

## Aritma çamuru miktarının azaltılması ve özelliklerinin iyileştirilmesi amacıyla yapılan ön işlemler

Ayşe FİLİBELİ\*, Gülbin ERDEN KAYNAK

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

### Özet

Atıksu arıtma tesislerinde, arıtma işlemleri sonucunda oluşan arıtma çamurlarının anaerobik yöntemlerle stabilizasyonu; atık bünyesindeki organik madde içeriği ve patojen mikroorganizma konsantrasyonunun azaltılması amacıyla günümüzde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Anaerobik çürüme uygulamasının derecesine bağlı olarak çok faydalı bir son ürün olan ve temiz enerji kaynağı olarak nitelenen biyogaz eldesi mümkün olmaktadır. Anaerobik çürüme prosesinin oldukça yavaş bir süreç olması ve çürüme sonrasında organik maddelerin tümüyle parçalanamaması nedeniyle tam stabilizasyonun sağlanamaması ve elde edilen biyogaz miktarının az olması araştırmacıları anaerobik çürümeyi hızlandıracak ve stabilizasyon derecesini artırmayı sağlayacak yeni yöntemler geliştirmeye yöneltmiş ve çamur ön arıtımı amacıyla kullanılan bir yöntem olarak çamur dezentegrasyonu geliştirilmiştir. Dezentegrasyon işleminde, çamura uygulanan gerilmeler sayesinde çamur flok yapısı bozulmakta, mikroorganizma hücre duvarları parçalanmakta, hücre içeriğindeki organik çamur bileşenleri sıvı faza geçmektedir. Dezentegrasyon sonucunda, çamur katılarının organik madde içeriği en aza inmekte, dolayısıyla daha düşük miktarda ve daha stabil bir çamur eldesi mümkün olmaktadır. Organik maddenin yüksek derecede parçalanması klasik anaerobik çürüme işlemine göre daha fazla biyogaz üretimine olanak sağlamaktadır. Bu çalışmada anaerobik arıtma öncesinde çamura bir ön arıtma işlemi olarak uygulanan dezentegrasyon işleminin mekanizması ve amaçları özetlendikten sonra dezentegrasyon yöntemleri hakkında bilgi verilmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Çamur, anaerobik çürüme, dezentegrasyon.

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Ayşe FİLİBELİ. ayse.filibeli@deu.edu.tr; Tel: (232) 412 71 17.  
Makale metni 08.09.2006 tarihinde dergiye ulaşmış, 15.11.2006 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.03.2007 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## **Pre-treatment processes applied to decrease quantity and to improve dewatering properties of treatment plant sludge**

### **Extended abstract**

The main by-product of municipal wastewater treatment of waste activated sludge (WAS) has been increasing worldwide as a result of an increase in the amount of wastewater being treated. Treatment and disposal of excess sludge in a biological wastewater treatment system has enormously high cost which has been estimated to be 50–60% of the total expense of wastewater treatment plant (Egemen et. al., 2001). Anaerobic digestion is a common process for stabilization of treatment plant sludges. Compared with other processes, its advantages are less energy required, a better stabilized product, and usable gas. Anaerobic digestion process is achieved through several stages: hydrolysis, acidogenesis, methanogenesis. For waste activated sludge degradation, the rate-limiting stage is the hydrolysis. Biogas considered as the clean energy source is produced in the anaerobic digestion process depending on the stabilization degree. Anaerobic digestion is a slow process, which results in a long residence time and the requirement of a large tank volume. In order to improve hydrolysis and anaerobic digestion performance disintegration was developed as the pre-treatment process of sludge to accelerate the anaerobic digestion and to increase degree of stabilization (Bougrier et. al., 2005). Disintegration process results in an improvement of velocity and degree of degradation. To increase of stabilization degree of sludge with disintegration process provides less sludge production, more stable sludge and more biogas production comparing the classical anaerobic digestion. Sewage sludge disintegration can be defined as the destruction of sludge by external forces. The forces can be of physical, chemical or biological nature. As a result of the disintegration process is numerous changes of sludge properties (Müller et. al., 2004). Disintegration cause disruption of microbial cells in the sludge, thereby destroying the cell walls (Vranitzky et. al., 2005). The destruction of floc structure and disruption of cells results in the release of organic sludge components into the liquid phase. These components exist in a dissolved phase, e.g. components of intracellular water, or can be liquefied. Particle size or colloidal

components may still be present within the solution because they cannot be separated from the liquid phase. Their minute particle size and only a slight difference in density of particle and surrounding water are the cause. But components are easily biodegradable on the other hand. Since they are already liquefied or offer a large surface in comparison their volume, the hydrolyzing process is simple. Released carbon compounds after disintegration are easily accessible and can be digested much faster in later biological process than sludge in a particular phase. The results are shorter degradation times and higher degrees of degradation during the aerobic and anaerobic stabilization. Besides, these compounds can further be used for carbon limited process steps within the wastewater treatment such as denitrification or the biologically enhanced phosphorus elimination. After disintegration, the liquid phase has to be cleaned from the released nitrogen and phosphorus compounds before leaving the treatment plant. If this happens by returning the water into the WAS-process, additional capacities have to be taken into account. Disintegration within the sludge pre-treatment has advantages in combination with selective recycling processes due to the increased nitrogen and phosphorus concentrations (Müller et. al., 2004).

In recent years, for the purpose of waste activated sludge (WAS) minimization and more biogas production than classical anaerobic digestion, several disintegration methods have been investigated. The methods can be classified as following topics;

- Chemical disintegration (Ozone treatment, Alkaline treatment, Fenton process etc.)
- Mechanical disintegration (Stirred ball-mill, High-pressure homogenizer, Ultrasonic Homogenizers, Lysatcentrifuge, Jet Smash Technique, The High Performance Pulse Technique etc.)
- Thermal disintegration
- Biological disintegration (High temperature sludge stabilization with thermophilic bacteria, Enzymatic lysis)

In this study, the mechanisms and objectives of disintegration process was summarized and then disintegration methods were evaluated.

