

46177

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**NİTRİFİKASYON-DENİTRİFİKASYON KİNETİĞİNİN
DENEYSEL KARAKTERİZASYONU**

DOKTORA TEZİ

Y. Müh. Seval SÖZEN

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 16 Ocak 1995

Tezin Savunulduğu Tarih : 28 Mart 1995

Tez Danışmanı : Prof.Dr.Derin ORHON

**Diğer Jüri Üyeleri : Prof.Dr. İzzet ÖZTÜRK
Doç.Dr. Ferhan ÇEÇEN**

**Y.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

Mart 1995

ÖNSÖZ

Bu çalışmada,

- . değerli hocam Prof.Dr. Derin ORHON'a çalışmanın her aşamasında beni yönlendirdiği ve deneyimleri ile yol gösterdiği,
- . Doç.Dr. Nazik ARTAN'a uyarıları, önerileri ve yaratıcı fikirleri ile beni desteklediği
- . Araş.Gör. Emine ÇOKGÖR'e özveri ve emeği ile omuzlarımdaki yükü hafiflettiği,
- . Araş.Gör. Melike GÜREL'e deneysel çalışma sırasındaki büyük yardımları,
- . sevgili eşim Hakan SÖZEN'e gösterdiği sabır, hoşgörü ve sonsuz anlayışı

için en içten duygularım ile teşekkür ederim.

Seval SÖZEN
Ocak, 1995

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ	ii
İÇİNDEKİLER	iii
NOTASYON LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	viii
TABLO LİSTESİ	xiii
ÖZET	xvi
SUMMARY	xvii
BÖLÜM 1 GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
BÖLÜM 2 BİYOLOJİK NİTRİFİKASYON VE DENİTRİFİKASYON MEKANİZMALARININ ESASLARI	4
2.1 Biyolojik Nitrifikasyon	4
2.1.1 Nitrifikasyonun Stokiyometrisi	5
2.1.2 Nitrifikasyonun Kinetiği	14
2.2 Biyolojik Denitrifikasyon	30
2.2.1 Denitrifikasyonun Stokiyometrisi	33
2.2.2 Denitrifikasyonun Kinetiği	41
2.3 Respirometrik Yöntemler ile Organik Madde Bileşiminin Belirlenmesi	53
2.4 Kinetik Sabitlerin Belirlenmesi	61
2.4.1 Nitrifikasyon Sürecinde Kinetik Sabitler	61
2.4.2 Denitrifikasyon Sürecinde Kinetik Sabitler	84
BÖLÜM 3 MAKSİMUM ÇOĞALMA HIZLARININ BELİRLENEBİLMESİ İÇİN GELİŞTİRİLEN YÖNTEMLER	107
3.1 Ototrof Organizmaların Maksimum Çoğalma Hızlarının Belirlenmesi	107
3.1.1 Kullanılan Yöntemin Kritiği	107
3.1.2 Önerilen Yöntem	109
3.2 Heterotrof Organizmaların Maksimum Çoğalma Hızlarının Belirlenmesi	116
3.2.1 Kullanılan Yöntemin Kritiği	116
3.2.2 Önerilen Yöntem	117

BÖLÜM 4 DENEYSEL ÇALIŞMA	122
4.1 Ototrof Mikroorganizmalar ile Yürütülen Deneysel Çalışma	122
4.1.1 Deney Düzeni	122
4.1.2 Analiz Yöntemleri	123
4.2 Heterotrof Mikroorganizmalar ile Yürütülen Deneysel Çalışma	124
4.2.1 Deney Düzeni	124
4.2.2 Analiz Yöntemleri	127
BÖLÜM 5 DENEYSEL SONUÇLAR	128
5.1 Ototrof Mikroorganizmalar ile Yürütülen Deneysel Çalışmaların Sonuçları	128
5.1.1 Evsel Atıksu ile Yürütülen Deneyler	128
5.1.2 Et Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler	133
5.1.3 Sentetik Atıksu ile Yürütülen Deneyler	133
5.2 Heterotrof Mikroorganizmalar ile Yürütülen Deneysel Çalışmaların Sonuçları	137
5.2.1 Evsel Atıksu ve Sentetik Atıksu ile Yürütülen Deneyler	137
5.2.1.1 Evsel Atıksu ile Yürütülen Deneyler	137
5.2.1.2 Sentetik Atıksu ile Yürütülen Deneyler	141
5.2.1.3 Evsel ve Sentetik Atıksu Karışımları ile Yürütülen Deneyler	151
5.2.2 Et Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler	151
5.2.3 Süt Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler	161
5.2.4 Şekerleme Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler	165
BÖLÜM 6 DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	174
6.1 Ototrofik Çoğalmadaki Kinetik Sabitler	174
6.2 Heterotrofik Çoğalmadaki Sistem Bileşenleri ve Kinetik Sabitler	178
6.2.1 Kolay Ayırılan Organik Madde S_{so} 'ın Belirlenmesi	178
6.2.2 η_g 'nin Belirlenmesi	185
6.2.3 η_h 'in Belirlenmesi	188
6.2.4 $\hat{\mu}_H$ 'in Belirlenmesi	191
6.2.5 İçsel Solunum Hızı b_H 'in Belirlenmesi	194
6.2.6 Denitrifikasyon Hızlarının Belirlenmesi	195
6.3 Genel Değerlendirme	201
BÖLÜM 7 SONUÇ VE ÖNERİLER	206
KAYNAKLAR	213
EKLER	221
ÖZGEÇMİŞ	336

NOTASYON LİSTESİ

İndis A	: Ototrofik biyokütle
İndis H	: Heterotrofik biyokütle
İndis HD	: Denitrifikasyon yapabilen biyokütle
İndis 0	: Giriş akımı
b	: Aktif biyokütlenin spesifik bozunma hızı [1/T]
b_H'	: Ölüm-yenilenme modelinde bozunma katsayısı [1/T]
C_S	: Biyolojik olarak ayrışabilen organik madde konsantrasyonu [M KOI/L ³]
C_T	: Toplam organik madde konsantrasyonu [M KOI/L ³]
E	: Giderme verimi
f_a	: Aktivite katsayısı
f_A	: Ototrof organizmaların toplam biyokütle içerisindeki fraksiyonu
f_D	: Denitrifikasyon yapabilen biyokütlenin heterotrofik biyokütleye oranı
f_E	: İçsel solunum yaklaşımında biyokütlenin inert fraksiyonu
f_p	: Ölüm-yenilenme modelinde biyokütlenin inert fraksiyonu
f_x	: KOI/UAKM dönüştürme faktörü
G_c	: Ara ürünlerin ve amonyağın hücre maddesine dönüştürülmesi için gerekli olan enerji [kcal/e ⁻ eşd.]
G_n	: 1 e ⁻ eşd. hücrenin sentezinde azotun amonyağa indirgenmesi için gerekli olan enerji [kcal/e ⁻ eşd.]
G_p	: Pirüvat oksidasyonu ve karbon kaynağı yarı reaksiyonları serbest enerji farkı [kcal/e ⁻ eşd.]
G_s	: 1 e ⁻ eşd. hücrenin sentezi için gerekli olan serbest enerji [kcal/e ⁻ eşd.]
i_{XB}	: Biyokütle bünyesine alınan azot konsantrasyonu [M N/M hücre KOI]
i_{XP}	: İnert biyokütle bünyesindeki azot konsantrasyonu [M N/M KOI]
$k_1, 2, 3$	: Maksimum çoğalma, hidroliz ve içsel solunum fazlarında gözlenen denitrifikasyon hızları [M N/M UAKM.T]
$k_1^*, 2, 3$	: Dual substrat modelinde farklı hızlarda ayrışan substratlar üzerinde denitrifikasyon hızları [M N/M UAKM.T]
k	: Enerji transfer verimi
k_a	: Amonifikasyon hızı [L ³ /M hücre KOI.T]
k_d	: Ölüm katsayısı [1/T]
k_H	: Spesifik hidroliz hızı [M KOI/M KOI.T]
k_{HD}	: Anoksik koşullardaki maksimum spesifik hidroliz hızı [M KOI/M KOI.T]
K_{NH}	: Amonyak için yarı doyumluk sabiti [M/L ³]
K_{OA}	: Ototrofik çoğalmada oksijen yarı doyumluk sabiti [M/L ³]

