

Hareketli yataklı ardışık kesikli sistemlerde sıcaklığın nitrifikasyon hızı üzerine etkisi

Hakan DULKADİROĞLU*, **Derin ORHON**

İTÜ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34469, Ayazağa, İstanbul

Özet

Bu çalışmada hareketli yataklı ardışık kesikli biyofilm reaktörlerinde (HYAKBR) sıcaklığın nitrifikasyon hızı ve maksimum ototrofik çoğalma hızı üzerindeki etkilerinin ortaya konulması amaçlanmıştır. Çalışma kapsamında laboratuvar ölçekli bir HYAKBR'de evsel nitelikli sentetik atıksu kullanılarak üç farklı sıcaklıkta (20, 15 ve 10°C) nitrifikasyon hızı ve kinetik katsayılar belirlenmiştir. Nitrifikasyon hızı, sıcaklıktan önemli derecede etkilenmiş, 20°C için 0.241 g NO_x-N m⁻²gün⁻¹ ve 10°C için 0.178 g NO_x-N m⁻²gün⁻¹ değerini almıştır. Aynı etki, maksimum ototrofik çoğalma hızı değerleri üzerinde de görülmüş, 20°C için 0.50 gün⁻¹, 15°C için 0.32 gün⁻¹ ve 10°C için 0.09 gün⁻¹ olarak elde edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: *Aktif Çamur; biyofilm; hareketli yataklı ardışık kesikli biyofilm reaktör; nitrifikasyon.*

The effect of temperature on the nitrification rate in moving bed sequencing batch biofilm systems

Abstract

This study investigates the effect of temperature on the nitrification rate and the maximum growth rate of an autotrophic biomass sustained in a moving bed sequencing batch biofilm reactor (MBSBBR). This type of a reactor is a novel hybrid system combining the advantages of attached and suspended activated sludge together with sequencing batch reactors. In this system, biofilm grows on small carrier elements that move along with the water in the reactor by aeration (aeration phase) or by mechanical stirring (anoxic/anaerobic phase). Experimental studies were carried out in a lab-scale MBSBBR, receiving a synthetic influent that had domestic wastewater characteristic, and operated at three different temperatures (20, 15, and 10°C). Evaluation of the results revealed that removal of organic matter at high rates and with efficiencies over 90% was secured at all operation conditions applied. Nitrification rate was significantly influenced by changes in temperature, resulting in a decrease from 0.241 g NO_x-N m⁻²d⁻¹ at 20°C to 0.178 g NO_x-N m⁻²d⁻¹ at 10°C. The same influence was observed on maximum autotrophic growth rate; values of 0.50 d⁻¹, 0.32 d⁻¹, and 0.09 d⁻¹ at 20°C, 15°C, and 10°C were obtained, respectively. In the further studies, heterotrophic and autotrophic kinetic constants should be determined for municipal and different industrial wastewaters.

Keywords: *Activated sludge; biofilm; moving bed sequencing batch biofilm reactor; nitrification.*

*Yazışmaların yapılacağı yazar: Hakan DULKADİROĞLU. hdulkadiroglu@ins.itu.edu.tr; Tel: (212) 285 65 40.

Bu makale, birinci yazar tarafından İTÜ İnşaat Fakültesi'nde tamamlanmış olan "Hareketli yataklı ardışık kesikli reaktörlerde karbon ve besi madesi giderim kinetiği" adlı doktora tezinden hazırlanmıştır. Makale metni 22.12.2003 tarihinde dergiye ulaşmış, 06.05.2004 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.08.2005 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

Giriş

Aktif çamur ve havalandırılmalı lagün gibi askıda çoğalan biyokütlenin kullanıldığı sistemler ve damlatılmalı filtre gibi biyofilm sistemleri atıksuların arıtımında yaygın olarak uygulanmaktadır. Ancak askıda biyokütle sistemlerinde çökme, çamur kabarması gibi, biyofilm sistemlerinde ise kanallaşma, tıkanma gibi çeşitli işletme sorunları ile karşılaşmaktadır. Bu nedenle son yıllarda, aktif çamur ve biyofilm sistemlerinin avantajlarını birleştiren hibrid sistemler üzerindeki çalışmalar yoğunluk kazanmıştır. Reaktör içerisinde serbest olarak hareket edebilen biyofilm taşıyıcı yatak malzemesi içeren hareketli yataklı biyofilm reaktörleri (HYBR), hibrid sistemler içerisinde en fazla kullanılanlardan birisidir. Genellikle polietilenden üretilen ve çeşitli tipleri bulunan biyofilm taşıyıcı yatak malzemesi sayesinde reaktör içerisinde daha fazla biyokütle tutulabilmekte, daha stabil ve yüksek arıtma verimleri elde edilebilmektedir. Son 10 yıl içerisinde evsel ve çeşitli endüstriyel atıksulardan organik madde ve nutrient giderimi amacıyla pilot ve tam ölçekli HYBR sistemleri üzerinde araştırmalar gerçekleştirilmiştir (Rusten vd., 1992; Ødegaard vd., 1994; Pastorelli vd., 1997). Bu çalışmalarda genellikle sürekli sistemler kullanılarak, çeşitli işletme parametrelerinin arıtma verimi üzerindeki etkileri incelenmiştir. Ancak sistemin tanımlanmasında ve verimli olarak uygulanmasında büyük öneme sahip olan organik madde ve nutrient giderimi proseslerine ait kinetik katsayıların belirlendiği çalışmalar yetersizdir.