**Keywords:** Sludge, anaerobic digestion, disintegration.

## **Giriş**

Aritma işlemleri sonucunda oluşan çamurun biyolojik arıtma sistemlerinde arıtımı ve bertaraf edilmesi yaklaşık olarak toplam atıksu arıtma maliyetinin yarısını oluşturmaktadır (Yasui ve Shibata, 1994). Çamur miktarının kaynağında azaltılması, taşıma maliyetinin minimize edilmesi ve bertaraf işlemlerinin kolaylaşması açısından oldukça önemlidir. Anaerobik çürüme, çamur stabilizasyonu için kullanılan en eski proseslerden biridir. Bu proses moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması olarak tanımlanmaktadır. Anaerobik çürüme işlemi; hidroliz, fermentasyon ve metanlaşma olmak üzere üç adımdan oluşmaktadır ve anaerobik çürüme işleminde organik maddeler biyolojik olarak parçalanarak son adımda CO<sub>2</sub> ve CH<sub>4</sub>'e dönüşmektedir (Filibeli, 1998). Anaerobik çürüme işleminin en önemli avantajı çamurun stabilize edilerek organik madde içeriğinin azaltılması ve biyokatı adı verilen çevreye zararsız ve kolaylıkla susuzlaştırılabilen bir maddeye dönüştürülmesidir. Anaerobik çürüme işleminin diğer bir avantajı ise anaerobik çürümenin son ürünü olan biyogazın bünyesindeki metanın enerji elde etmek amacıyla kullanılabilmesidir. Anaerobik çürüme işleminde hidroliz aşaması çamurun tipine bağlı olarak organik maddenin parçalanma hızını belirleyen aşama olup; bu aşama literatürde "hız sınırlayıcı adım (rate-limiting step)" olarak tanımlanmaktadır (Eastman ve Ferguson, 1981). Tipik bir anaerobik çürüme işleminde reaktörde alıkonma süresi 20 gün ya da daha fazla olmaktadır ve organik maddelerin parçalanma derecesi %25 ile %60 arasında değişmektedir (Nickel vd., 1999). Yukarıda bahsedilen bu durum dikkate alındığında klasik anaerobik çürüme işleminin dezavantajı; biyolojik çamurun hidrolizi için uzun bir süreç gerekmesi, dolayısıyla büyük çürütücü tank hacimlerine ihtiyaç duyulması ve organik maddenin yüksek derecede parçalanmasının sağlanamamasıdır.

Anaerobik çürüme öncesinde ön arıtma olarak dezentegrasyon işlemi uygulandığında; anaerobik çürüme prosesinde hız sınırlayıcı aşama olarak ifade edilen hidroliz reaksiyonu hızlandırılmakta; dolayısıyla anaerobik çürüme tankındaki

bekleme süresi ve çürütücü tank hacmi gereksinimi azalmaktadır.

## **Dezentegrasyon prosesi**

Aritma çamuru dezentegrasyonu, dış gerilmeler uygulanarak arıtma çamuru yapısının deforme edilmesi olarak tanımlanmaktadır. Fiziksel, kimyasal veya biyolojik kuvvetler uygulanarak dezentegrasyon gerçekleştirilebilmektedir. Dezentegrasyon işlemi çamurun pek çok özelliğini değiştirmektedir (Müller vd., 2004). Bu işlem uygulandığında, çamur flok yapısı bozulmakta ve mikrobiyal hücre duvarları tahrip edilmektedir. Hücre duvarının parçalanması ile hücre duvarı tarafından korunan maddeler sıvı faza geçmekte, çözünür forma dönüşmektedir (Vranitzky vd., 2005).

Dezentegrasyon işlemi, çamur çürüme işlemi ile karıştırılmakla birlikte, mekanizması itibariyle sadece organik maddenin indirgenmesi işlemi kapsayan çürüme işleminden oldukça farklı ve daha ileri bir arıtma tekniğidir.

Dezentegrasyon süresince çamura uygulanan kuvvetlerin etkisiyle çamurdaki partikül boyutunda önemli ve ani bir düşüş meydana gelmektedir. Partikül boyutundaki bu değişimin başlıca nedeni çamur içindeki flok yapının bozulmasıdır. Dezentegrasyon mekanizmasının diğer bir aşaması olan hücre parçalanmasının partikül boyutu üzerine bir etkisi bulunmamaktadır. Çünkü dezentegrasyon nedeniyle parçalanmış hücre duvarı boyutu ile parçalanmamış hücre boyutları arasındaki partikül boyutu farkı, partikül boyutu analizörü ile tanımlanamayacak kadar küçüktür. Partikül boyutundaki azalma genellikle partikül hacmindeki azalma ile ilişkili olarak artan yüzey alanı sebebiyle çamur içindeki katıların daha kolay hidroliz olmasını sağlamaktadır (Müller vd., 2004).

Etkin bir dezentegrasyon sonucunda çamur bünyesindeki organik maddelerin büyük bir kısmı sıvı faza geçmekte, sıvı faza geçemeyen katı çamur partikülleri ise büyük oranda inorganik maddeleri içermekte ve bu sebeple dezentegrasyon uygulanmış arıtma çamurları

susuzlaştırma sonrasında daha yüksek katı madde içeriklerine ulaşmaktadırlar (Müller, 2003).