K_{OH}	: Heterotrofik çoğalmada oksijen yarı doygunluk sabiti [M/L^3]
K_{NO}	: Nitrat azotunun yarı doygunluk sabiti [$M NO_3^- - N/L^3$]
K_S	: Organik maddenin yarı doygunluk sabitini [$M KOI/L^3$]
K_X	: Hidroliz adımının yarı doygunluk sabiti [$M KOI/M UAKM$]
m	: Enerji sabiti ($G_p > 0$ ise $m=1$; $G_p < 0$ ise $m=-1$)
NTH_1	: Kolay ayrıışan substrat üzerinde çoğalmaya karşı gelen (birinci faz) nitrat tüketim hızı [$M/L^3.T$]
NTH_2	: Yavaş ayrıışan substrat üzerinde çoğalmaya karşı gelen (ikinci faz) nitrat tüketim hızı [$M/L^3.T$]
NTH_3	: İçsel solunum fazına karşı gelen (üçüncü faz) nitrat tüketim hızı [$M/L^3.T$]
N_X	: Biyokütle sentezinde kullanılan azot konsantrasyonu [M/L^3]
OTH	: Oksijen tüketim hızı [$M O_2/L^3.T$]
OTH_0	: Kappeler ve Gujer yönteminde başlangıç anında ölçülen oksijen tüketim hızı [$M O_2/L^3.T$]
OTH_1	: Ekama ve Marais yönteminde maksimum çoğalma koşullarını gösteren, başlangıç anında ölçülen oksijen tüketim hızı [$M O_2/L^3.T$]
OTH_2	: Hidroliz fazında ölçülen oksijen tüketim hızı [$M O_2/L^3.T$]
P_X	: Net üretilen biyokütle [$M UAKM/T$]
Q	: Debi [L^3/T]
r_N	: Nitrifikasyon hızı [$M N/M UAKM.T$]
$r_{O_2,T}$	: Toplam oksijen tüketimi hızı
$r_{O_2,REF}$	: Hidroliz ve içsel solunuma bağlı oksijen tüketim hızı (referans düzlemi)
q	: Spesifik substrat giderim hızı [$M N/M UAKM.T$]
q_D	: Spesifik nitrat tüketim hızı [$M N/M UAKM.T$]
S_{ALK}	: Alkalinite konsantrasyonu [$M CaCO_3/L^3$]
S_{ND}	: Çözünmüş organik azot konsantrasyonu [$M N/L^3$]
S_{NI}	: İnert çözünmüş organik azot konsantrasyonu [$M N/L^3$]
S_{NH}	: Amonyak konsantrasyonu [$M N/L^3$]
S_{NO}	: Oksitlenmiş azot konsantrasyonu [$M N/L^3$]
S_O	: Çözünmüş oksijen konsantrasyonu [$M O_2/L^3$]
S_S	: Kolay ayrıışan çözünmüş organik madde konsantrasyonunu [$M KOI/L^3$]
t	: Deney süresi [T]
X	: Aktif biyokütle konsantrasyonu [$M UAKM/L^3$]
X_{ND}	: Partiküler organik azot konsantrasyonu [$M N/L^3$]
X_{NI}	: İnert partiküler organik azot konsantrasyonunu [$M N/L^3$]
X_P	: Aktif biyokütlenin parçalanması sonucu oluşan inert partiküler madde [$M KOI/L^3$]
X_S	: Yavaş ayrıışan partiküler organik madde konsantrasyonu [$M KOI/L^3$]
X_T	: Reaktördeki toplam biyokütle konsantrasyonu [$M UAKM/L^3$]
X_T^{-1}	: Aşılanan biyokütlenin çökelmiş haldeki konsantrasyonu [$M UAKM/L^3$]
V_{ml}	: Aşılanan biyokütle hacmi [L^3]
V_{ww}	: Atıksu hacmi [L^3]
Y	: Biyokütle dönüşüm oranı [$M UAKM/M KOI$]
Y_D	: Denitrifikasyon sürecinin dönüşüm oranı [$M UAKM/M NO_3^- - N$]
Y_N	: Net dönüşüm oranı [$M UAKM/M KOI$]

μ	: Spesifik çoğalma hızı [1/T]
$\hat{\mu}$	: Maksimum spesifik çoğalma hızı [1/T]
ϕ	: Standart sapma
θ	: Hidrolik bekletme süresi [T]
θ_x	: Çamur yaşı [T]
η_g	: Çoğalma fazında anoksik solunum hızının aerobik solunum hızına oranı
η_h	: Hidroliz fazında anoksik solunum hızının aerobik solunum hızına oranı
ΔN_1	: Birinci fazda sadece kolay ayrışan substrat üzerindeki çoğalma ile tüketilen anoksik elektron alıcısı [M N/L ³]
ΔN_2	: Birinci fazda kolay ve yavaş ayrışan substrat üzerindeki çoğalma ile tüketilen anoksik elektron alıcısı [M N/L ³]
ΔO	: Birinci fazda sadece kolay ayrışan substrat üzerindeki çoğalma ile tüketilen aerobik elektron alıcısı [M O ₂ /L ³]



ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1	Oksijen transfer verimine bağlı olarak pH-alkalinite değişimi (Novak ve Svardal, 1990)	23
Şekil 2.2	Organik karbon ve azot giderimi ile ilgili prosesler	31
Şekil 2.3	Denitrifikasyon süreci reaksiyonları	32
Şekil 2.4	Denitrifikasyon hızı ve pH ilişkisi (USEPA, 1975)	49
Şekil 2.5	Denitrifikasyon hızı-karbon kaynağı ve sıcaklık ilişkisi	51
Şekil 2.6	Faz ayırımlarını gösteren NTH profili	57
Şekil 2.7	Nitrit düzeltmesinin yapıldığı ve yapılmadığı NTH profilleri	59
Şekil 2.8	OTH profili ile S_{80} belirlenmesi	60
Şekil 2.9	OTH profili ile S_{80} belirlenmesi (düşük F/M oranı)	61
Şekil 2.10	Lineerleştirme ile <i>Nitrosomonas</i> 'ların maksimum net çoğalma hızlarının belirlenmesi	66
Şekil 2.11	Substrat tüketim hızı ve substrat giderimi ölçümleri ile kinetik sabitlerin belirlenmesi (Gupta, 1985)	73
Şekil 2.12	Tipik bir respirogram kaydı (Chudoba v.d., 1985)	78
Şekil 2.13	NTH profili ile μ_{HD} 'nin hesaplanması	89
Şekil 2.14	Yüksek F/M oranında elde edilen OTH profili	91
Şekil 2.15	OTH ölçümleri ile μ_H-b_H 'ın belirlenmesi	92
Şekil 2.16	Aktif çamurdaki denitrifikasyon organizmalarının çamur yaşı ve potansiyel giriş fraksiyonu ile değişimi (Henze, 1987)	95
Şekil 2.17	Potansiyel giriş fraksiyonunun toplam çamur yaşı ve anoksik çamur fraksiyonu ile değişimi (Henze, 1987)	96
Şekil 2.18	Atıksu türüne bağlı olarak OTH ve NTH ölçümlerinin değişimi (Henze, 1989)	97
Şekil 2.19	Atıksu türüne bağlı olarak η 'nın değişimi (Henze, 1989)	99
Şekil 2.20	Çeşitli sistemlerde NTH ve OTH ile KOI ve çamur yaşı arasındaki ilişki (Kristensen v.d., 1992)	101
Şekil 2.21	Çeşitli sistemlerde η değerlerinin KOI ve çamur yaşı ile değişimi (Kristensen v.d., 1992)	102
Şekil 2.22	Aerobik ve anoksik spesifik substrat giderim hızı ile çamur yaşının ilişkisi (Clintock v.d., 1988)	104
Şekil 2.23	Aerobik ve anoksik reaktörlerde kinetik sabitlerin belirlenmesi (Clintock v.d., 1988)	105
Şekil 3.1	Evsel atıksu deney sonuçlarının lineerleştirme yöntemi ile değerlendirilmesi	109
Şekil 3.2	Başlangıç biyokütle konsantrasyonunun $N_{ox}-N$ ölçümlerine etkisi	110
Şekil 3.3	Fibonacci yönteminde hesaplama aralıkları	114
Şekil 3.4	OTH ölçümleri ile b_H 'ın belirlenmesi	121

