 1995; Al-Mutairi ve ark., 2004; De Nardi ve ark., 2008; Wu ve Mittal, 2012). CHF mezbaha atıksularında yağ ve AKM gideriminde ön arıtım prosesi olarak kullanılabilir.

Elektrokimyasal prosesler

Et endüstrisi atıksularının arıtımı için elektrokimyasal arıtım teknikleride literatürde yer almıştır (Awang ve ark., 2011; Coskun ve ark., 2016; Davarnejad ve Nasiri, 2017). Elektrokoagülasyon (EK) işlemi son zamanlar sıklıkla mezbaha atıksularının arıtımı için kullanılmaktadır. Bu yöntemde organik besin maddeleri, ağır metaller hatta patojen organizmaların herhangi bir kimyasal ilavesi olmadan giderimi sağlanabilmektedir (Koby ve ark., 2006; Emamjomeh ve Sivakumar, 2009). Sıklıkla Al, Fe, Pt, SnO₂, TiO₂, elektrotlar kullanılmaktadır. Bu elektrotlardan çözünen metal iyonları ortam koşullarına göre metal-polimer kompleksleri oluşturmakta ve kirleticileri adsorblayarak koagüle olmaktadır. Mezbaha atıksuları genellikle iyi bir elektriksel iletkenliğe sahiptir, bu yönüyle EK' na uygulanabilirliği için büyük bir avantaj sağlasa da elektrotların çözünmesi ve yenilenmesi gerekmektedir, ayrıca elektrik kullanımı söz konusu olduğu için çok ekonomik bir yöntem değildir (Khennoussi ve ark., 2013; Bayar ve ark., 2014). Elektrokimyasal oksidasyon (EO) tekniği birçok endüstride sıklıkla kullanılırken mezbaha atıksularında son zamanlarda ön arıtım ve ileri arıtım olarak kullanılmaya başlanmıştır (Awang ve ark., 2011). EK da yükseltgenmenin bir sonucu olarak anot çözünen ve düzenli aralıklarla yenisi ile değiştirilmesi gerekir ayrıca katot yüzeyinde, geçirimsiz bir oksit tabakasının oluşumu EK prosesinin verimini kaybetmesine neden olabilir (Ihara ve ark., 2006). Elektrokimyaya dayalı yeni bir ileri oksidasyon yöntemi olan elektro fentonda (EF) oksijenle doyurulmuş ve elektrokimyasal işlem sürecinde katottan sürekli oksijen geçirilen ve Fe²⁺ içeren sulu çözeltide H₂O₂ ve takiben •OH radikalleri üretimi anında gerçekleşir (Fil ve ark., 2014). EF

mezbaha atıksularında literatürde çalışılmıştır (Paramo-Vargas ve ark., 2015; Vidal ve ark., 2016). Vidal ve ark., (2016) yaptıkları çalışmada elektrokoksiasyon göreceli oksidatif kapasitesi, 180 dakika reaksiyondan sonra EO-H₂O<EF<SPEF (solar foto elektro fenton) sırasıyla artarken, KOİ giderimi sırasıyla % 63, % 79 ve > % 95 olarak bulunmuştur. Bu metotlar arasından en iyi giderimi sağlandığı SPEF çevre dostu olması ile de son zamanlarda oldukça ilgi görmektedir ve mezbaha atıksularında başarı ile kullanılabilir.