Dezenteegrasyon sonrasında sıvı faz, hücre içi bileşenleri olan aminoasit, nükleik asit ve yağ asitleri gibi çözülmüş organik bileşikleri ve çözünebilen formdaki diğer organik bileşenleri içermektedir. Sıvı faz karbon, azot ve fosfor bileşikleri açısından oldukça zengindir. Karbon bileşikleri daha sonraki biyolojik proseslerde kolaylıkla parçalanabildiklerinden bu bileşikler atıksu arıtımında denitrifikasyon veya ileri biyolojik fosfor giderimi proseslerinde karbon kaynağı olarak kullanılabilir (Müller vd., 2004; Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005). Dezentegre edilen çamurların anaerobik çürümesi, organik maddenin ileri derecede parçalanması sebebiyle yüksek dereceli bir stabilizasyona imkan sağlamakta ve bu şekilde atık çamur miktarı klasik anaerobik çürüme işlemi ile karşılaştırıldığında % 30 - 40 oranında azaltılabilmektedir. Diğer yandan, dezenteegrasyon tekniği olarak oksidasyon prosesleri kullanıldığında, katı fazda bulunan hücre parçaları (biyokatırlar) anaerobik çürüme sırasında kalıcı KOİ (zor parçalanmış organik yapılar)'nin oksitlenerek BOİ'ye dönüşümünde iyi bir besin kaynağı olabilmektedir. Kalıcı KOİ'nin BOİ'ye dönüşmesi anaerobik çürüme işleminde daha çok biyogaz üretimine dolayısıyla daha fazla enerji elde edilmesine olanak sağlamaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Dezenteegrasyon işlemi ile köpük problemi olan ve/veya şişkin çamurlarda iplikli yapıyı parçalamak (bozmak) mümkün olmakta ve dolayısıyla çamurun çökelebilen özellikleri geliştirilmektedir. Dezenteegrasyon işlemi ile çamur yapısında meydana gelen değişimlerden biri de çamurun viskozitesinin azalmasıdır. Çamurun viskozitesindeki azalma çamurun karıştırma ve pompaj işlemlerinin kolaylaştırılması açısından oldukça önemlidir (<http://www.jomueller.de/english/indexengl.html>, 2005).

Son yıllarda çamurun ileri derecede stabilizasyonuna, dolayısıyla atık çamur miktarının en aza indirilmesi ve daha fazla biyogaz üretiminin sağlanmasına yönelik olarak pek çok dezenteegrasyon

metodu araştırılmaktadır. Dezenteegrasyon metotlarını kimyasal, mekanik, termal ve biyolojik metotlar olmak üzere dört ana başlık altında toplamak mümkündür.

Çamurun dezenteegrasyon işlemi sonrasında indirgenbilirlik özelliğini değerlendirmek amacıyla dezenteegrasyon derecesi (DD) parametresi kullanılmaktadır. Bu parametre Bağın (1) kullanılarak % olarak hesaplanmaktadır.

$$DD = [(KOİ_1 - KOİ_2) / (KOİ_3 - KOİ_2)] \cdot 100 \quad (1)$$

Burada;

KOİ<sub>1</sub>: dezenteegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ<sub>2</sub>: ham çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu,

KOİ<sub>3</sub>: kimyasal dezenteegrasyon sonrasında çamur sıvısındaki KOİ konsantrasyonu, olarak tanımlanmaktadır.

Kimyasal dezenteegrasyon NaOH ilavesi sonrasında çamurun 10 dakika süreyle 90 °C'de işlem görmesidir. Çamur sıvısı (centrate) ise çamurun 4 °C'de 20 dakika süre ile 15 000 dev/dk hızda santrifüjlenmesi ile elde edilmektedir (Müller, 2000a).

## Kimyasal dezenteegrasyon

### Ozon arıtımı

Oksijenin allotropik formu olan ozon (O<sub>3</sub>) oksijenin elektriksel güçle ateşlenmesiyle oluşan kararsız bir gazdır. Ozon yüksek yoğunluklarda mavi renge ve yüksek oksitleme kapasitesine sahip oldukça toksik bir maddedir. Yüksek voltaj altında yaratılan elektriksel alan, serbest halde bulunan elektronların kinetik enerjisini artırır ve birbiri ardına gelen çarpışmalar yaratarak oksijenin parçalanmasına ve ozon moleküllerinin oluşmasına neden olur. Ozon molekülleri sadece kısmen kararlıdır ve katalizörlerin ve oksitlenen substratların yokluğunda birkaç gün içerisinde oksijene dönüşmektedir (Gottschalk vd., 2000).

Ozon oksidasyonu, doğrudan ozon reaksiyonları ile ve dolaylı olarak OH radikalleri gibi ikincil oksitleyicilerin reaksiyonları ile gerçekleşmektedir. Pratikte doğrudan ve dolaylı oksidasyon

reaksiyonları bir arada oluşmakla birlikte sıcaklık, pH ve oksitlenen materyalin tipi gibi bazı faktörlere bağlı olarak bir çeşit reaksiyon daha baskın olarak gerçekleşmektedir. ·OH radikallerinin ozon oksidasyonundaki rolünün belirlenmesine yönelik olarak Rc değeri kullanılmaktadır. Bu değer ozonun ·OH radikallerine oranı olarak ifade edilmektedir.

Bakteriler genel olarak polisakaritlerle çevrilmiş olan bir hücre duvarı, bir stoplazmik membran ve genetik bilgileri taşıyan kromozomu bulduran stoplazmadan oluşmaktadır. Hücre sıvısı nötral pH seviyelerinde olup; yüksek konsantrasyonda bikarbonat iyonları içermektedir. Bu koşullarda ozonun radikal hareketi hücre içerisinde inhibe edilmektedir. Diğer yandan, stoplazmik membran içeriğindeki çok sayıda proteinden dolayı ozon reaksiyonlarının gerçekleşmesi için bir alan sağlamaktadır. Kalıntı ozon bu membranı geçtiğinde, stoplazma ve kromozom ozon reaksiyonları için tercih edilen alan olacağından ve nükleik asitler ozon tarafından parçalanarak ozon dezentegrasyonu gerçekleşmektedir. Bu mekanizma *Esheria coli* bakterisi üzerinde yapılan birçok çalışma sonucunda ifade edilmiştir. Ozon dezentegrasyonu ile deaktive olmuş biyokatılar biyolojik parçalanma için çok iyi bir besin kaynağı olmaktadır. Bu biyokatıların anaerobik çürümede kullanılması çürüme verimini (daha fazla biyogaz eldesi, daha stabil çamur oluşumu) artırmaktadır (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Organik madde parçalanma oranı klasik anaerobik çürüme işleminde ortalama % 45 iken 0.06 g O<sub>3</sub>/g katı madde ozon dozu kullanılarak yapılan dezentegrasyon ile ortalama % 65 olmakta, aynı zamanda biyogaz oluşumu da klasik sisteme oranla %30-40 artış göstermektedir (Vranitzky ve Lahnsteiner, 2005).