Şekil 5.1 Evsel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (1.SET)	131
Şekil 5.2 Evsel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (5.SET)	131
Şekil 5.3 Evsel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (11.SET)	132
Şekil 5.4 Evsel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (12.SET)	132
Şekil 5.5 Et endüstrisi ve %50 evsel-%50 et endüstrisi atıksuyu karışımında deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (6.SET)	135
Şekil 5.6 Et endüstrisi ve %50 evsel-%50 et endüstrisi atıksuyu karışımında deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (8.SET)	135
Şekil 5.7 Sentetik atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (2.SET)	136
Şekil 5.8 Sentetik atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (10.SET)	137
Şekil 5.9 13.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları a) N_{ox} -N profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili	143
Şekil 5.10 28.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili	144
Şekil 5.11 29.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili	145
Şekil 5.12 30.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili	146
Şekil 5.13 Evsel atıksuda b_H 'ın belirlenmesi	147
Şekil 5.14 26.SET sentetik atıksuya ait deney sonuçları (N_{ox} -N profili)	148
Şekil 5.15 34.SET sentetik atıksuya ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili	150
Şekil 5.16 23.SET evsel-sentetik atıksu karışımına ait deney sonuçları a) N_{ox} -N profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili	153
Şekil 5.17 29.SET evsel-sentetik atıksu karışımına ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili	154
Şekil 5.18 27.SET et endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları a) N_{ox} -N profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili	157
Şekil 5.19 27.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları a) N_{ox} -N profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili	158
Şekil 5.20 28.SET et endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili	159
Şekil 5.21 28.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili	160
Şekil 5.22 31.SET süt endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili	163

Şekil 5.23 31.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları	
a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili	
d) $\ln \text{OTH}/\text{OTH}_0$ profili	164
Şekil 5.24 Süt endüstrisi atıksuyunda b_H 'ın belirlenmesi	165
Şekil 5.25 31.SET şekerleme endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları	
a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili	
d) $\ln \text{OTH}/\text{OTH}_0$ profili	169
Şekil 5.26 31.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları	
a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili	
d) $\ln \text{OTH}/\text{OTH}_0$ profili	170
Şekil 5.27 31.SET evsel-şekerleme endüstrisi atıksuyu karışımına ait deney sonuçları (60 mg KOI/l ilaveli) a) N profili b) OTH profili	171
Şekil 5.28 31.SET evsel-şekerleme endüstrisi atıksuyu karışımına ait deney sonuçları (120 mg KOI/l ilaveli) a) N profili b) OTH profili	172
Şekil 5.29 Şekerleme endüstrisi atıksuyunda b_H 'ın belirlenmesi	173
Şekil 5.30 Şekerleme endüstrisi atıksuyunda k_3 'ün belirlenmesi	173
Şekil B.1 1.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	227
Şekil B.2 2.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	228
Şekil B.3 3.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	229
Şekil B.4 4.SET toplam ve çökeltilmiş evsel atıksu deney ve model sonuçları	230
Şekil B.5 5.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	231
Şekil B.6 6.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	232
Şekil B.7 7.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	233
Şekil B.8 8.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	234
Şekil B.9 9.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	235
Şekil B.10 10.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	236
Şekil B.11 11.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	237
Şekil B.12 12.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları	238
Şekil B.13 6.SET et endüstrisi ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı deney ve model sonuçları	239
Şekil B.14 7.SET et endüstrisi ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı deney ve model sonuçları	240
Şekil B.15 8.SET et endüstrisi ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı deney ve model sonuçları	241
Şekil B.16 8.SET % 25 et-% 75 evsel ve % 75 et-%25 evsel atıksu karışımları deney ve model sonuçları	242
Şekil B.17 2.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları	243
Şekil B.18 3.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları	244
Şekil B.19 5.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları	245
Şekil B.20 10.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları	246
Şekil C.1 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (13.SET Evsel)	249
Şekil C.2 OTH'nın zamanla değişimi (13.SET Evsel)	249
Şekil C.3 $\ln \text{OTH}/\text{OTH}_0$ oranının zamanla değişimi (13.SET Evsel)	250
Şekil C.4 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (14.SET Evsel)	251
Şekil C.5 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (15.SET Evsel)	252
Şekil C.6 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (16.SET Evsel)	253
Şekil C.7 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (17.SET Evsel)	254
Şekil C.8 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (18.SET Evsel)	255

Şekil C.9 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (19.SET Evsel)	256
Şekil C.10 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (20.SET Evsel)	257
Şekil C.11 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (21.SET Evsel)	258
Şekil C.12 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (22.SET Evsel)	259
Şekil C.13 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (23.SET Evsel)	260
Şekil C.14 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (24.SET Evsel)	261
Şekil C.15 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (25.SET Evsel)	262
Şekil C.16 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (26.SET Evsel)	263
Şekil C.17 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (27.SET Evsel)	264
Şekil C.18 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Evsel)	265
Şekil C.19 OTH'nın zamanla değişimi (28.SET Evsel)	266
Şekil C.20 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (28.SET Evsel)	266
Şekil C.21 N bileşenlerinin zamanla değişimi (29.SET Evsel)	267
Şekil C.22 OTH'nın zamanla değişimi (29.SET Evsel)	268
Şekil C.23 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (29.SET Evsel)	268
Şekil C.24 N bileşenlerinin zamanla değişimi (30.SET Evsel)	269
Şekil C.25 OTH'nın zamanla değişimi (30.SET Evsel)	270
Şekil C.26 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (30.SET Evsel)	270
Şekil C.27 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (25.SET Sentetik)	272
Şekil C.28 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (26.SET Sentetik)	273
Şekil C.29 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Sentetik)	274
Şekil C.30 OTH'nın zamanla değişimi (28.SET Sentetik)	275
Şekil C.31 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (31.SET Sentetik 58 mg/l)	276
Şekil C.32 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (31.SET Sentetik 115 mg/l)	277
Şekil C.33 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Sentetik 57 mg/l)	278
Şekil C.34 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Sentetik 108 mg/l)	280
Şekil C.35 N bileşenlerinin zamanla değişimi (33.SET Sentetik)	282
Şekil C.36 OTH'nın zamanla değişimi (33.SET Sentetik)	283
Şekil C.37 N bileşenlerinin zamanla değişimi (34.SET Sentetik 72 mg/l)	284
Şekil C.38 OTH'nın zamanla değişimi (34.SET Sentetik 72 mg/l)	285
Şekil C.39 N bileşenlerinin zamanla değişimi (34.SET Sentetik 156 mg/l)	286
Şekil C.40 OTH'nın zamanla değişimi (34.SET Sentetik 156 mg/l)	287
Şekil C.41 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (23.SET Evsel-Sentetik 67 mg/l)	289
Şekil C.42 OTH'nın zamanla değişimi (23.SET Evsel-Sentetik 67 mg/l)	289
Şekil C.43 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (23.SET Evsel-Sentetik 67 mg/l)	290
Şekil C.44 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (23.SET Evsel-Sentetik 117 mg/l)	291
Şekil C.45 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (24.SET Evsel-Sentetik)	292
Şekil C.46 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (25.SET Evsel-Sentetik)	293
Şekil C.47 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (26.SET Evsel-Sentetik)	294
Şekil C.48 N bileşenlerinin zamanla değişimi (29.SET Evsel-Sentetik)	295
Şekil C.49 OTH'nın zamanla değişimi (29.SET Evsel-Sentetik)	296
Şekil C.50 N bileşenlerinin zamanla değişimi (30.SET Evsel-Sentetik)	297
Şekil C.51 OTH'nın zamanla değişimi (30.SET Evsel-Sentetik)	298
Şekil C.52 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (26.SET Et End.)	300
Şekil C.53 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (27.SET Evsel)	301
Şekil C.54 OTH'nın zamanla değişimi (27.SET Evsel)	301
Şekil C.55 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (27.SET Evsel)	302