Diğer taraftan, ardışık kesikli reaktörler (AKR), çeşitli proseslerin aynı reaktör içerisinde gerçekleştirilebilmesinden dolayı alan ihtiyacını önemli ölçüde azaltan sistemlerdir. İşletme koşullarının kolayca ayarlanabilmesi, işletme esnekliği sağlanması ve böylece yüksek arıtma verimi elde edilebilmesi bu reaktörlerin en önemli avantajlarıdır. AKR'lerin bu avantajlarından yararlanılabilmesi amacıyla HYBR'ler ardışık kesikli olarak işletilebilmektedir.

Bu çalışmada hareketli yataklı ardışık kesikli biyofilm reaktörlerinde (HYAKBR) sıcaklığın nitrifikasyon hızı ve ototrofik çoğalma hızı

üzerindeki etkilerinin ortaya konulması amaçlanmıştır. Çalışma kapsamında laboratuvar ölçekli bir HYAKBR'de evsel nitelikli sentetik atıksu kullanılarak üç farklı sıcaklıkta (20, 15 ve 10°C) nitrifikasyon için kinetik katsayılar belirlenmiştir.

Kavramsal yaklaşım

Maksimum ototrofik çoğalma hızı, $\hat{\mu}_A$, nitrifikasyon sistemlerinin modellenmesinde ve tasarımında kullanılan en önemli parametredir. Karbon ve azot gideren aktif çamur sistemlerinde ototrofik biyokütlenin çoğalma hızı heterotrofik biyokütleyle kıyasla çok daha yavaş olduğundan, bu sistemlerin tasarımında maksimum ototrofik çoğalma hızı, ototrofik biyokütlenin sistemden yıkanmaması için gerekli minimum çamur yaşını belirlemektedir. $\hat{\mu}_A$ 'nın belirlenebilmesi için kesikli ve sürekli sistemlerde, ototrof ve heterotrof organizmaların birlikte bulunduğu karışık kültürlerin veya sadece ototrofların bulunduğu saf kültürlerin kullanıldığı çeşitli yöntemler uygulanmaktadır. Deney sonuçlarının reaktör hidroliginden etkilenmemesi için genellikle kesikli sistemler kullanılmaktadır. Nitrifikasyon için tasarlanan aktif çamur sistemlerinde heterotrofik ve ototrofik mikroorganizmalar birlikte bulunduğundan, saf kültürler kullanılarak belirlenen değerler bu sistemler için kullanılamaz. Karışık kültürlerin kullanıldığı yöntemler ise genel olarak aktivite ölçümlerine (oksijen tüketim hızı, (OTH), ölçümü gibi) veya model parametrelerinin izlenmesine (amonyak azotu veya toplam oksitlenmiş azot bileşenleri gibi) dayanır. Aktivite belirleme yöntemlerinden olan OTH ölçümünde, heterotrof ve ototrofların bir arada bulunduğu aktif çamurun OTH değeri ile ototroflar inhibe edildikten sonra belirlenen OTH değerinin farkından ototrofların OTH değeri hesaplanır (Nowak ve Svoldal, 1993). Model parametrelerinin izlendiği yöntemlerde çok küçük aşırı konsantrasyonları ile biyokütlenin belirli bir zamanda spesifik bir substratı kullanarak çoğalması izlenmektedir. Ancak, nitrifikasyonda ototrofların kullandığı substrat olan NH_4-N , aynı zamanda heterotroflar tarafından asimilasyonda kullanıldığı için, ototrofların ürettiği ve toplam oksitlenmiş azot bileşiklerini ifade eden NO_x-N parametresinin izlenmesi

daha uygundur. Bu yöntemin çeşitli modifikasyonları bulunmaktadır (Hall, 1974; Antoniou vd., 1990; Sözen vd., 1996). Bu çalışmada ise, yine $\text{NO}_x\text{-N}$ ölçümüne dayanan ve Dold (1999) tarafından önerilen yöntem HYAKBR için uygulanmıştır.