Weemaes ve diğerleri (2000) yaptıkları bir çalışmada anaerobik çürüme öncesinde ön arıtma prosesi olarak 0,1 g O<sub>3</sub>/g KOİ ozon dozu kullanmış ve bu uygulama sonrasında çözünabilir KOİ değeri ham çamura oranla % 29 ± 6 oranında artmıştır. Ham çamurun anaerobik çürütülmesi ile elde edilen metan üretim verimi %

33-41 iken ozonla ön arıtım sonrasında anaerobik çürütücüye verilen çamurların metan üretim verimi % 45-51 olarak belirlenmiştir.

### **Bazik ortamda çamur dezentegrasyonu**

Bazik ortam koşulları, hidrolizin gelişmesine ve yağ, hidrokarbon ve proteinlerin alifatik asitler, polisakaritler ve aminoasitler gibi daha küçük ve çözünebilir maddelere dönüşümüne olanak sağlamaktadır (Everett, 1973). Bazik ön arıtma sistemlerinin kullanıldığı çalışmalarda NaOH'ın kirece göre daha yüksek bir çözünürlük verimine sahip olduğu belirlenmiştir (Rajan vd., 1989).

Atık aktif çamura uygulanan NaOH konsantrasyonu ve çamurun askıda katı madde yüzdesindeki artış çamurda çözünabilir KOİ değerinde artışa neden olmaktadır (Chang vd., 2002). Bilindiği gibi çözünabilir KOİ artışı çamurun dezentegrasyon derecesinin bir göstergesidir.

Bazik ortam koşullarında NaOH ile yapılan atık aktif çamurun çürütülmesinde, başlangıç hidroliz hızlarının yüksek olduğu, ancak ikinci hidroliz kademesinde NaOH'ın katı madde içeriğindeki KOİ'nin hidrolizinde çok etkili olmadığı saptanmıştır (Lin vd., 1995; Huang ve Wei-Shiang, 1995; Yoshio vd., 1997).

Ray ve arkadaşları (1990) farklı konsantrasyonlarda NaOH kullanılarak ön arıtılmış atık aktif çamur örneklerini farklı alıkonma süreleriyle işletilen tek kademeli yüksek hızlı anaerobik çürütücüye vererek 35 °C sıcaklıkta yürüttükleri çalışmada, NaOH ile ön arıtma işleminin bazik ortamda arıtmaya tabi tutulmayan çamura oranla organik madde indirgenmesini ortalama % 25-35, gaz üretimini ise ortalama % 29-112 aralığında artırdığını ifade etmişlerdir.

### **Fenton prosesi**

Fenton prosesi, hidrojen peroksitin oksitleyici etkisi ve demir (II) tuzunun katalizörlüğünde gerçekleşen bir ileri oksidasyon prosesidir. Atıksu arıtımında kullanımı oldukça yaygın olan bu prosesin son yıllarda çamur arıtımı amacıyla kullanımı da gündeme gelmiştir. Bu prosesin kullanımı ile arıtma çamurlarının su verme özelliklerinin geliştirildiği bilinmektedir (Neyens

vd., 2003; Büyükkamacı, 2004; Dewil vd., 2005). Bunun yanı sıra laboratuvar ölçeğinde yapılan bir çalışmada fenton prosesi kentsel nitelikli bir arıtma çamuruna uygulanmış artan hidrojen peroksit dozuna bağlı olarak sıvı fazda KOİ, azot, fosfor değerlerinin arttığı, fenton prosesinin çamur dezentegrasyon derecesini artırdığı ve çamurun anaerobik çürümesi öncesinde bir ön arıtma işlemi olarak kullanıldığında stabilizasyonun derecesini artıracığı belirlenmiştir (Erden ve Filibeli, 2006).

### **Mekanik dezentegrasyon Karıştırıcı bilyeli değirmenler**

Karıştırıcı bilyeli değirmenler, yaklaşık 1 m<sup>3</sup> hacminde, içerisi tamamıyla öğütücü bilye ile dolu olan düşey veya yatay monte edilen silindirik veya konik bir değirmenden ve bu değirmen içine monte edilen bir karıştırıcıdan oluşmaktadır. Bilyeler genelde 0,2–0,3 mm çapındaki taş malzemedir. Karıştırıcı değirmen içerisinde rotasyon sağlamaktadır. Mikroorganizma dezentegrasyonu rotasyon sırasında bilyeler birbirine çarparken oluşan kayma ve basınç gerilmelerinin etkisiyle olmaktadır (Müller, 2000b).

### **Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi**

Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesi, çok kademeli bir yüksek basınç pompası ve bir homojenizasyon valfinden oluşmaktadır. Yüksek basınç pompası, 300 m/s hızındaki valf ile çamura güç uygulamakta ve çamur partikülleri içerisinde kavitasyon baloncukları oluşmaktadır. Bu baloncuklar sıcaklık ve basınç artışına neden olmakta ve çamur dezentegrasyonu için gerekli koşulları yaratmaktadır. Yüksek basınçlı homojenizasyon ünitesinde mikroorganizma dezentegrasyonu ani basınç salınımının yarattığı kavitasyon nedeniyle olmaktadır (Müller, 2000b). Bu proses ile anaerobik çürüme işleminde oluşan metan gazı miktarının %30 oranında artırılacağı ve mineralize çamur miktarının % 23 oranında azaltılabileceği deneysel olarak belirlenmiştir (Onyeche, 2003).