Şekil C.56 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (27.SET Et End.)	303
Şekil C.57 OTH'nın zamanla değişimi (27.SET Et End.)	303
Şekil C.58 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (27.SET Et End.)	304
Şekil C.59 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (27.SET %50 Et-%50 Evsel)	305
Şekil C.60 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (27.SET %20 Et-%80 Evsel)	306
Şekil C.61 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (27.SET %70 Et-%30 Evsel)	307
Şekil C.62 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Evsel)	308
Şekil C.63 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Et End.)	309
Şekil C.64 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Evsel)	310
Şekil C.65 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Et End.)	311
Şekil C.66 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET %50 Et-%50 Evsel)	312
Şekil C.67 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET %30 Et-%70 Evsel)	313
Şekil C.68 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET %70 Et-%30 Evsel)	314
Şekil C.69 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel)	316
Şekil C.70 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel)	317
Şekil C.71 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (31.SET Evsel)	317
Şekil C.72 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Süt End.)	318
Şekil C.73 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Süt End.)	319
Şekil C.74 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (31.SET Süt End.)	319
Şekil C.75 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET %50 Süt-%50 Evsel)	320
Şekil C.76 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET %30 Süt-%70 Evsel)	321
Şekil C.77 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET %70 Süt-%30 Evsel)	322
Şekil C.78 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel)	323
Şekil C.79 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Süt End.)	324
Şekil C.80 N bileşenlerinin zamanla değişimi (36.SET Süt End.)	325
Şekil C.81 N bileşenlerinin zamanla değişimi (36.SET Süt End.)	326
Şekil C.82 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel)	328
Şekil C.83 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel)	329
Şekil C.84 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (31.SET Evsel)	329
Şekil C.85 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Şekerleme End.)	330
Şekil C.86 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Şekerleme End.)	331
Şekil C.87 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (31.SET Şekerleme End.)	331
Şekil C.88 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)	332
Şekil C.89 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)	333
Şekil C.90 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)	334
Şekil C.91 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)	335

TABLO LİSTESİ

Tablo 2.1	Nitrifikasyon bakterilerinin dönüşüm oranları Y_A	12
Tablo 2.2	Nitrifikasyon prosesinde reaksiyon matrisi	16
Tablo 2.3	Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun maksimum çoğalma hızı üzerindeki etkisi (18.8 °C) (Knowles v.d., 1965)	20
Tablo 2.4.	Oksijen yarı doygunluk sabitinin (K_{OA}) değişimi (mg/l)	21
Tablo 2.5	Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun substrat yarı doygunluk sabiti üzerindeki etkisi (18.8 °C)(Knowles v.d., 1965)	21
Tablo 2.6	Sıcaklık ile maksimum çoğalma hızı arasındaki ilişki	25
Tablo 2.7	Amonyak yarı doygunluk sabitinin sıcaklıkla değişimi (mg/l)	26
Tablo 2.8	Sıcaklık ile içsel solunum hızı b_A arasındaki ilişki (1/gün)	26
Tablo 2.9	Nitrifikasyon hızları (gr N/kg UAKM.gün) (20 °C)	30
Tablo 2.10	Denitrifikasyon prosesinde reaksiyon matrisi	42
Tablo 2.11	Denitrifikasyon hızlarının değişimi	52
Tablo 2.12	<i>Nitrosomonas</i> ve <i>Nitrobacter</i> 'lerin maksimum çoğalma hızları (1/gün) (20 °C'de)	84
Tablo 2.13	Denitrifikasyon yapabilen organizmaların oranı X_{HD}/X_H (%)	85
Tablo 2.14	η değerlerinin değişimi	106
Tablo 3.1	Ototrofik çoğalmada evsel atıksu ile yürütülen kesikli deneylerin sonuçları (6.SET)	109
Tablo 4.1	A ve B çözeltilerinin bileşimi	124
Tablo 5.1	Ototrofik çoğalmada kullanılan evsel atıksuyun karakterizasyonu	129
Tablo 5.2	Ototrofik çoğalmada evsel atıksu ile yürütülen deneylerin sonuçları	130
Tablo 5.3	Ototrofik çoğalmada kullanılan et endüstrisi atıksuyunun karakterizasyonu	134
Tablo 5.4	Ototrofik çoğalmada et endüstrisi atıksuyu ve evsel-et endüstrisi atıksuyu karışımları ile yürütülen deneylerin sonuçları	134
Tablo 5.5	Ototrofik çoğalmada kullanılan sentetik atıksuyun bileşimi	136
Tablo 5.6	Ototrofik çoğalmada sentetik atıksu ile yürütülen deneylerin sonuçları	136
Tablo 5.7	Heterotrofik çoğalmada kullanılan evsel atıksuyun karakterizasyonu	138
Tablo 5.8	Evsel atıksu ile yürütülen deneylerin sonuçları	142
Tablo 5.9	Kolay ayrıışan substrat bileşimi örneği (Henze, 1992)	148
Tablo 5.10	Heterotrofik çoğalmada kullanılan sentetik atıksuyun bileşimi	148
Tablo 5.11	Sentetik atıksu ile yürütülen deneylerin sonuçları	149
Tablo 5.12	Evsel-sentetik atıksu karışımları ile yürütülen deneylerin sonuçları	152

Tablo 5.13 Heterotrofik çoğalmada kullanılan et endüstrisi atıksuyunun karakterizasyonu	155
Tablo 5.14 Et endüstrisi ve evsel-et endüstrisi atıksuları karışımları ile yürütülen deneylerin sonuçları	156
Tablo 5.15 Süt endüstrisi atıksuyunun karakterizasyonu (Biyolojik Arıtma Kademesi Girişi)	161
Tablo 5.16 Süt endüstrisi ve evsel-süt endüstrisi atıksuları karışımları ile yürütülen deneylerin sonuçları	162
Tablo 5.17 Şekerleme endüstrisi atıksuyu karakterizasyonu (Biyolojik Arıtma Kademesi Girişi)	166
Tablo 5.18 Şekerleme endüstrisi ve evsel-şekerleme endüstrisi atıksuları karışımları ile yürütülen deneylerin sonuçları	168
Tablo 6.1 Evsel atıksuda $\hat{\mu}_A - b_A$ değerleri	175
Tablo 6.2 Evsel ve sentetik atıksuda $\hat{\mu}_A - b_A$ değerleri	176
Tablo 6.3 Et endüstrisi ve evsel-et endüstrisi atıksuları karışımında $\hat{\mu}_A - b_A$ değerleri	177
Tablo 6.4 Evsel atıksuda S_{SO} ve S_{SO}/C_T değerleri	179
Tablo 6.5 Evsel atıksuda ve sentetik atıksu ile karışımlarında elde edilen S_{SO} sonuçlarının karşılaştırılması	181
Tablo 6.6 Et endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen S_{SO} sonuçlarının karşılaştırılması	182
Tablo 6.7 Et endüstrisi atıksuyunda S_{SO} ve S_{SO}/C_T değerleri	182
Tablo 6.8 Süt endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen S_{SO} sonuçlarının karşılaştırılması	183
Tablo 6.9 Süt endüstrisi atıksuyunda S_{SO} ve S_{SO}/C_T değerleri	184
Tablo 6.10 Evsel atıksuda ve sentetik atıksu ile karışımlarında elde edilen η_g sonuçlarının karşılaştırılması	186
Tablo 6.11 Et endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen η_g sonuçlarının karşılaştırılması	187
Tablo 6.12 Süt endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen η_g sonuçlarının karşılaştırılması	188
Tablo 6.13 Evsel atıksuda ve sentetik atıksu ile karışımında elde edilen η_h sonuçlarının karşılaştırılması	189
Tablo 6.14 Et endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen η_h sonuçlarının karşılaştırılması	190
Tablo 6.15 Süt endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen η_h sonuçlarının karşılaştırılması	190
Tablo 6.16 Evsel, sentetik ve evsel-sentetik atıksu karışımlarında elde edilen $\hat{\mu}_H$ sonuçlarının karşılaştırılması	191
Tablo 6.17 Et endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen $\hat{\mu}_H$ sonuçlarının karşılaştırılması	193
Tablo 6.18 Süt endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımında elde edilen $\hat{\mu}_H$ sonuçlarının karşılaştırılması	193
Tablo 6.19 Evsel, sentetik ve evsel-sentetik atıksu karışımlarında denitrifikasyon hızlarının karşılaştırılması	197
Tablo 6.20 Et endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımlarında denitrifikasyon hızlarının karşılaştırılması	199
Tablo 6.21 Süt endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksu ile karışımlarında denitrifikasyon hızlarının karşılaştırılması	200