Ototrofik çoğalma proses hızı Monod kinetiğine bağlı olarak aşağıdaki eşitlikle ifade edilebilir;

$$\frac{dX_A}{dt} = \hat{\mu}_A \frac{S_{\text{NH}}}{K_{\text{NH}} + S_{\text{NH}}} \cdot X_A \quad (1)$$

Dold (1999)'a göre, sistem içerisindeki $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunun (S_{NH}), çoğalma yarı doygunluk sabitinden (K_{NH}) çok yüksek olduğu durumlarda amonyak için verilen Monod ifadesi ihmal edilebilir. Bu durumda (1) bağıntısı;

$$\frac{dX_A}{dt} = \hat{\mu}_A \cdot X_A \quad (2)$$

halini almaktadır. Nitrifikasyon hızı ve ototrofik çoğalma hızı arasındaki lineer bağıntı kullanılarak;

$$\frac{dS_{\text{NH}}}{dt} = -\frac{1}{Y_A} \frac{dX_A}{dt} \quad (3)$$

eşitliği elde edilir. Bu denklemde (2) bağıntısı yerine konduğunda;

$$\frac{dS_{\text{NH}}}{dt} = -\frac{\hat{\mu}_A}{Y_A} \cdot X_A \quad (4)$$

halini alır. Nitrifikasyon prosesinde oksitlenen amonyak azotu, nitrat azotu olarak ortaya çıktığından,

$$\frac{dS_{\text{NO}}}{dt} = -\frac{dS_{\text{NH}}}{dt} \quad (5)$$

olarak kabul edilebilir. Amonyak kısıtı olmadığı durumlarda maksimum ototrofik çoğalma hızı ve üretilen nitrat arasında aşağıdaki bağıntı kurulabilir:

$$\frac{dS_{\text{NO}}}{dt} = \frac{\hat{\mu}_A}{Y_A} \cdot X_A \quad (6)$$

Sistem içinde tutulan ototrofik biyokütle konsantrasyonunun deney süresi boyunca dikkate değer miktarda değişmediği varsayılarak ototrofik biyokütle konsantrasyonu (X_A), nitrifikasyon ile oksitlenen amonyak azotu ve çamur yaşına bağlı olarak aşağıdaki şekilde hesaplanabilmektedir:

$$S_{\text{NO}} = N_{\text{OX}} = S_{\text{NH1}} - S_{\text{NH}} - N_X \quad (7)$$

Burada S_{NO} ve N_{OX} sistemde oksitlenen amonyak azotu konsantrasyonu, ($\text{mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$), S_{NH1} giriş amonyak azotu konsantrasyonu, ($\text{mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$), S_{NH} çıkış amonyak azotu konsantrasyonu, ($\text{mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$) ve N_X biyokütle bünyesine alınan amonyak azotu konsantrasyonu, ($\text{mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$) olarak tanımlanmaktadır. Sistemdeki X_A ,

$$X_A = \frac{Y_A}{(1 + b_A \theta_X)} \cdot N_{\text{OX}} \cdot \frac{Q}{V} \cdot \theta_X \quad (8)$$

$$X_A = \frac{Y_A}{(1 + b_A \theta_X)} \cdot (S_{\text{NH1}} - S_{\text{NH}} - N_X) \cdot \frac{\theta_X}{\theta_h} \quad (9)$$

denklemleri ile hesaplanır. (5) bağıntısı yeniden düzenlenirse;

$$\hat{\mu}_A = \frac{\frac{dS_{\text{NO}}}{dt} \cdot Y_A}{X_A} \quad (10)$$

ifadesi elde edilir. Bu ifadede kullanılan nitrat üretim hızı dS_{NO}/dt , çevrim içi deneylerde ölçülen sistemdeki nitrat konsantrasyonunun zamana bağlı değişimini gösteren grafikteki doğrunun eğiminden elde edilmektedir.