### **Ultrasonik homojenizasyon ünitesi**

Ultrasonik homojenizasyon ünitesi, 20 ile 40 kHz aralığında yüksek voltaj sağlayan bir jeneratör, piezoelektrik materyal olarak kullanılan

ve elektriksel gücü mekanik güce çeviren bir seramik kristal ve gücü sıvıya transfer eden bir probtan oluşmaktadır. Ultrasonik işlem ile çamur flok yapısı bozulmakta ve çözünebilir karbonhidratlar ve organik maddeler açığa çıkmaktadır (King ve Forster., 1990, Thiem vd., 1997, Wang vd., 1999). Anaerobik çürüme işlemi öncesinde çamura ultrasonik arıtma işlemi uygulandığında hem mezofilik (Chiu vd., 1997) hem de termofilik koşullarda (Forster vd., 2000) yapılan anaerobik çürüme işleminde biyogaz oluşumu artmaktadır. Ultrasonik işlem sıvı fazda kabarcık oluşumuna sebep olmaktadır. Bu kabarcıklar belirli (kritik) bir büyüklüğe ulaştıklarında sönerek sıvı-gaz ara yüzeyinde bölgesel bir sıcaklık artışına ve yüksek basınca, sıvı fazda ise türbülansa ve kayma kuvvetlerine neden olmaktadır. Bu olağan dışı bölgesel koşullar radikal oluşumu ile sonuçlanmaktadır (Bougrier vd., 2005).

Ultrasonik arıtma kullanılarak yapılan çamur dezentegrasyonunda etkili olan dört yol

1. hidromekanik kayma kuvvetleri,
2. ultrasonik radyasyon altında üretilen  $\cdot\text{OH}$ ,  $\cdot\text{H}$ ,  $\cdot\text{N}$ ,  $\cdot\text{O}$  radikallerinin oksitleyici etkisi,
3. çamur içinde yer alan hidrofobik maddelerin termal ayrışması,
4. ultrasonik çamur dezentegrasyonu süresince meydana gelen sıcaklık artışı

olarak verilmektedir (Wang vd., 2005).

Yukarıda verilen etkiler göz önüne alınarak ultrasonik arıtımı, radikallerin kullanıldığı kimyasal reaksiyonlar, piroliz, yanma ve kayma kuvvetlerinin oluşturduğu bir birleşim olarak ifade etmek mümkündür. Dezentegrasyonun gerçekleşmesinde ilk iki etki çok önemli rol oynamaktadır. Ultrasonik radikallerin etkisi incelendiğinde oluşan  $\cdot\text{OH}$  radikali miktarı diğer radikallere oranla çok daha fazla olduğundan dezentegrasyon işlemi büyük ölçüde  $\cdot\text{OH}$  radikalinin oksitleyici etkisiyle gerçekleşmektedir (Wang vd., 2005). Ultrasonik arıtma sırasında sıcaklığın artması ile stoplazmik membrandaki yağ çözülerek membran üzerinde küçük delikler oluşturmaktadır. Hücre içi maddelerin bu deliklerden bırakılması ile dezentegrasyon gerçek-

leşmektedir. Ancak çamurda sıcaklık artış hızı oldukça düşüktür. Atık aktif çamur içerisinde hidrofobik madde miktarının az olması sebebiyle bu yolla gerçekleşen dezentegrasyon da ihmal edilebilecek düzeydedir. Sisteme verilen enerji, ultrasonik frekans ve giriş çamurunun özellikleri (pH, katı madde içeriği vb) ultrasonik arıtma mekanizmasını etkileyen en önemli faktörlerdir. Hücre dezentegrasyonu, sisteme verilen enerji miktarı ile orantılıdır (Lehne vd., 2001). Sisteme verilen enerji artırıldığında dezentegrasyonun derecesi de artmaktadır. Yüksek frekans uygulaması radikaller tarafından oksidasyon sağlarken, düşük frekanslar basınç dalgalarına benzer mekanik ve fiziksel bir etki yaratmaktadır (Gonze vd., 1999).

Zhang ve diğerlerinin (2006) yaptıkları çalışmada 30 dakika süreyle 0,5 W/mL güç ve 25 kHz frekansta uygulanan ultrasonik işlemin çamur floklarını % 30,1 oranında dezentegre ettiğini, katı madde kütlesini %23,9 oranında azalttığını ve çamurdaki canlı aktivitesini %95,5 oranında düşürdüğünü ifade etmiştir. Tiehm ve diğerleri, (2001) çamur dezentegrasyonu amacıyla 3.6 kW, 31 kHz şiddetindeki ultrasonik enerjiyi 64 saniye süreyle uygulamanın çamur içindeki organik maddeleri açığa çıkardığını ve anaerobik çürüme zamanını 22 günden 8 güne indirdiğini ifade etmişlerdir.

#### **Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı**

Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı, bir santrifüj yoğunlaştırıcı ve yoğun çamur deşarj noktasına yerleştirilen bir dezentegrasyon ünitesinden oluşmaktadır. Santrifüj eksenine entegre edilen özel parçalayıcılar olan *lysate halkaları* ile hücre dezentegrasyonu gerçekleşmektedir. Bu yolla çamurun öğütülmesi değil, hücre yapısının parçalanması sağlanmaktadır. Dezentegrasyon için ilave enerji gereksinimi az olmakta ancak buna bağlı olarak oldukça düşük dezentegrasyon derecelerine ulaşılmaktadır (Winter, 2002). M. Dohányos (2004) tam ölçekli bir lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ile yaptığı çalışmada, dezentegrasyon düzeneği monte edilmiş olan santrifüj kullanımıyla özgül biyogaz üretiminin büyük ölçekli bir arıtma tesisinde % 7,5, orta ölçekli bir arıtma tesisinde ise % 26 oranında arttığını

ifade etmiştir. Lysate santrifüj yoğunlaştırıcı kullanımıyla, gerekli enerji maliyeti, bertaraf maliyeti ve santrifüjün çalışma periyodu göz önünde bulundurulduğunda 100.000 tasarım nüfusuna sahip bir arıtma tesisi için 40.000 Euro/yıl tasarruf sağlayabilmektedir (Otte-Witte vd., 2000).