Tablo 6.22 Evsel atıksu deneylerinin genel değerlendirmesi	202
Tablo 6.23 Et endüstrisi atıksuyu deneylerinin genel değerlendirmesi	202
Tablo 6.24 Süt endüstrisi atıksuyu deneylerinin genel değerlendirmesi	203
Tablo 6.25 Şekerleme endüstrisi atıksuyu deneylerinin genel değerlendirmesi	203
Tablo 6.26 Farklı biyokütle türleri üzerine evsel atıksu beslenmesi halinde elde edilen sonuçlar	204
Tablo 6.27 Sentetik ve şekerleme atıkları sonuçları	205
Tablo B.1 1.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	227
Tablo B.2 2.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	228
Tablo B.3 3.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	229
Tablo B.4 4.SET toplam ve çökeltölmüş evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları (Toplam Atıksu : 1. ve 2. Reaktörler; çökeltölmüş atıksu : 3., 4. ve 5. Reaktörler)	230
Tablo B.5 5.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	231
Tablo B.6 6.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	232
Tablo B.7 7.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	233
Tablo B.8 8.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	234
Tablo B.9 9.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	235
Tablo B.10 10.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	236
Tablo B.11 11.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	237
Tablo B.12 12.SET toplam evsel atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	238
Tablo B.13 6.SET et endüstrisi atıksuyu ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	239
Tablo B.14 7.SET et endüstrisi atıksuyu ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	240
Tablo B.15 8.SET et endüstrisi atıksuyu ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	241
Tablo B.16 8.SET % 25 et-% 75 evsel ve % 75 et-%25 evsel atıksu karışımları ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	242
Tablo B.17 2.SET sentetik atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	243
Tablo B.18 3.SET sentetik atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	244
Tablo B.19 5.SET sentetik atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	245
Tablo B.20 10.SET sentetik atıksu ile yürütölen kesikli deneylerin sonuçları	246

ÖZET

Atıksu arıtma süreci incelendiğinde, yakın geçmişe kadar yürütülen biyolojik arıtma çalışmalarının daha çok organik karbon giderimine yönelik olduğu, azotlu bileşiklerin giderilmesi ile pek fazla ilgilenilmediği görülmektedir. Azotlu bileşiklerin alıcı ortamlarda sebep oldukları zararlı etkiler nedeniyle azot giderimine ancak son yıllarda önem verilmeye başlanmış, karbon–azot gideriminin birlikte gerçekleştirildiği biyolojik nitrifikasyon–denitrifikasyon sistemlerinin en ekonomik çözüm olarak ortaya çıktığı görülmüştür. Bu sistemlerin yaygın olarak kullanımı nitrifikasyon–denitrifikasyon mekanizmalarının kinetik esaslarının ve sistem bileşenlerinin ortaya konmasını gerektirmektedir.

Bu çalışmada nitrifikasyon–denitrifikasyon mekanizmalarının kinetik esaslarının araştırılması, ototrof ve heterotrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının belirlenmesi ve sistem bileşenlerinin ortaya konması hedeflenmiştir. Bu hedef doğrultusunda İstanbul evsel atıksuyu, sentetik atıksu ve endüstriyel atıksular (et, süt, şekerleme endüstrileri) ile deneysel çalışmalar yürütülmüştür.

Birinci bölümde genel olarak azotlu bileşiklerin alıcı ortamlarda yarattığı problemler üzerinde durulmuş, çalışmanın amaç ve kapsamı tanımlanmıştır.

İkinci bölümde nitrifikasyon ve denitrifikasyon mekanizmalarının esasları detaylı olarak ele alınmış, stokiometrik ve kinetik ifadeleri ortaya konmuştur. Geniş bir literatür araştırması ile bu konuda yapılmış olan çalışmalar hakkında bilgi verilmiştir.

Üçüncü bölümde ototrofik ve heterotrofik mikroorganizmaların maksimum spesifik çoğalma hızlarının belirlenmesi için kullanılan yöntemlerin kritiği yapılmış ve bu mevcut yöntemlerin deney ve değerlendirme aşamasında uygulanacak bazı değişiklikler ile geliştirilmesi önerilmiştir.

Dördüncü bölümde ototrof ve heterotrof organizmalar ile yürütülen deneysel çalışmanın düzeni ve analiz yöntemleri açıklanmıştır.

Beşinci bölümde ototrof ve heterotrof organizmalar ile çeşitli atıksularda yürütülen deneylerin sonuçları detaylı olarak verilmiştir.

Altıncı bölümde deney sonuçları atıksu bazında değerlendirilmiş, literatürde mevcut olan veriler ile karşılaştırılmıştır.

Yedinci bölümde sonuçlar ve öneriler tartışılmıştır.

EXPERIMENTAL EVALUATION OF NITRIFICATION AND DENITRIFICATION KINETICS

SUMMARY

Wastewaters are treated to a great extent mainly by biological wastewater treatment systems before being discharged in receiving waters. The system most commonly used is the activated sludge. Until 1970's these systems were designed and operated only for the removal of organic carbon. The observations and experience indicate that removal of organic matter is not enough to solve all the problems encountered in maintaining the quality of receiving waters for specific beneficial uses. Most of these problems, such as eutrophication, excess depletion of oxygen, fish toxicity, etc., are readily associated with particular forms of nitrogen. Nitrogenous materials may enter the aquatic environment from either natural or man-caused sources. Natural sources of nitrogenous materials include precipitation, dustfall, nonurban runoff and biological fixation. Man-caused sources may be listed as runoff from urban areas, subsurface drainage from agricultural lands, municipal and industrial wastewaters. Various forms of nitrogen present in a wastewater discharge can be undesirable in receiving waters for several reasons: as free ammonia, it is toxic to fish and many other aquatic organisms; as ammonium ion or ammonia, it is an oxygen-consuming component which will deplete the dissolved oxygen in receiving waters; in all forms, nitrogen will be available as a nutrient to aquatic plants and consequently contribute to eutrophication; as the nitrate ion, it is a potential public health hazard in water consumed by infants. On the basis of scientific evidence provided, nitrogen control has become increasingly important in water quality management. This new approach also triggered efforts to explore the merit and the potential of biological treatment, especially the activated sludge process, as a biochemical tool to secure the necessary conversion and removal of nitrogen forms.

Nitrogen naturally exists in various compounds with a valence ranging from -3 to +5. Transformations of the nitrogen forms resulting in valence changes are associated with metabolic activities of different types of organisms. Oxidation of ammonia first to nitrite (NO_2^-) and then to nitrate (NO_3^-) is called nitrification, which is carried out by the autotrophic species *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*, respectively. Conversely, the reduction of nitrate to molecular nitrogen by heterotrophic microorganism species is named denitrification. The effluent guidelines and standards to protect the receiving waters promote nitrification-denitrification as a very feasible treatment process capable of ensuring the necessary level of conversion and removal of nitrogen forms.

For design and operation of a nitrification–denitrification system achieving simultaneous carbon and nitrogen removal, different mathematical models are used. Development of these models requires a complicated conceptual approach. It involves identification of all carbonaceous and nitrogenous components, correct assessment of the stoichiometric relationships between those components, and definition of the rate expressions for all the aerobic and anoxic processes.

Within the framework of this study, the most critical design parameters in nitrification–denitrification process are experimentally surveyed along with the conventional characterization and COD fractionation for

- i) Istanbul domestic sewage,
- ii) synthetic waste,
- iii) a meat processing plant effluent,
- iv) a dairy effluent,
- v) a confectionary effluent,
- vi) different combinations of domestic–synthetic and domestic–industrial wastewaters.

The critical design parameters considered include maximum specific growth rate for autotrophic and heterotrophic biomass, correction factors for anoxic conditions and endogenous respiration rate.

Maximum Specific Growth Rate for Autotrophic Biomass

The maximum specific growth rate for autotrophic biomass, $\hat{\mu}_A$ is the most critical parameter in the modelling and design of nitrification systems, as it plays a dominant role on the magnitude of the washout sludge age for nitrifiers. The value of this kinetic coefficient is very much dependent on wastewater characteristics; therefore, it should be determined specifically for the wastewater of interest.