Materyal ve metod

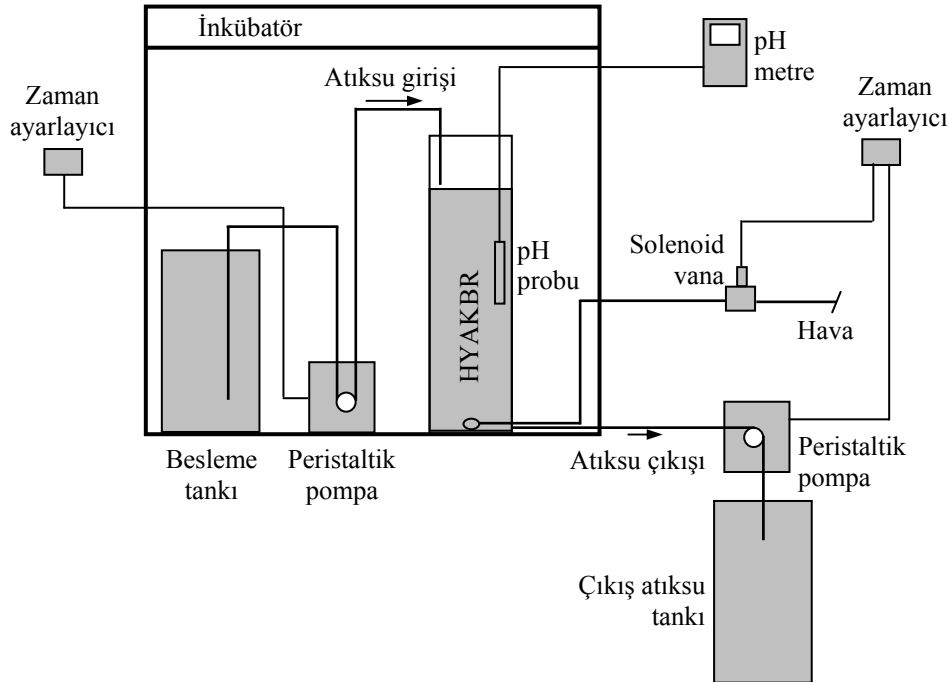
Deneysel çalışmalar, laboratuvar ölçekli bir hareketli yataklı ardışık kesikli biyofilm reaktöründe (HYAKBR) yürütülmüştür. Pleksiglas malzemeden yapılan reaktörün yarıçapı 9 cm, yüksekliği 50 cm ve ıslak hacmi 10.2 l'dir.

Havalandırma tabanda yer alan iki adet dairesel taş difüzör ile sağlanmıştır. Hava kaynağı olarak laboratuvaradaki merkezi hava hattı kullanılmıştır ve havalandırma zaman ayarlı bir solenoid vana ile kontrol edilmiştir. Reaktördeki karışım havalandırma ile sağlanmıştır. Şekil 1’de görülen deney düzeneğinde, reaktör sabit sıcaklık sağlamak amacı ile bir inkübatör içerisine yerleştirilmiştir. Reaktöre atıksu beslemesi ve boşaltılması zaman ayarlı peristaltik pompalar ile gerçekleştirilmiştir. Atıksu besleme tankı da, besleme sırasında reaktörün içerisindeki sıcaklıkta değişim olmasını önlemek amacıyla inkübatör içerisine yerleştirilmiştir.

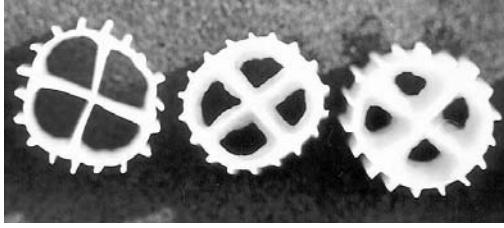
Reaktörde biyofilm çoğalması amacıyla Kaldnes® tipi yatak malzemesi kullanılmıştır. Polietilenden üretilen bu malzemenin özgül ağırlığı, suyun özgül ağırlığına yakın fakat biraz daha düşüktür (0.95 g cm^{-3}). Malzemenin şekli silindirik olup çapı 9 mm, yüksekliği 7 mm ve ortalama ağırlığı 0.1547 g’dır. Malzemenin iç tarafında biyofilm üremesine elverişli yüzey oluşturmak ve spesifik biyofilm yüzey alanını genişletmek amacıyla tasarlanmış iç duvarlar bulunmaktadır. Dış kısımda ise karışımın etkisi ile biyofilmin sıyrılmasını önlemek amacıyla çıkıntılar bulunmaktadır. Yatak malzemesinin

spesifik biyofilm yüzey alanı, reaktördeki yatak malzemesi doldurma oranına bağlı olup, kullanılmakta olan malzeme için maksimum %70 olarak uygulanan doldurma oranına karşılık gelen spesifik biyofilm yüzey alanı $350 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ ’tür. Bu değer, sıyırma kuvvetlerinin etkili olduğu malzeme dış yüzeyini kapsamamakta, biyofilm üremesi için elverişli olan iç taraftaki faydalı alandan oluşmaktadır (Ødegaard vd., 1994). Şekil 2’de taşıyıcı malzeme üzerindeki biyofilm üremesinin çeşitli aşamaları görülmektedir. Bu çalışmada en yüksek KOİ giderim ve nitrifikasyon kapasitesinin sağlanabilmesi amacıyla taşıyıcı yatak malzemesi, literatürde verilen en yüksek doldurma oranı olan reaktör hacminin %70’i oranında doldurulmuştur.

Deneysel evsel atıksu karakterinde sentetik atıksu kullanılmıştır. Ayrıca makrobisierleri olan azot ve fosfor ile mikrobisierleri sağlamak amacıyla besleme çözeltileri ilave edilmiştir. Bu çözeltiler yüksek konsantrasyonda hazırlanarak, besleme sırasında istenen KOİ ve buna bağlı olarak gereken makro ve mikrobisieri konsantrasyonlarına göre seyreltilmiştir. Sentetik atıksu (Henze, 1992) ve besleme çözeltilerinin bileşimi (O’Connor, 1972) Tablo 1’de verilmiştir.