Membran prosesler

Membran teknolojileri mezbaha atıksularını arıtmada iyi bir alternatiftir ve literatürde çokça çalışılmıştır (Ruiz ve ark., 1997; Yordanov, 2010; Jensen ve ark., 2015). Ters ozmos (TO), nanofiltrasyon (NF), ultrafiltrasyon (UF) ve mikrofiltrasyon (MF) prosesleri, gözenek büyüklüğüne bağlı olarak kolloidler ve makromolekülleri uzaklaştırmada etkindir. Bohdziewicz ve Sroka (2005) çalışmalarında ilk arıtım olarak aktif çamur ikincil arıtım olarak ise ters ozmos prosesini mezbaha atıksuyu için uygulamışlardır. İkincil arıtıma tabi tutulacak suyun KOİ, BOİ, TP ve TN değerleri sırasıyla 76.0, 10.0, 3.6 ve 13.0 ppm iken arıtım sonrası giderim verimi sırasıyla % 85.8, % 50.0, % 97.5 ve % 90.0 olarak gözlenmiştir. Membran teknolojileri uygulanmasıyla yüksek organik madde giderimi sağlanabilmesine rağmen ortamda hala giderilemeyen organikler bulunabilmektedir (Gürel ve Büyükgüngör, 2011). Ayrıca, membran proseslerde membranın tıkanması büyük sorunlara yol açtığından bu prosesinin kullanılabilirliğini kısıtlamaktadır (Almandoz ve ark., 2015).

Kombine prosesler

Organik içeriğin yüksek oluşu farmasötik, yüzey aktif madde gibi kompleks içerikli bir atıksu olması sebebiyle münferit arıtım prosesleri bu tür atıksuları tamamıyla arıtmada

yetersiz kalmaktadır. Uygulanabilirlik, ekonomi ve arıtım açısından kombine proseslerin bu tür atıksulara uygulanması farklı teknolojilerin avantajlarını birleştirdiği için faydalıdır (Kuşçu ve Sponza, 2006; Ahn ve ark., 2007). Literatürde mezbaha atıksularının arıtımı için farklı ve yenilikçi birçok arıtım prosesi kombine edilmiştir. Aerobik proses-ultra filtrasyon, Anaerobik-aerobik proses, elektrokoagülasyon-kimyasal koagülasyon, aktif çamur-ters ozmos, koagülasyon-adsorpsiyon, biyolojik oksidasyon-ileri oksidasyon prosesi bu kombinasyonlardan bazılarıdır. Del Pozo ve Diez (2005), 25 °C sıcaklıkta kombine bir anaerobik-aerobik sabit film reaktör kullanarak mezbaha atıksuyunun arıtımını incelemişlerdir. Elde ettikleri sonuçlara göre günlük atıksu giriş konsantrasyonu 0.77 kg m⁻³ olduğu denemelerde KOİ giderim verimi % 93 iken günlük 0.0084 kg-N m⁻³ azot yükünde toplam azot giderimleri % 67 olarak bulunmuştur. Başka bir çalışmada, kombine edilmiş koagülasyon/adsorpsiyon prosesi mezbaha atıksuyu arıtımı için çalışılmıştır (Mahtab ve ark., 2009). Çalışmalarında alum, demir sülfat, demir klorür ve kireç gibi çeşitli koagülantların etkinliği araştırılmıştır. Elde

edilen sonuçlara göre alumun koagülant olarak kullanıldığı denemede % 92 oranında KOİ giderimi elde edilmiştir. Ancak bu kombine prosesin mezbaha atıksularından KOİ giderimi için yeterli olmadığı sonucuna ulaşılmıştır. Bazrafshan ve ark., (2012) mezbaha atıksuyu arıtımında kimyasal koagülasyon/elektrokoagülasyon kombinasyonunu araştırmışlardır. BOİ ve KOİ giderim oranlarının kullanılan koagülant dozu ve uygulanan voltajla doğru orantılı arttığını ve giderim oranlarında % 99'a kadar ulaşılabildiğini ve elektrokoagülasyonun tek başına kullanımından çok daha efektif olduğu sonucuna ulaşmışlardır. Aktif çamur-ters ozmos kombinasyonunun arıtım aktivitesi Bohdziewicz ve Sroka, 2005 tarafından bir mezbaha atıksuyu için incelenmiştir. Ham atıksu ön arıtım olarak aktif çamur prosesine tabi tutulmuştur ardından ters ozmos prosesine uygulanmıştır. Giderim verimleri KOİ, BOİ, TP ve TN için sırasıyla % 99.8, % 99.8, % 99.8 ve % 99.8 olarak bulunmuştur. Mezbaha atıksularının arıtımı için literatürde çalışılmış farklı teknolojilerin bireysel ve kombine kullanımının karşılaştırılması Çizelge 5'te verilmiştir.