Activated sludge reactors designed for nitrification utilize a mixed culture of heterotrophic and autotrophic biomass. For this reason, experimental techniques developed for pure cultures and relying on the evaluation of autotrophic growth by direct measurements of nitrifiers cannot be used for such systems. For suspended growth biological nutrient removal systems, the generally adopted approach is to determine $\hat{\mu}_A$ by monitoring the concentration of oxidized nitrogen, S_{NO} in batch reactors, mainly because S_{NO} is the only parameter solely related to autotrophic growth and batch systems offer a simpler interpretation of the reaction kinetics for experimental evaluation. Based upon the growth kinetics of nitrifying biomass, the following expression is applicable for the kinetic description of such systems:

$$S_{NO} = S_{NO0} + \frac{1}{Y_A} \frac{\hat{\mu}_A}{\hat{\mu}_A - b_A} X_{A0} e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} - \frac{1}{Y_A} \frac{\hat{\mu}_A}{\hat{\mu}_A - b_A} X_{A0} \quad (1)$$

where S_{NO0} is the initial N_{OX} concentration at the beginning of the test, X_{A0} is the concentration of autotrophic biomass initially added to the reactor, Y_A is autotrophic yield coefficient and b_A is autotrophic decay coefficient. Since X_{A0} , Y_A and b_A

cannot be separately determined during the experiment, it may be convenient to use an experimental setup with sufficiently low values of S_{NO0} and X_{A0} so that the related terms may be neglected (Antoniou et al., 1990). In this case, the above expression may be expressed in the following linear form:

$$\ln S_{NO} = \ln \frac{1}{Y_A} \frac{\hat{\mu}_A}{\hat{\mu}_A - b_A} X_A + (\hat{\mu}_A - b_A) t \quad (2)$$

The value of $\hat{\mu}_A - b_A$ is then obtained as the slope of this linear function; $\hat{\mu}_A$ is then estimated with a reasonable assumption for b_A . However, a careful evaluation of this method shows that it is not generally mathematically justifiable to accept the simplifying assumptions leading to the above procedure, because (i) even for very low S_{NO0} and X_{A0} values, the initial concentration of oxidized nitrogen and the term including X_{A0} will not be equal and cancel out, and (ii) neglecting S_{NO0} as an initial condition will lead to the same values for the slope of the linearized expression at different temperatures. Within the framework of this study, the proposed new approach defines a "curve fitting" procedure in order to minimize the errors in the determination of $\hat{\mu}_A$ with the same experimental data. For this new procedure, expression (1) is arranged to yield:

$$(S_{NO} - S_{NO0}) \frac{Y_A}{X_{A0}} \frac{\hat{\mu}_A - b_A}{\hat{\mu}_A} + 1 = e^{(\hat{\mu}_A - b_A) t} \quad (3)$$

By setting,

$$k = \frac{Y_A}{X_{A0}} \frac{\hat{\mu}_A - b_A}{\hat{\mu}_A} \quad (4)$$

the following logarithmic expression is obtained;

$$\ln [(S_{NO} - S_{NO0}) k + 1] = (\hat{\mu}_A - b_A) t \quad (5)$$

In this expression k is a constant for a given experimental setup. The value of $\hat{\mu}_A - b_A$ with the highest correlation coefficient is then computed using a search technique known as the Fibonacci search with different values for k .

Experiments were conducted in batch reactors seeded with an initial biomass concentration of around 50 mg SS/l from a mixed culture of the fill and draw unit operated at a sludge age of 10 days. The proposed method is successfully tested on Istanbul domestic sewage and on a synthetic substrate to depict possible inhibition effects. Similar studies are also carried out alone on samples from a meat processing plant effluent and on different combinations with domestic sewage.

Characteristics Associated with Respirometric Measurements

In this study, respirometric procedures, based on OUR (Oxygen Uptake Rate) and NUR (Nitrate Uptake Rate) measurements in batch reactors were adapted to assess

the maximum specific growth rate of heterotrophic biomass under aerobic and anoxic conditions. The data of the same test were also used to calculate the readily biodegradable COD fraction. The most important point in NUR experiments is to measure the reduced electrons from nitrate to nitrogen gas, as an accurate representation of the amount of oxidized substrate. Any accumulation of nitrite means, that the second step of the denitrification process is stopped somehow and electrons used up in this step (3/5 electrons) can not be further transferred. To determine the real electron transfer rates under anoxic conditions the nitrate uptake rates should be corrected as $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} - 0.6 \Delta\text{NO}_2^- - \text{N}$. Comparing the results of the OUR method mentioned above with another procedure, which gives $\hat{\mu}_H$ independent from X_H , also based on OUR measurement the active fraction of biomass was calculated. The NUR measurements were also used to calculate denitrification rates. Endogenous respiration rate was determined with OUR measurements.

Maximum Specific Growth Rate for Heterotrophic Biomass

A respirometric method for the evaluation of $\hat{\mu}_H$ has been developed by Ekama and Marais (1986). It is the procedure involving an aerated batch reactor where a preselected volume of wastewater, V_{ww} , is mixed with a preselected volume of mixed liquor, V_{ml} , having a total biomass concentration of X_T' . Neglecting the endogenous respiration, the initial level of OUR observed in the test, OUR_1 [mg $\text{O}_2/\text{l.h}$] is proportional to μ_H as indicated by the following expression:

$$\hat{\mu}_H = \frac{Y_H}{1-Y_H} \text{OUR}_1 \frac{(V_{ml} + V_{ww})}{f_a X_T' V_{ml}} 24 \text{ h/d} \quad (6)$$

where yield coefficient Y_H is expressed as [mg VSS/mg COD]. The same procedure is also applied to an anoxic batch reactor to determine the specific growth rate of denitrifiers. The only difference is the electron acceptor, nitrate nitrogen. Nitrate respiration measurements are carried out in a closed reactor.

$$\hat{\mu}_{HD} = \frac{2.86 Y_H}{1-Y_H} \text{NUR}_1 \frac{(V_{ml} + V_{ww})}{f_a X_T' V_{ml}} 24 \text{ h/d} \quad (7)$$

Both expressions include the active fraction of the mixed liquor, f_a , which must be previously known. Some procedures are described for the estimation of this fraction.

On the other hand Kappeler and Gujer (1992) developed another aerobic procedure independent of X_H which involves a batch test with centrifuged wastewater and a very small amount of biomass corresponding to an initial COD/VSS ratio of 4. A linear relationship is defined between the logarithms of relative OUR (OUR/OUR_0) and time, with the slope equal to $\hat{\mu}_H - b_H$.

$$(\hat{\mu}_H - b_H) t = \ln \left[\frac{OUR}{OUR_0} \right] \quad (8)$$

In this study the endogenous respiration is neglected to make both procedures similar to each other.

$$\hat{\mu}_H t = \ln \left[\frac{OUR}{OUR_0} \right] \quad (9)$$

Upon equalization of both expressions (6 and 9) the active fraction can be obtained as follows;

$$f_a = \frac{Y_H}{1-Y_H} \frac{OUR_1}{\hat{\mu}_H X_T' V_{ml}} \frac{(V_{ml} + V_{ww})}{24 \text{ h/d}} \quad (10)$$

Correction Factors for Anoxic Conditions

Two important parameters, η_g and η_h , reflect changes in the rates of microbial growth and substrate utilization when the system is switched from aerobic conditions to anoxic conditions. These values can be estimated by measuring OUR and NUR in two parallel tests. η_g is defined as a ratio of maximum specific growth conditions, whereas η_h indicates the ratio of hydrolysis phases.

$$\eta_g = \frac{\hat{\mu}_{HD}}{\hat{\mu}_H} = 2.86 \frac{NUR_g}{OUR_g} \quad (11)$$

$$\eta_h = 2.86 \frac{NUR_h}{OUR_h} \quad (12)$$

Readily Biodegradable COD

In the aerobic batch test, the OUR initially measured is associated with both readily and slowly biodegradable substrate in the sewage sample and endogenous respiration. The initial OUR may stay constant during a certain time where the readily biodegradable substrate S_{s0} is high enough to sustain maximum growth rate, with the selection of a suitable F/M ratio. After the consumption of S_{s0} , the OUR is expected to drop to a lower level. At this time OUR is correlated only to hydrolysed substrate and endogenous respiration. The readily biodegradable substrate S_{s0} in the wastewater is calculated with this relationship:

$$S_{s0} = \frac{1}{1-Y_H} \Delta O \quad (13)$$

where ΔO is the difference between total respiration and respiration due to hydrolysed substrate and endogenous metabolism.

The same parameter may also be calculated from the corrected NO_3^- -N profile in the anoxic reactor. In this test, the initial NO_3^- -N utilization is faster, due to oxidation of readily biodegradable substrate. The amount of N consumed during this period, if corrected for the interference of the hydrolysed, substrate may be used to calculate S_{s0} with the following relationship:

$$S_{s0} = \frac{2.86}{1 - Y_H} \Delta N_1 \quad (14)$$

Endogenous Respiration Rate

In a batch aerobic digester, under endogenous decay conditions containing no external substrate,

$$OUR = 1.48 (1 - f_E) b_H X_H \quad (15)$$

and

$$X_H = X_{H0} e^{-b_H t} \quad (16)$$

Substituting the value of X_H above,

$$\ln OUR = \ln [1.48 (1 - f_E) b_H X_{H0}] - b_H t \quad (17)$$

shows that the slope of a plot of $\ln OUR$ versus time yields the value of b_H .