Şekil 1. Deney düzeneğinin şematik görünümü



Şekil 2. Kaldnes tipi biyofilm yatak malzemesi

Deneylerde kullanılan stok sentetik atıksu çözeltisinin KOİ konsantrasyonu yaklaşık 24,000 mg l⁻¹ olup, 400 mg l⁻¹ KOİ ve 40 mg l⁻¹ amonyum azotu (NH₄-N) içerecek şekilde seyreltme yapılmıştır. Besleme çözeltilerinden A çözeltisi 1,000 mg KOİ l⁻¹ için 20 ml, B çözeltisi ise 10 ml eklenmiştir.

Tablo 1. Sentetik atıksu ve besleme çözeltilerinin bileşimi

Kimyasal	Konsantrasyon
Sentetik Atıksu Çözeltisi	
Asetik Asit	20.00 ml l ⁻¹
Propiyonik Asit	6.20 ml l ⁻¹
Etanol	3.36 ml l ⁻¹
Glutamik Asit	7.24 g l ⁻¹
Glukoz	9.08 g l ⁻¹
Besleme Çözeltisi – A	
K ₂ HPO ₄	160 g l ⁻¹
KH ₂ PO ₄	80 g l ⁻¹
NH ₄ Cl	19 g l ⁻¹
Besleme Çözeltisi – B	
MgSO ₄ .7H ₂ O	15.0 g l ⁻¹
FeSO ₄ .7H ₂ O	0.5 g l ⁻¹
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0.5 g l ⁻¹
MnSO ₄ .H ₂ O	0.3 g l ⁻¹
CaCl ₂	2.0 g l ⁻¹

Çalışmada amonyak azotu, toplam Kjeldahl azotu (TKN), askıda katı madde (AKM), uçucu askıda katı madde (UAKM) ve alkalinite ölçümleri Standard Methods (1998)'ta, KOİ ölçümleri ise ISO (1986)'da belirtilen yöntemler kullanılarak gerçekleştirilmiştir. AKM ve UAKM ölçümlerinde Millipore AP40 cam elyaf filtreler kullanılmıştır. Çözünmüş KOİ ve NO_x-N ölçümleri için numuneler 0.45 µm gözenek çaplı Millipore membran filtreden süzölmüştür. NO_x-N ölçümleri CuSO₄ indirgeme ve sülfanilamid

renklendirme yöntemine göre ChemLab Auto-analyzer kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Biyofilm miktarını belirlemek amacı ile reaktörden alınan 30 adet taşıyıcı malzeme üzerindeki biyofilm ultrasound ve vorteks cihazları kullanılarak suya geçirilmiş ve çözelti belirli bir hacime tamamlanarak standart AKM/UAKM deneyleri yürütölmüştür. Reaktör içerisindeki toplam malzeme miktarı yaklaşık olarak bilindiğinden, toplam biyofilm kütlesi hesaplanabilmiştir.

Başlangıç aşamasında sentetik atıksu ile beslenen bir aktif çamur reaktöründen aşılama yapılarak, reaktör günde üç çevrim olmak üzere sentetik atıksu ile beslenmiş ve biyofilm oluşumu beklenmiştir. Yaklaşık 2-3 hafta sonra biyofilm oluşumu gözlenmiştir.

Deneyler sırasında reaktörde V₀ hacmi bırakılmamış, dolayısıyla her çevrim sonunda reaktör içerisindeki atıksu tamamen boşaltılmış ve çevrim başında yeniden doldurmuştur. Günde 3 çevrim uygulanmış, toplam 8 saat süren herbir çevrim 30 dakika doldurma, 420 dakika reaksiyon ve 30 dakika boşaltma olmak üzere 3 fazdan oluşmuştur.

Deneylere 20°C sabit sıcaklıkla başlanmış (1. Set), daha sonra 15°C (2. Set) ve 10°C (3. Set) sıcaklıklarda çalışılmıştır. Organik madde ve amonyak azotu yüklemesi ise tüm setlerde sabit tutulmuş, 3.01 g KOİ m⁻² gün ve 0.30 g NH₄-N m⁻² gün⁻¹ olarak uygulanmıştır. Herbir deney setinin başlangıcında reaktör içerisindeki ve çıkışındaki askıda biyokütle konsantrasyonları ile amonyak giderim verimi izlenmiştir. Amonyak giderimi dengeye geldikten sonra çevrim içi deneyler ile KOİ giderim ve nitrifikasyon hızları belirlenmiştir. Çevrim içi deneylerde aerobik reaksiyon süresi boyunca reaktör içerisinde belirli aralıklarla alınan numunelerde NH₄-N, NO_x-N, çözönmüş KOİ ölçümleri yapılmış, nitrifikasyon açısından taşıdığı önemden dolayı pH ve alkalinite izlenmiştir. Ayrıca herbir set için biyofilm ile reaktör içerisindeki ve çıkışındaki askıda biyokütle konsantrasyonları tespit edilmiştir. Herbir setteki çevrim içi deneyler arasında tutarlılık sağlanması amacıyla değişik sayılarda tekrarlar yapılmıştır.