#### **Mekanik jet tekniği**

Mekanik jet tekniği, çözünmüş hava flotasyonu işlemine benzer şekilde çalışmaktadır. Bu yöntemde çamur  $50 \times 10^5$  Pa (509858,1 kg/m<sup>2</sup>) ile basınçlandırılır ve ardından basıncın kaldırılmasını sağlayan bir ağızdan hızla (30–100 m/s) çıkarak bir plakaya çarpıp ve parçalanmaktadır (Müller, 2000b).

#### **Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği**

Yüksek performanslı elektrik akımı tekniği, bir elektro-hidrolik teknik olup, bu işlemde çamura 10 milisaniyeden daha küçük periyotlarda megawatt aralığında elektrik akımı verilmekte ve bu akım katı ve sıvı ortamlarda şok dalgalar oluşturarak hücre dezentegrasyonu gerçekleşmektedir (Müller, 2000b).

#### **Termal dezentegrasyon**

Termal işlemde belirli bir katı madde içeriğine kadar kurutulmuş olan arıtma çamuru 130–175 °C sıcaklıkta hidrolize edilmektedir. 170 °C'de yapılan tam ölçekli bir çalışma, hidrolize edilmiş çamurun anaerobik çürütücüye verilmesi ile çamur çürüme derecesinin klasik çürüme işlemine göre %80 oranında arttığını göstermiştir (Kepp ve Solheim, 2001). Termal işlemde çamura verilen enerji genellikle bir ısı değiştirici tarafından veya çamura buhar uygulamasıyla temin edilmektedir. Arıtma tesisinde üretilmiş olan ısı bu amaçla kullanıldığında enerji maliyeti önemli ölçüde düşmektedir (Müller, 2000b). Cambi ve Krepro prosesleri çamurun termal dezentegrasyonu amacıyla kullanılan patentli proseslerdir. Arıtma çamurunun termal dezentegrasyonu sonucunda anaerobik çürümesi ile stabilizasyon derecesinin artmasının yanı sıra çamurun su verme özelliklerini geliştirmesi ve çamurun köpük oluşturma eğilimini azaltması gibi avantajları bulunmaktadır (Barjenbruch ve Kopplow, 2003).

## **Biyolojik dezentegrasyon** **Termofilik bakterilerin kullanımıyla** **gerçekleştirilen yüksek sıcaklıkta çamur** **stabilizasyonu**

Ototermal termofilik aerobik çürüme işlemi (ATAD) bir biyolojik stabilizasyon yöntemidir ve Jewell tarafından bu şekilde isimlendirilmiştir (Jewell ve Kabrick, 1978). Kentsel arıtma çamurlarının ve konsantre organik atıkların stabilizasyonu ve dezenfeksiyonu için kullanılmaktadır. Yüksek konsantrasyonda organik madde içeren atıklar havalandırıldıklarında metabolik oksidasyon sırasında çevreye ısı verilmektedir. Sistemde mevcut olan termofilik bakterilerin yüksek reaksiyon hızları biyolojik olarak indirgenebilir konsantre organik atıkların indirgenmesini kolaylaştırmaktadır. Sistem, ilave bir ısı temini olmaksızın 35–70°C arasındaki termofilik sıcaklıklarda işletilen, tek veya çok kademeli aerobik çürütücülerden oluşmaktadır. Organik madde içeriği yüksek olan arıtma çamurları, çeşitli endüstriyel atıklar ve hayvansal atıklar; tam karışım, ısı kayıpları önlenecek şekilde iyi izole edilmiş ve biyokimyasal oksidasyon için yeterli miktarda hava sağlanan bir reaktörde aerobik olarak çürütüldüklerinde, biyolojik indirgenebilir katıların oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısı, sistem sıcaklığını termofilik seviyelere çıkarmak için yeterli olmaktadır. Sistemdeki yüksek işletme sıcaklıklarına bağlı olarak organik madde indirgenmesinin yanısıra, atığın içerdiği patojenik organizmalar da giderilerek tam bir dezenfeksiyon sağlanmaktadır. Sistemin diğer avantajları ise yüksek sıcaklıklarda reaksiyon hızlarındaki artışa bağlı olarak reaktör hacmi ve maliyetin düşük olması, biyokatı beslemesi için bir ön arıtma gerekmemesi, sistemin işletim kolaylığı ve enerji gereksinimlerinin diğer aerobik arıtma sistemlerine göre az olması ( $\leq 7$  kWh/kg KM) şeklinde sıralanabilmektedir (Kelly, 1999; AbuOrf vd., 2001; Kelly ve Donal, 2003).

ATAD prosesinin dezavantajları ise, oksijen gereksiniminden kaynaklanan yüksek maliyet, köpük oluşumu, koku oluşumu, çamurdaki düşük çökebilme özellikleri nedeniyle susuzlaştırma işleminde şartlandırıcı madde gereksinimindeki artış olarak verilmektedir (Lapara ve Alleman, 1998).