Çizelge 5. Literatürde çalışılmış mezbaha atıksu arıtımında farklı teknolojilerin ve kombine proseslerin karşılaştırılması

Proses	HKS (saat)	TOK (ppm)	KOİ (ppm)	BOİ (ppm)	TN (ppm)	TOK (% Verim)	KOİ (% Verim)	BOİ (% Verim)	TN (% Verim)	Referans
AeP	12-3360	1435	6057-6193	4214-4240	547-576	-	97.8-98.2	-	97.7	(Pan ve ark., 2014)
MF	-	183	480	-	115	44.8	90.6	-	45.2	(Almandoz ve ark., 2015)
AnaP	24	-	49-137	30-76	6.1-27	-	13.9	11.3	42.3-77.2	(Manh ve ark., 2014)
KK	3.0	-	6970	5820	-	-	85.5-92.0	85.4	-	(Tariqa ve ark., 2012)
AeP-UF	48	-	1764-2244	1529-1705	435-665	91.0	98.0	-	-	(Keskes ve ark., 2012)
EK	1.0	-	2171	1123	148	-	69.0-83.0	-	-	(Bayar ve ark., 2014)
AnaP-AeP	249	-	3000	-	-	-	90-92	-	-	(Kuşçu ve Sponza, 2006)
AnaP-AeP	23-91	-	1190-2800	610-1150	150-260	-	93.0	97.0	69.0	(Del Pozo ve Diez, 2005)
EK-KK	25	-	4159-5817	2204-2543	92-137	-	80-98	75-9	75-8	(Bazrafshan ve ark., 2012)
İOP	0.4	2240	-	-	290	-	92.6	-	76.2	(Khennoussi ve ark., 2013)
UF	-	-	3610-4180	1900-2200	-	-	94.5-94.7	97.8-97.9	-	(Yordanov, 2010)

AeP; Aerobik proses, AnaP; Anaerobik proses, İOP; İleri oksidasyon prosesi, UF; Ultra Filtrasyon, KK; Kimyasal koagülasyon, EK; Elektrokoagülasyon, MF; Mikrofiltrasyon, HKS; Hidrolik kalış süresi. TOK; KOİ; BOİ; TN, Sırasıyla giriş suyu: Toplam organik karbon, Kimyasal oksijen ihtiyacı, Biyokimyasal oksijen ihtiyacı ve Toplam azot konsantrasyonu.

SONUÇ

Mezbaha atıksularında genellikle ön arıtım olarak kan ve yağ içeriğinin ayrılması için ÇHF, koagülasyon/flokülasyon vb. gibi fizikokimyasal arıtıma tabii tutulduktan sonra ikincil arıtım olarak biyolojik arıtımın uygulanabilir olduğu görülmektedir. Her ne kadar ön arıtımla organik madde giderimi belirli oranlarda etkili bir şekilde gerçekleşse de kalan organik ve diğer inorganik maddelerin giderimi için ikincil arıtım (ileri oksidasyon prosesleri, membran prosesler vb.) prosesleri ayrı ya da birbirlerinin kombinasyonları şeklinde uygulanmalıdır.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma Yüzüncü Yıl Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü tarafından FHD-2016-5333 no'lu Hızlı Destek Projesi ile desteklenmiştir.