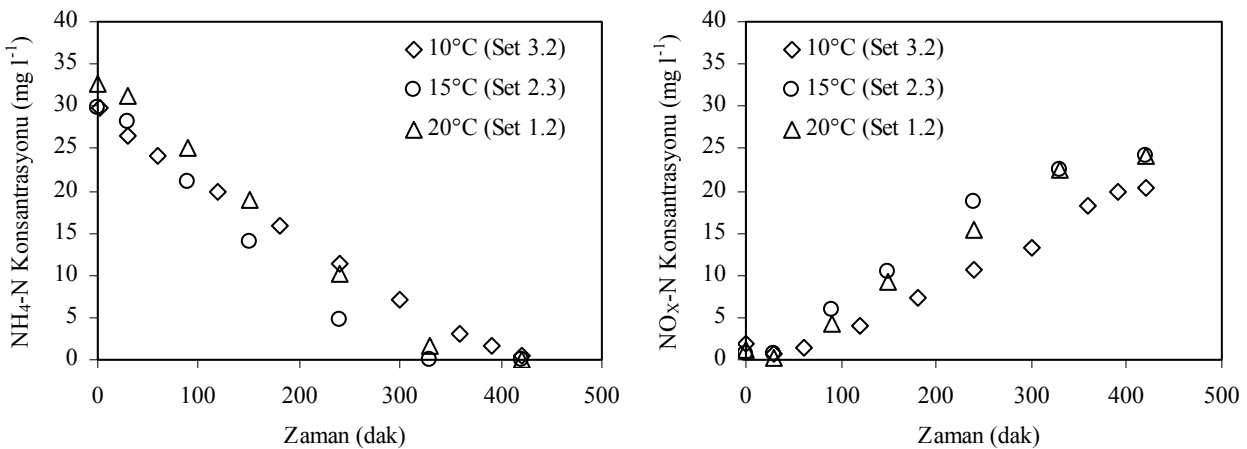
Deneysel sonuçlar ve değerlendirme

Şekil 3'te üç farklı sıcaklıktaki çevrim içi $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_x\text{-N}$ profilleri görülmektedir. Her iki grafikte de 15 ve 20°C profilleri birbirine çok yakın olmakla birlikte 10°C'de $\text{NH}_4\text{-N}$ 'in daha yavaş tüketildiği ve $\text{NO}_x\text{-N}$ seviyesinin daha düşük olduğu gözlenmektedir. Aynı şekilde, Tablo 2'de çevrim içi deneylerin sonunda ölçülen $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonlarına bakıldığında, 1. ve 2. Set deneylerde amonyağın tamamıyla tüketildiği, buna karşılık 10°C'de yürütülen 3. Set deneylerin ilk ikisinde amonyak azotunun sıfıra kadar düşmediği görülmektedir. Özellikle 3.1 numaralı sette çevrim sonunda $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunun 5.1 mg l^{-1} gibi yüksek bir değerde olması, biyokütlenin 10°C sıcaklığa tam olarak aklimasyonunun henüz gerçekleşmediğini göstermektedir. Bu nedenle bu sette elde edilen nitrifikasyon hızı ortalamaya katılmamıştır. Tüketilen $\text{NH}_4\text{-N}$ 'in bir kısmının biyokütle bünyesine alınmasından dolayı çevrim sonunda ölçülen $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonları, giriş $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonundan daha düşüktür. Çevrim sonunda belirlenen TKN/UAKM oranları biyokütle bünyesine alınan azot miktarını ($N_{\text{çamur}}$) ifade etmektedir (Tablo 2).