## **Enzim kullanımı**

Organik maddelerin yapısında bulunan proteinler ve polimerik karbonhidratlar hücreler tarafından doğrudan bünyelerine alınmamaktadır. Bu nedenle mikroorganizmalar, büyük molekül yapılarını kırmak; şekerler, aminoasitler ve yağ asitleri gibi daha küçük molekül yapılarına çözmek amacıyla selülaz, proteaz ve lipaz gibi hidroliz enzimleri salgılamaktadır. Enzimatik dezentegrasyon işleminde hücre duvarı bileşenleri enzimlerin katalizörlüğünde parçalanmaktadır. Bu işlem ortam sıcaklığında kendiliğinden gerçekleşebildiği gibi dışarıdan enzim ilavesi de yapılabilmektedir. Enzimlerin hücre içi sıvısına uygulanabilmesi ile, bu işlemin mekanik dezentegrasyon işlemi ile birlikte kullanıldığında dezentegrasyon derecesini artırmaktadır (Goel vd., 1998; Lai vd., 2001). Enzim kullanımı, hücre dezentegrasyonunda çok etkili bir yöntem olmakla birlikte pahalı ve yeterli araştırmanın yapılmadığı bir işlemdir. Bu konuda yapılan çalışmalardan birinde polimerik maddelerin bakteriyel hidrolizinin aktif çamurun çözünme yeteneğine etkisi araştırılmış ve bu ön arıtma uygulamasıyla katı kısımdaki uçucu katı madde miktarının düşerken çözünmüş KOİ değerinin arttığı belirlenmiştir (Del Borghi vd., 1999).

## **Sonuçlar ve öneriler**

Arıtma çamuru miktarının kaynağında azaltılması ve bunun yanında anaerobik çürüme verimindeki artışa bağlı olarak metan gazı miktarında artış ile daha fazla enerji sağlanması ve çevreye zarar vermeyen kokusuz, stabil bir çamur oluşumu gibi avantajlar göz önüne alındığında çamur dezentegrasyon işlemlerinin arıtma tesislerinde gün geçtikçe yaygın bir kullanım alanına sahip olacağı düşünülmektedir. Dezentegrasyon işleminin uygulanabilirliğinde en önemli hususlar ilk yatırım maliyeti, enerji tüketimine ve kimyasal madde tüketimine bağlı olarak oluşan işletme maliyeti ve sistemin verimidir. Dezentegrasyon yöntemleri, enerji gereksimleri açısından karşılaştırıldığında, mekanik yöntemler olan lysate santrifüj yoğunlaştırıcı ve karıştırıcı bilyeli değirmenlerin en az enerji gerektiren sistemler olduğu; ultrasonik homojenizasyon ünitesinin ise en çok enerji gerektiren sistemler olduğu belirtilmektedir. Buna karşılık, lysate sant-



rifüj yoğunlaştırıcının en düşük dezentegrasyon verimine sahip olduğu ifade edilmektedir (Müller, 2000b). Karıştırıcı bilyeli değirmenler ve ozon arıtımı nispeten düşük enerji gereksinimi ile yüksek dezentegrasyon derecesine ulaşabilmektedir. Dezentegrasyon yöntemleri, anaerobik çürütücüdeki bir işletme parametresi olan köpük oluşumu açısından karşılaştırıldığında, termal dezentegrasyonun biyolojik ve mekanik dezentegrasyon yöntemlerine oranla köpük önlemede daha etkili olduğu bilinmekte olup bu karşılaştırma kimyasal yöntemler açısından henüz ele alınmamıştır (Barjenbruch ve Kopplow, 2003).

Aritma çamurları için en uygun dezentegrasyon metodunun belirlenmesine yönelik olarak laboratuvar ölçeğinin yanı sıra gerçek bir tesiste işletmede karşılaşılabilecek sorunların belirlenmesi amacıyla tam ölçekli çalışmalar gerekmektedir.

## Kaynaklar

- Abu-Orf, M.M., Griffin, P., Dentel, S.K., (2001). Chemical and physical pretreatment of ATAD biosolids for dewatering. *Water Science and Technology*, **44**, 10, 309-314.
- Barjenbruch, M., Kopplow, O., (2003). Enzymatic, mechanical and thermal pre-treatment of surplus sludge, *Advances in Environmental Research*, **7**, 715-720.
- Bougrier, C., Carrère, H., Delgenes, J. P., (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by Ultrasonic treatment, *Chemical Engineering Journal*, **106**, 163-169.
- Büyükkamacı, N. (2004). Biological sludge conditioning by Fenton's reagent, *Process Biochemistry*, **39**, 1503-1506.
- Chang C., Ying-Shih Ma, Lo, C., (2002). Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis, *Chemical Engineering Journal*, **90**, 273-281.
- Chiu, Y. C., Chang, C. N., Lin, J. G., (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, **36**, 11, 155 - 162.
- Del Borghi, A., Converti, A., Pallazi, E., Del Borghi, M., (1999). Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste, *Bioprocess Eng.*, **20**, 553-560.
- Dewil, R., Baeyen, J., Neyens, E., (2005). Fenton peroxidation improves the drying performance of waste activated sludge, *Journal of Hazardous Materials*, **B117**, 161-170.
- Dohányos, M., Zábranská, J., Kutil, J., Jeníček, P., (2004). Improvement of anaerobic digestion of sludge, *Water Science and Technology*, **49**, 10, 89-96.
- Eastman, J.A., Ferguson, J.F., (1981). Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion, *JWPCF* **53**, 3, 352-366.
- Egemen, E., Corpening, J., Nirmalakhandan, N., (2001). Evaluation of an ozonation system for reduced waste sludge generation, *Water Science and Technology*, **44**, 2-3, 445-52.
- Erden K. G., Filibeli, A., (2006). Aritma çamuru dezentegrasyonu, İTÜ 10. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu 7- 9 Haziran 2006, İstanbul.
- Everett, J. G., (1973). Recent developments in heat treatments, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **50**, 1, 73-75.
- Filibeli, A., (1998). Aritma çamurlarının işlenmesi. Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları No:225, ISBN 975-441-117-4.
- Forster, C. F., Fernandez, N., Chacin, E., (2000). The use of ultrasound to enhance the thermophilic digestion of waste activated sludge, *Environmental Technol.*, **21**, 357 - 362.
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T., (1998). Enzyme activities under anaerobic and aerobic conditions in activated sludge sequencing batch reactor, *Water Research*, **32**, 7, 2081-2088.
- Gonze, E., Fourel, L., Gonthier, Y.; Boldo, P.; Bernis, A., (1999). Wastewater pretreatment with ultrasonic irradiation to reduce toxicity, *Chemical Engineering Journal*, **73**, 93-100.
- Gottschalk, C., Libra, j. A., Saube, A., (2000). Ozonation of water and wastewater, Wiley-VCH, Weinheim.
- Huang, W. S., (1995). The solubility and digestion property of applying ultrasound and alkaline to waste activated sludge (WAS). Master Thesis, Graduate Institute of Environmental Science, Tunghai University, Taichung, Taiwan, ROC.
- Jewell W.J., Kabrick M., (1978). Autoheated aerobic thermophilic digestion with air aeration, 51<sup>st</sup> Annual Water Pollution Control federation Conference, Anaheim, California.
- Kelly G.H., (1999). Comparing North American biosolids treatment of thermophilic aerobic digestion, thermal-chemical and heat drying technologies, Proceeding of the 4 th. European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK.
- Kelly, H.G., Donal S. M., (2003). Autothermal thermophilic aerobic digestion research applica-