KAYNAKLAR

- Aguilar M, Saez J, Llorens M, Soler A, Ortuno, J, 2002. Nutrient Removal and Sludge Production in the Coagulation-Flocculation Process, *Water Research*, 36(11): 2910-2919.
- Ahn Y, Kang S, Chae S, Lee C, Bae B, Shin H, 2007. Simultaneous High-Strength Organic and Nitrogen Removal With Combined Anaerobic Upflow Bed Filter and Aerobic Membrane Bioreactor, *Desalination*, 202(1-3): 114-121.
- Al-Mutairi N, Hamoda M, Al-Ghusain I, 2004. Coagulant Selection and Sludge Conditioning in a Slaughterhouse Wastewater Treatment Plant, *Bioresource Technology*, 95(2): 115-119.
- Almandoz M, Pagliero C, Ochoa N, Marchese J, 2015. Composite Ceramic Membranes From Natural Aluminosilicates for Microfiltration Applications, *Ceramics International*, 41(4): 5621-5633.
- Awang Z, Bashir M, Kutty S, Isa M, 2011. Post-Treatment Of Slaughterhouse Wastewater Using Electrochemical Oxidation, *Research Journal of Chemistry and Environment*, 15(2): 229-237.
- Barrera M, Mehrvar M, Gilbride KA, McCarthy LH, Laursen AE, Bostan V, Pushchak R, 2012. Photolytic Treatment of Organic Constituents and Bacterial Pathogens in Secondary Effluent of Synthetic Slaughterhouse Wastewater, *Chemical Engineering Research and Design*, 90(9): 1335-1350.
- Bayar S, Yıldız Y, Yılmaz A, Koparal AS, 2014. The Effect of Initial Ph on Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewater by Electrocoagulation Method, *Desalination and Water Treatment*, 52(16-18): 3047-3053.
- Bazrafshan E, Mostafapour FK, Farzadkia M, Ownagh KA, Mahvi AH, 2012. Slaughterhouse Wastewater Treatment by Combined Chemical Coagulation and Electrocoagulation Process, *PloS one*, 7(6), e40108.
- Bohdziewicz J, Sroka E, 2005. Integrated System of Activated Sludge-Reverse Osmosis In the Treatment of the Wastewater From the Meat Industry, *Process Biochemistry*, 40(5): 1517-1523.
- Bustillo-Lecompte CF, Mehrvar M, 2015. Slaughterhouse Wastewater Characteristics, Treatment, and Management In the Meat Processing Industry: A Review on Trends and Advances, *Journal of Environmental Management*, 161: 287-302.
- Bustillo-Lecompte CF, Mehrvar M, Quiñones-Bolaños E, 2014. Cost-Effectiveness Analysis of TOC Removal From Slaughterhouse Wastewater Using Combined Anaerobic-Aerobic and UV/H₂O₂ processes, *Journal of Environmental Management*, 134: 145-152.
- Bustillo-Lecompte CF, Knight M, Mehrvar M, 2015. Assessing The Performance of UV/H₂O₂ as A Pretreatment Process In TOC Removal of an Actual Petroleum Refinery Wastewater and Its Inhibitory Effects on Activated Sludge, *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 93(5): 798-807.
- Caixeta CE, Cammarota MC, Xavier AM, 2002. Slaughterhouse Wastewater Treatment: Evaluation of A New Three-Phase Separation System In A UASB Reactor, *Bioresource Technology*, 81(1): 61-69.
- Cao W, Mehrvar M, 2011. Slaughterhouse Wastewater Treatment By Combined Anaerobic Baffled Reactor and UV/H₂O₂ processes, *Chemical Engineering Research and Design*, 89(7): 1136-1143.