Çevrim içi deneylerde $\text{NH}_4\text{-N}$ 'in tüketildiği süre olarak kabul edilen nitrifikasyon süreleri Tablo 2'de verilmiş, bu süreler kullanılarak Tablo 3'te görülen $\text{NH}_4\text{-N}$ tüketim ve nitrifikasyon hızları birim biyokütle konsantrasyonu ve birim biyofilm yüzey alanı üzerinden olmak üzere iki

farklı birimde hesaplanmıştır. Literatürde biyofilm sistemleri için giderim hızları genellikle biyofilm yüzey alanına bağlı olarak verilmekle birlikte, deneyler sırasındaki biyokütle konsantrasyonlarının birbirinden farklı olmasından dolayı, nitrifikasyon hızlarının biyokütle konsantrasyonu da gözönünde bulundurularak değerlendirilmesi gerektiği düşünülmüş ve spesifik nitrifikasyon hızları hesaplanmıştır. Tablo 3'ten görüldüğü gibi nitrifikasyon hızı 20°C'de 0.242 $\text{g NO}_x\text{-N m}^{-2} \text{gün}^{-1}$ (0.046 $\text{mg NO}_x\text{-N gUAKM}^{-1}$) ve 15°C'de 0.252 $\text{g NO}_x\text{-N m}^{-2} \text{gün}^{-1}$ (0.036 $\text{mgNO}_x\text{-NgUAKM}^{-1}$) değerlerini alarak çok değişmemiş, fakat sıcaklığın 10°C'ye düşmesiyle 0.178 $\text{g NO}_x\text{-N m}^{-2} \text{gün}^{-1}$ (0.012 $\text{mgNO}_x\text{-NgUAKM}^{-1}$) seviyesine inmiştir.

Farklı sıcaklıklarda yürütülen çevrim içi deney sonuçları kullanılarak çizilen grafiklerden zamana karşı $\text{NO}_x\text{-N}$ konsantrasyonu eğimleri (S_{NO}/dt) elde edilmiştir (Şekil 4). (9) bağıntısından hesaplanan ototrofik biyokütle (X_A) konsantrasyonları ve grafiklerden elde edilen S_{NO}/dt değerleri kullanılarak (10) bağıntısından $\hat{\mu}_A$ değerleri hesaplanmıştır. Bu değerler hesaplanırken Activated Sludge Model, No: 2 (ASM2)'de askıda çoğalan ototrofik mikroorganizmalar için verilen kinetik ve stokiyometrik katsayılar kullanılmıştır (Henze vd., 1995). ASM2'de 15°C'deki içsel solunum (b_A) değeri verilmediği için, 10 ve 20°C sıcaklıklardaki b_A değerlerinden elde edilen sıcaklık düzeltme faktörü (θ) kullanılarak hesaplanan değer kabul edilmiştir (Tablo 4).



Şekil 3. Üç farklı sıcaklıkta çevrim içi $\text{NH}_4\text{-N}$ (a) ve $\text{NO}_x\text{-N}$ değişimleri (b)

Tablo 2. Çevrim içi deneylerdeki azot bileşikleri ve toplam alkalinite değerleri

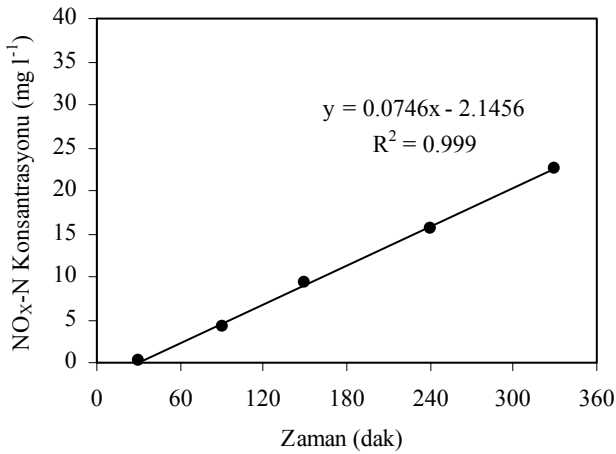
Set No	Sıcaklık (°C)	Giriş NH ₄ -N kons. (mg l ⁻¹)	Çıkış NH ₄ -N kons. (mg l ⁻¹)	Çevrim sonu NO _x -N kons. (mg l ⁻¹)	Çevrim sonu TKN Kons. (mg l ⁻¹)	N _{çamur} (%)	Toplam Alkalinite, (mg CaCO ₃ l ⁻¹)
1.1	20	38.0	0	24.5	16.8	10.5	360
1.2	20	38.0	0	24.2	6.7	8.9	350
2.1	15	36.9	0	21.8	4.7	7.4	240
2.2	15	35.8	0	22.9	10.7	9.7	330
2.3	15	37.4	0	24.1	12.7	9.3	310
2.4	15	38.4	0	24.1	10.7	8.0	250
3.1	10	38.2	5.1	19.0	4.1	6.8	420
3.2	10	39.1	0.4	20.4	21.5	8.6	420
3.3	10	38.5	0	20.4	20.8	10.9	320

Tablo 3. Farklı sıcaklıklar için belirlenen ortalama nitrifikasyon hızları

Deney Seti	Sıcaklık (°C)	NH ₄ -N Tüketim Hızı		Nitrifikasyon Hızı	
		$\frac{gNH_4 - N}{m^2 \cdot gün}$	$\frac{mgNH_4 - N}{mgUAKM \cdot gün}$	$\frac{gNO_x - N}{m^2 \cdot gün}$	$\frac{mgNO_x - N}{mgUAKM \cdot gün}$
Set 1	20	0.441	0.084	0.241	0.046
Set 2	15	0.428	0.061	0.252	0.036
Set 3	10	0.387	0.026	0.178	0.012