- tion and operational experience, WEFTEC 2003 Workshop W104, Thermophilic Digestion, Los Angeles, CA., October 11, 2003.
- Kepp, U., Solheim, O. E., (2001). Meeting increased demands on sludge quality – experience with full scale plant for thermal disintegration, 9<sup>th</sup> World Congress Anaerobic Digestion 2001, September 2-6, 2001, Antwerpen, Belgium.
- King, R. O., Forster, C. F., (1990). Effects of sonication on activated sludge, *Enzyme Microb. Technol.*, **12**, 109–115.
- Lai, T.E., Nopharatana, A., Pullammanappallil, P.C., Clarke, W.P., (2001). Cellulolytic activity in leachate during leach-bed anaerobic digestion of municipal solid waste, *Biores. Technol.*, **80**, 205–210.
- Lapara, T. M., Alleman, J. E., (1998). Thermophilic aerobic biological wastewater treatment, *Water Research*, **33**, 4, 895-908.
- Lehne, G., Müller, A. J., Schwedes, J., (2001). Mechanical disintegration of sewage sludge, *Water Science & Technology* **43**, 1, 19-26.
- Lin, J. G., Chang, C. N., (1995). Solubilization kinetics of waste activated sludge with chemical pretreatment. Proceeding 5<sup>th</sup> IAWQ Asian Regional Conference On Water Quality And Pollution Control, 660-665.
- Müller J. A., (2003). Conditioning, thickening and dewatering of mechanically disintegrated excess sludge. *Separation Science and Technology*, **38**, 4, 889-902.
- Müller J. A., Winter A., Strükmann G., (2004). Investigation and assessment of sludge pretreatment processes, *Water Science and Technology*, **49**, 10, 97-104.
- Müller, J. A., (2000a). Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment, *Water Science Technology*, **41**, 8, 123–130.
- Müller, J. A., (2000b). Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge, *Water Science Technology*, **42**, 9, 167–174.
- Neyens, E., Baeyens, J., Weemaes, M., De Heyder, B., (2003). Pilot scale peroxidation (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) of sewage sludge, *Journal of Hazardous Materials*, **B9**, 8, 91-106.
- Nickel, K., Tiehm, A., Neis, U., (Eds.) (1999). Ultrasound in environmental engineering, TUHH Reports on Sanitary Engineering, 25, 205-216.
- Onyeche, I. T., (2003). Advanced anaerobic digestion of sludge through high pressure homogenisation, *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, **29**, 1, 56-61.
- Otte-Witte, R., Wunsch, M., Hodder, M., (2000). Sludge disintegration by Lysate thickening centrifuge, 5<sup>th</sup> Biosolids Conference, Wakefield, UK.
- Rajan, R. V., Lin, J.-G. & Ray, B. T., (1989). Low-level chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization, *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, **61**, 1678–1683.
- Ray, B. T., Rajan, R. V. & Lin, J.-G., (1990). Low-level alkaline solubilization for enhanced anaerobic digestion, *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, **62**, 81-87.
- Vranitzky, R., 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.
- Tiehm, A., Nickel, K., 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., Neis U., (2001). Ultrasonic waste Activated Sludge Disintegration for Improving Anaerobic Stabilization, *J. Water Res.*, **35**, 8 123 - 130.
- Wang, F., Wang, Y., Ji, M., (2005). Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration., *Journal of Hazardous Materials*, **B123**, 145–150.
- Wang, Q., Kuninobu, M., Kokimoto, K., Ogawa, H. I., Kato, Y., (1999). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment, *Bioresource Technol.*, **68**, 309 – 313.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoons, F., Huysmans, A., Verstraete, W., (2000). Ozonation of sewage sludge prior to anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, **42**, 9, 175–178.
- Winter, A., (2002). Minimisation of costs by using disintegration at a full-scale anaerobic digestion plant, *Water Science and Technology*, **46**, 4-5, 405-412.
- Yasui H., Shibata M., (1994). An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process. *Water Science and Technology*, **30**, 9, 11-20.
- Yoshio S., Tetruso F., Hidenari Y., Masahide S., (1997). An activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, **36**, 11, 163–170.
- Zhang, P., Zhang, G., Wang, W., (2006). Ultrasonic treatment of biological sludge: Floc disintegration, cell lysis and inactivation, *Bioresource Technology*, In Press, Corrected Prof.

<http://www.jomueller.de/english/indexengl.html>, (05.01.2005)