- Chan YJ, Chong MF, Law CL, Hassell D, 2009. A Review on Anaerobic–Aerobic Treatment of Industrial and Municipal Wastewater, *Chemical Engineering Journal*, 155(1-2): 1-18.
- Chernicharo CD, 2006. Post-Treatment Options For the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater, *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 5(1): 73-92.
- Coskun T, Debik E, Kabuk HA, Manav Demir N, Basturk I, Yildirim B, Temizel D, Kucuk S, 2016. Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewater Using A Membrane Process, Water Reuse, And Economic Analysis, *Desalination and Water Treatment*, 57(11): 4944-4951.
- Davarnejad R, Nasiri S, 2017. Slaughterhouse Wastewater Treatment Using An Advanced Oxidation Process: Optimization Study, *Environmental Pollution*, 223: 1-10.
- De Nardi I, Fuzi T, Del Nery V, 2008. Performance Evaluation and Operating Strategies of Dissolved-Air Flotation System Treating Poultry Slaughterhouse Wastewater, *Resources, Conservation and Recycling*, 52(3): 533-544.
- De Sena RF, Tambosi JL, Genena AK, de FPM Moreira R, Schröder HF, José HJ, 2009. Treatment of Meat Industry Wastewater Using Dissolved Air Flotation and Advanced Oxidation Processes Monitored by GC–MS and LC–MS, *Chemical Engineering Journal*, 152(1): 151-157.
- Debik E, Coskun T, 2009. Use Of The Static Granular Bed Reactor (SGBR) With Anaerobic Sludge to Treat Poultry Slaughterhouse Wastewater and Kinetic Modeling, *Bioresource Technology*, 100(11): 2777-2782.
- Del Pozo R, Diez V, 2005. Integrated Anaerobic–Aerobic Fixed-Film Reactor For Slaughterhouse Wastewater Treatment, *Water Research*, 39(6): 1114-1122.
- Edalatmanesh M, Mehrvar M, Dhib R, 2008. Optimization of Phenol Degradation In A Combined Photochemical–Biological Wastewater Treatment System, *Chemical Engineering Research and Design*, 86(11): 1243-1252.
- Emamjomeh MM, Sivakumar M, 2009. Review of Pollutants Removed by Electrocoagulation and Electrocoagulation/Flotation Processes, *Journal of Environmental Management*, 90(5): 1663-1679.
- Erarslan S, 2006. Et entegre endüstrisi arıtılmış atıksularının deşarj kriterlerinin araştırılması, YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü.
- APHA, 2005. Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Fil BA, Boncukcuoğlu R, Yilmaz AE, Bayar S, 2014. Electro-Oxidation of Pistachio Processing Industry Wastewater Using Graphite Anode, *CLEAN–Soil, Air, Water*, 42(9): 1232-1238.
- Fongsatitkul P, Wareham D, Elefsiniotis P, Charoensuk P, 2011. Treatment of A Slaughterhouse Wastewater: Effect of Internal Recycle Rate On Chemical Oxygen Demand, Total Kjeldahl Nitrogen and Total Phosphorus Removal, *Environmental Technology*, 32(15): 1755-1759.
- Resmi Gazete, 2009. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği. TC Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Karar No: 8289.
- Gürel L, Büyüküngör H, 2011. Treatment of Slaughterhouse Plant Wastewater By Using A Membrane Bioreactor, *Water Science and Technology*, 64(1): 214-219.
- Ihara I, Umetsu K, Kanamura K, Watanabe T, 2006. Electrochemical Oxidation of The Effluent From Anaerobic Digestion Of Dairy Manure, *Bioresource Technology*, 97(12): 1360-1364.
- Jensen P, Yap S, Boyle-Gotla A, Janoschka J, Carney C, Pidou M, Batstone, D, 2015. Anaerobic Membrane Bioreactors Enable High Rate Treatment of Slaughterhouse Wastewater, *Biochemical Engineering Journal*, 97: 132-141.
- Johns M, 1995. Developments In Wastewater Treatment In The Meat Processing Industry: A review, *Bioresource Technology*, 54(3): 203-216.
- Keskes S, Hmaied F, Gannoun H, Bouallagui H, Godon JJ, Hamdi M, 2012. Performance of A Submerged Membrane Bioreactor For The Aerobic Treatment of Abattoir Wastewater, *Bioresource Technology*, 103(1): 28-34.
- Khenoussi A, Chaouch M, Chahlaoui A, 2013. Traitement Des Effluents D’abattoir De Viande Rouge Par Électrocoagulation-Flottation Avec Des Électrodes En Fer, *Revue des sciences de l’eau/Journal of Water Science*, 26(2): 135-150.