Results of Istanbul Domestic Sewage

The experimental survey program to characterize the Istanbul domestic sewage was carried out approximately 3 years including the experiments with autotrophs and heterotrophs. The results show that for raw sewage, average concentrations of 560, 64, 43 and 11 mg/l can be associated with COD, TKN, NH_4^+ -N and TP parameters respectively; the corresponding COD/N ratio is computed as 8.8.

The maximum specific growth rate of nitrifiers was experimentally determined for 12 domestic sewage samples selected to represent different wastewater properties. The results show that $\hat{\mu}_A - b_A$ levels at 20 °C were highly variable within a range of 0.24–0.52 d⁻¹, with an average value of 0.38 d⁻¹. No correlation was possible or justifiable between $\hat{\mu}_A - b_A$ values and any of the conventional parameters characterizing domestic sewage samples. At 10 °C, which is the critical wastewater temperature in winter for the design of treatment systems, the average value of $\hat{\mu}_A - b_A$ was observed to drop to 0.14 d⁻¹, approximately one third the level associated with 20 °C and its variation for different sewage samples stayed within a narrower

range of 0.10–0.17 d⁻¹. The results obtained also confirm the validity of this expression yielding an average value of 1.098 for the temperature coefficient, θ , quite in accordance with the range of 1.08–1.123 reported in the literature. Experiments which have been carried out with synthetic substrate parallel to domestic sewage reactors to evaluate the existence and the extent of inhibitors indicate similar levels of $\hat{\mu}_A - b_A$ in the range of 0.25–0.52 d⁻¹. These observations lead to the conclusion that inhibition, if present, is of no practical importance for Istanbul domestic wastewaters.

It is determined that the maximum specific growth rate for heterotrophic growth rate $\hat{\mu}_H$ of Istanbul domestic wastewater vary in the range of 2.7–6.5 1/day, with an average of 4.6 1/day.

For anoxic conditions, values of around 0.88, consistently calculated for η_h are significantly higher than the level typically suggested for this parameter by the IAWPRC Task Group (Henze et al., 1987), but support the findings of Oles and Wilderer (1991) and Kristensen et al.(1992). An average value of η_g 0.59 is calculated.

Readily biodegradable substrate S_{s0} is calculated to vary in the range of 12–92 mg COD/l with an average of 50.5 mg COD/l on the basis of NUR test; the aerobic test yielded an average value of 50 mg COD/l within a range of 21–86 mg COD/l. The readily biodegradable fraction is around 9%.

The denitrification rates in maximum growth, hydrolysis and endogenous decay phases are calculated 0.029, 0.014 and 0.010 mg N/mg VSS.h on the basis of active biomass, respectively.

The endogenous decay rate is determined as 0.24 1/day.

Additionally, experiments with domestic–synthetic waste mixtures were carried out to investigate the impact of S_{s0} on OUR and NUR measurements. Synthetic waste as defined by Henze (1992) represents the readily biodegradable substrate in domestic sewage. This part of the study indicated that S_{s0} , externally added, could be recovered successfully with the electron uptake rate measurements.

Results of the Meat Processing Plant Effluent

The characterization program of the meat processing plant effluent was carried out for approximately 6 months including the experiments with autotrophs and heterotrophs. The results show that for raw sewage, average concentrations of 2130, 158 and 80 can be associated with COD, TKN and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ parameters respectively; the corresponding COD/N ratio is computed as 13.5.

Experimental assessment of $\hat{\mu}_A$ for this industrial wastewater was also realized with a monitoring program extended over three months. A point of interest in connection with this evaluation is the observation that the meat processing wastewater yields

markedly higher $\hat{\mu}_A - b_A$ values as compared to domestic sewage. The average $\hat{\mu}_A - b_A$ level for the meat processing effluent is 0.59 d^{-1} at 20°C , 80 % higher than 0.32 d^{-1} calculated as the average value for domestic sewage at the same temperature. The same observation remains also valid for the experiments at lower temperatures: At 10°C for example, average values of 0.28 d^{-1} and 0.13 d^{-1} have been found to characterize this coefficient for the meat processing waste and domestic sewage, respectively. Another significant observation relates to the experiments conducted on mixtures of sewage and meat processing wastes, where the meat processing waste appeared to control the rate of nitrification with a higher autotrophic activity.

The maximum specific growth rate of heterotrophs is determined to be 3.8 1/day (average) within a range of $3.6\text{--}4.2 \text{ 1/day}$.

The η_g and η_h values are both calculated as 1.5, greater than 1, which is the maximum value given in literature.

S_{s0} varies in the range of $304\text{--}416 \text{ mg COD/l}$ with an average value of 374 mg COD/l on the basis of NUR test. The readily biodegradable fraction is around 16%.

The denitrification rates in maximum growth, hydrolysis and endogenous decay phases are calculated 0.064 , 0.027 and $0.016 \text{ mg N/mg VSS.h}$ on the basis of active biomass, respectively.

Results of the Dairy Industry Effluent

The results show that the influent to biological process has average concentrations of 1745, 75 and 23 can be associated with COD, TKN and $\text{NH}_4^+\text{--N}$ parameters respectively; the corresponding COD/N ratio is computed as 23.

The maximum specific growth rate of heterotrophs is calculated to be 3.1 1/day (average) within a range of $2.9\text{--}3.3 \text{ 1/day}$.

The η_g and η_h values are both determined greater than 1, as 1.02 and 2.25, respectively.

S_{s0} is calculated in the range of $394\text{--}425 \text{ mg COD/l}$ with an average value of 406 mg COD/l on the basis of NUR test. The readily biodegradable fraction is around 23%.

The denitrification rates in maximum growth, hydrolysis and endogenous decay phases are calculated as 0.079 , 0.039 and $0.028 \text{ mg N/mg VSS.h}$ on the basis of active biomass, respectively.

The endogenous decay rate is determined as 0.14 1/day .

Results of the Confectionary Industry Effluent

The wastewater taken from the influent of a biological system analyzed for conventional parameters. The results show that average concentrations of 3790 and 13 and 23 can be associated with COD and TKN parameters respectively, with a COD/N ratio of 292. The purpose of the NUR measurements in this part of the study is to outline the denitrification potential in a possible common treatment scheme where it is handled together with a domestic sewage or a wastewater with a high nutrient content.

$\hat{\mu}_H$ is calculated as 4.1 1/day, η_g and η_h values are determined 0.86 and 1.7 respectively.

S_{s0} is calculated with an average value of 720 mg COD/l on the basis of NUR test. The readily biodegradable fraction is around 19%.

The denitrification rates in maximum growth, hydrolysis and endogenous decay phases are calculated to be 0.111, 0.074 and 0.006 mg N/mg VSS.h on the basis of active biomass, respectively.

The endogenous decay rate is determined as 0.24 1/day.

The experimental results summarized above provide the required scientific background so far unavailable in the literature for a comprehensive evaluation of the behaviour of different types of wastewaters in biological treatment. It is also believed that these results may be interpreted for the clarification of the fundamental issues in the kinetic description of aerobic and anoxic processes. They also confirm the common understanding that growth characteristics of autotrophic and heterotrophic biomass are very much wastewater-specific and should be separately determined for each case.

BÖLÜM 1 GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Günümüzde gerek evsel gerekse endüstriyel nitelikte atıksuların alıcı ortamlara verilmeden önce arıtılması, özellikle su kaynaklarının korunması açısından gittikçe önem kazanmaktadır. Atıksu arıtımında biyolojik arıtma sistemleri en yaygın kullanıma sahiptir. Aktif çamur prosesi ise şu anda en çok uygulanan biyolojik arıtma düzenidir. Alıcı ortamlarda oksijen eksikliğini gidermek amacı ile sadece organik karbon giderimi için geliştirilen bu sistemlerin pratikteki uygulaması 1970'li yıllara kadar ancak ampirik esaslarla gerçekleştirilmiştir. 1970'lerden itibaren yürütülen çalışmalar ile aktif çamur modellemesinde büyük aşamalar kaydedilmiştir. Son 20 yılda organik karbonun yanı sıra azot ve fosfor kontrolünün de gerekliliği ortaya konmuştur.