Tablo 4. Ototroflar için verilen kinetik ve stokiyometrik katsayılar

Katsayı	10°C	15°C	20°C	Kaynak
b _A , (gün ⁻¹)	0.05	0.09	0.15	Henze ve diğ., 1995
$\hat{\mu}_A$, (gün ⁻¹)	0.35	-	1.00	Henze ve diğ., 1995
$\hat{\mu}_A$, (gün ⁻¹)	0.09	0.28	0.50	Bu çalışma

Şekil 4. 20°C için çevrim içi NO_x-N profilinin eğimi

Tablo 4'ten, $\hat{\mu}_A$ değerlerinin beklendiği gibi sıcaklığa paralel olarak düştüğü görülmektedir. Elde edilen değerler askıda biyokütle için ASM2'de verilen $\hat{\mu}_A$ değerlerinden ise oldukça düşüktür.

Farklı sıcaklıklarda elde edilen $\hat{\mu}_A$ değerleri kullanılarak;

$$\hat{\mu}_{A(t)} = \hat{\mu}_{A(20)} \theta^{(t-20)} \quad (11)$$

bağıntısından hesaplanan sıcaklık düzeltme faktörü ise $\theta=1.193$ olarak bulunmuştur.

Sonuç

Hareketli yataklı ardışık kesikli biyofilm sisteminde evsel nitelikli sentetik atıksu ile yürütülen deneylerde nitrifikasyon kinetiğinin incelendiği bu çalışmada elde edilen sonuçlar aşağıdaki şekilde özetlenebilir:

- Nitrifikasyon hızı sıcaklığa paralel olarak düşmüş ve 20°C için 0.046 mg NH₄-N (mg UAKM)⁻¹ gün⁻¹, 15°C için 0.036 mg NH₄-N (mg UAKM)⁻¹ gün⁻¹ ve 10°C için 0.012 mg NH₄-N⁻¹ (mg UAKM)⁻¹ gün⁻¹ değerleri elde edilmiştir.
- Maksimum ototrofik çoğalma hızı ($\hat{\mu}_A$) 20, 15 ve 10°C sıcaklıklar için sırasıyla 0.09, 0.28 ve 0.50 gün⁻¹ olarak bulunmuştur.

Bundan sonraki çalışmalarda, HYAKBR'de evsel ve çeşitli endüstriyel atıksular için kinetik ve stokiyometrik katsayıların belirlenmesi, sistemin geniş bir uygulama alanında ve yüksek verimlerle uygulanabilmesi açısından faydalı olacaktır.

Kaynaklar

- Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G., Svoronos, S. A., (1990). Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria, *Water Research.*, **24**, 97.
- Dold, P., (1999). Determination of Nitrification Rate. *Guidelines for BIOWIN Utilization*, EnviroSim, 482 Anthony Drive, Oakville, Ontario, L6J 2K5, Canada.
- Hall, I. R., (1974). Some studies on nitrification in the activated sludge process, *Water Pollution Control.*, **73**, 538-547
- Henze, M., (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, *Water Science and Technology*, **25**, 6, 1-15.

- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, W. C. and Marais, G. v. R., (1995). Activated Sludge Model No. 2, IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, IAWQ, London.
- ISO 6060, ISO, (1986). Water quality – Determination of the chemical oxygen demand. 1st edition, Ref. No. ISO 6060-1986 (E).
- Nowak, O., Svoldal, K., (1993). Observations on the kinetics of nitritification under inhibiting conditions caused by industrial wastewater compounds, *Water Science and Technology*, **28**, 2, 115–123.
- O'Connor, J. T. (1972). Environmental Engineering Unit Operations and Unit Processes Laboratory Manual, Association of Environmental Engineering Professors.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor - Applications and results. *Water Science and Technology*, **29**, 10-11, 157-165.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., Canziani, R., de Fraja Frangipane, E., de Pascalis, F., Gurrieri, G., Rozzi, A. (1997). Pilot-plant experiments with moving-bed biofilm reactors. *Water Science and Technology*, **36**, 36, 43-50.
- Rusten, B., Ødegaard, H., Lundar, A. (1992). Treatment of dairy wastewater in a novel moving bed biofilm reactor. *Water Science and Technology*, **24**, 3-4, 703-711.
- Sözen, S., Orhon, D., San, H. A., (1996). A new approach for the evaluation of the maximum specific growth rate in nitrification, *Water Research*, **30**, 7, 1661-1669.
- Standard Methods*, (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.