- Koby M, Senturk E, Bayramoglu M, 2006. Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewaters By Electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 133(1-3): 172-176.
- Kuşçu ÖS, Sponza DT, 2006. Treatment Efficiencies of A Sequential Anaerobic Baffled Reactor (ABR)/completely stirred tank reactor (CSTR) System At Increasing P-Nitrophenol and COD Loading Rates, *Process Biochemistry*, 41(7): 1484-1492.
- Lovett D, Travers S, 1986. Dissolved Air Flotation For Abattoir Wastewater, *Water Research*, 20(4): 421-426.
- Mahtab A, Tariq M, Shafiq T, Nasir A, 2009. Coagulation/Adsorption Combined Treatment of Slaughterhouse Wastewater, *Desalination and Water Treatment*, 12(1-3): 270-275.
- Manh LH, Dung NNX, Am LV, Minh BTL, 2014. Treatment Of Wastewater From Slaughterhouse By Biodigester and Vetiveria Zizanioides, *Livestock Research for Rural Development*, 26(4).
- Manjunath N, Mehrotra I, Mathur R, 2000. Treatment of Wastewater From Slaughterhouse By DAF-UASB System, *Water Research*, 34(6): 1930-1936.
- Massé D, Masse L, 2000. Characterization of Wastewater, *Canadian Agricultural Engineering*, 42(3): 139-146.
- Mehrvar M, Tabrizi GB, 2006. Combined Photochemical and Biological Processes For The Treatment of Linear Alkylbenzene Sulfonate In Water, *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41(4): 581-597.
- Mehrvar M, Venhuis SH, 2005. Photocatalytic Treatment of Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS) In Water, *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 40(5): 1003-1012.
- Mohajerani M, Mehrvar M, Ein-Mozaffari F, 2012. Photoreactor Design and CFD Modelling of a UV/H₂O₂ Process For Distillery Wastewater Treatment, *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 90(3): 719-729.
- Pan M, Henry LG, Liu R, Huang X, Zhan X, 2014. Nitrogen Removal From Slaughterhouse Wastewater Through Partial Nitrification Followed By Denitrification In Intermittently Aerated Sequencing Batch Reactors At 11 C, *Environmental Technology*, 35(4): 470-477.
- Paramo-Vargas J, Camargo AME, Gutierrez-Granados S, Godinez LA, Peralta-Hernandez JM, 2015. Applying Electro-Fenton Process As An Alternative To A Slaughterhouse Effluent Treatment, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 754: 80-86.
- Ruiz I, Veiga MC, De Santiago P, Blazquez R, 1997. Treatment of Slaughterhouse Wastewater In A UASB Reactor And An Anaerobic Filter, *Bioresource Technology*, 60(3): 251-258.
- Satyanarayan S, Ramakant, Vanerkar AP, 2005. Conventional Approach For Abattoir Wastewater Treatment, *Environmental Technology*, 26(4): 441-448.
- Tariqa M, Ahmada M, Siddiqueb S, Waheedb A, Shafiq T, Khana MH, 2012. Optimization of Coagulation Process For The Treatment of The Characterized Slaughterhouse Wastewater, *Series A: Physical Sciences*, 55(1): 43-48.
- Tritt W, Schuchardt F, 1992. Materials Flow And Possibilities Of Treating Liquid And Solid Wastes From Slaughterhouses In Germany. A review, *Bioresource Technology*, 41(3): 235-245.
- Venhuis SH, Mehrvar M, 2005. Photolytic Treatment Of Aqueous Linear Alkylbenzene Sulfonate, *Journal of Environmental Science and Health*, 40(9): 1731-1739.
- Vidal J, Huiliñir C, Salazar R, 2016. Removal of Organic Matter Contained In Slaughterhouse Wastewater Using A Combination of Anaerobic Digestion And Solar Photoelectro-Fenton Processes, *Electrochimica Acta*, 210, 163-170.
- Wu PF, Mittal GS, 2012. Characterization of Provincially Inspected Slaughterhouse Wastewater In Ontario, Canada, *Canadian Biosystems Engineering*, 54.
- Yordanov D, 2010. Preliminary Study of The Efficiency of Ultrafiltration Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewater, *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 16(6): 700-704.