Kontrol edilmeyen azot yükleri alıcı ortamlarda oksijen tüketimi, balık ölümleri, ötrofikasyon gibi zararlı etkilere neden olmaktadır. Amonyak azotunun büyük bir kısmı alıcı ortamlarda oksijen tüketen bir süreçten geçerek nitrata yükseltgenmektedir. Bu biyokimyasal reaksiyonda gerekli olan oksijen sudan kazanılmakta ve canlı hayatı için gerekli olan oksijeni kısıtlı hale getirmektedir. Ayrıca ortamın bazik olması halinde amonyak azotu serbest amonyak formuna dönüşmekte ve balıklar üzerinde çok düşük konsantrasyonlarda bile toksik etki yaratmaktadır. Bir diğer etki fitoplanktonlar ve su bitkileri üzerinde görülmektedir. Amonyak azotu bu türler için çok önemli bir besin kaynağı olduğundan, sularda ötrofikasyon problemine yol açmaktadır.

Doğada kendiliğinden gerçekleşen bu olaylar dikkate alındığında, atıksulardan azot gideren en uygun yöntemlerin biyolojik prosesler, bunlar arasında en ekonomik çözümün ise aktif çamur sistemleri olduğu görülmüştür. Biyolojik azot giderimi amonyak azotunun aerobik ortamda ototrof organizmalar tarafından nitrat azotuna yükseltgendiği nitrifikasyon, nitrat azotunun anoksik ortamda heterotrof organizmalar tarafından azot gazına indirgendiği denitrifikasyon adımlarından oluşmaktadır. Hem karbon hem de azot bileşenleri için yaygın olarak kullanılan sistemden hareketle karbon ve azot gideriminin birlikte gerçekleştirildiği aktif çamur sistemleri ve modelleri geliştirilmiştir. Modeller hem kinetik ve stokiometrik büyüklüklerin hem de atıksuyun daha iyi tanımlanmasını gerektirmektedir. Çok sayıda atıksu ve model parametresi olmasına rağmen bu değişkenlere ait mevcut veriler son derece yetersizdir. Bu çalışmanın amacı bu verileri oluşturmak ve değerlendirmektir.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı askıda çoğalan sistemlerde nitrifikasyon ve denitrifikasyon mekanizmalarının kinetik esaslarının araştırılması, ototrof ve heterotrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının belirlenmesi ve sistem bileşenlerinin ortaya konmasıdır. Bu amaç doğrultusunda, çalışma aşağıda sıralanan hususları kapsamıştır:

- 1) Aktif çamur sistemlerinde karbon ve azot giderimi açısından önemli olan bütün süreçler incelenmiş, birbirleri ile olan ilişkiler ortaya konmuştur. Geniş bir literatür araştırması ile nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçleri için verilmiş kinetik sabitler gözden geçirilmiştir.
- 2) Ototrof organizmaların maksimum çoğalma hızını belirlemek üzere $N_{ox}-N$ ölçümüne dayanan deneysel bir yöntem geliştirilmiştir. Bu hedef doğrultusunda İstanbul evsel atıksuyu, entegre bir et endüstrisi atıksuyu ve evsel atıksuyun nitrifikasyon sürecine herhangi bir inhibisyon etkisinin olup olmadığının araştırılması için sentetik atıksu kullanılmıştır.

3) Heterotrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının belirlenmesi amacıyla hem anoksik hem de aerobik ortamda elektron alıcısı tüketim hızı ölçümlerine dayanan çalışmalar yürütülmüştür. Her iki ortamdaki tüketim hızları oranı ile önemli bir tasarım parametresi olan η faktörünün bulunması hedeflenmiştir. Paralel yürütülen aerobik deneyler ile başlangıçtaki aktif biyokütle miktarından bağımsız olarak aerobik maksimum çoğalma hızının ve aktivite katsayısının belirlenmesi amaçlanmıştır.

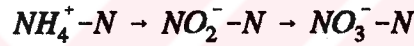
4) Elektron alıcısı tüketim hızı profilleri yardımıyla atıksudaki kolay ayrışan substrat konsantrasyonu belirlenmiştir. Diğer bir amaç denitrifikasyon reaktörlerinin önde veya sonda olması ile tasarımı büyük ölçüde etkileyecek denitrifikasyon hızlarının (k_1 , k_2 , k_3) bulunmasıdır. Deney sonuçları değerlendirilerek relatif dönüşüm oranı kavramı ortaya konmuştur. Bu amaçlar doğrultusunda evsel atıksu, evsel atıksudaki kolay ayrışan organik maddeyi karakterize eden sentetik atıksu, evsel-sentetik atıksu karışımı, entegre bir et endüstrisi atıksuyu, entegre bir süt endüstrisi atıksuyu, şekerleme endüstrisi atıksuyu ve evsel- endüstriyel atıksu karışımları kullanılmıştır.

5) Deneysel sonuçların bir bütün içerisinde ve mukayeseli olarak değerlendirilmesi yapılmış, sonuçlar uluslararası veriler ile karşılaştırılmıştır. Özellikle karakterizasyonla ilgili olarak ilave bilgilere gereksinimler olduğu ortaya konmuştur.

BÖLÜM 2 BİYOLOJİK NİTRİFİKASYON VE DENİTRİFİKASYON MEKANİZMALARININ ESASLARI

2.1 Biyolojik Nitrifikasyon

Biyolojik nitrifikasyon, mikroorganizmalar tarafından aerobik ortamda amonyağın önce nitrite sonra da nitrata yükseltgendiği bir süreçtir. Bu süreç karbon kaynağı olarak inorganik karbonu, enerji kaynağı olarak da inorganik azotu kullanan ototrof mikroorganizmalar tarafından yürütülmektedir. Amaç amonyak azotunu



zinciri ile nitrat azotuna yükseltgemektir.

Yükseltgenme reaksiyonları ototrofik mikroorganizmaların farklı türleri ile iki adımda gerçekleşmektedir. Amonyağı nitrite yükseltgeyebilen 5 tür organizmanın mevcut olduğu bilinmektedir. Bunlar *Nitrosomonas europaea* ve *monocella*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosocystis*, *Nitrosgloea* 'dır. Ancak *Nitrospira*, *Nitrosocytis* ve *Nitrosgloea* türlerinin bu süreç içindeki rolünün tam olarak kanıtlanamadığı belirtilmektedir. İkinci adım *Nitrobacter agile* veya *winogradskyi* ve *Nitrocystis* türleri ile gerçekleştirilen, nitritin nitrata yükseltgendiği reaksiyondur. Birinci adımda özellikle *Nitrosomonas*'ın, ikinci adımda ise *Nitrobacter*'in en önemli türler olduğu vurgulanmaktadır (Painter, 1970).

2.1.1. Nitrifikasyonun Stokiyometrisi

Amonyaktan başlayarak, nitrit üzerinden nitrate yükseltgenme reaksiyonlarının her bir adımı aslında aynı anda gerçekleşen enerji ve sentez reaksiyonlarının toplamı olarak ifade edilebilmektedir. Biyolojik nitrifikasyon sürecinde inorganik azot kaynağının enerjisinin bir kısmı ototrofik organizmaların hücre bakımı (maintenance) reaksiyonları için, bir kısmı aynı organizmalara uygun çevre koşulları sağlandığı takdirde yeni biyokütle sentezi için kullanılırken, bir kısmı da ısı enerjisi olarak kaybolmaktadır.

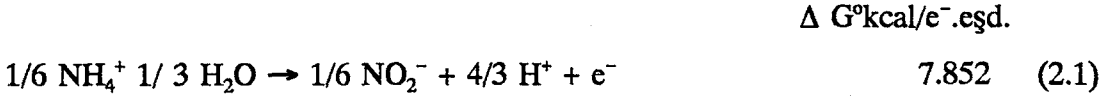
Enerji transfer verimi, sentez reaksiyonlarında kullanılabilir enerjiyi göstermektedir. Mc Carty (1969) bu değerin ototrofik organizmalar için %30–60 arasında olduğunu belirtmekte, bir diğer çalışmasında (1972) ise ortalama olarak %60 alınabileceğini, genel anlamda %40 ile 70 arasında değiştiğini vurgulamaktadır.

Ototrofik çoğalmada enerji inorganik azotun (1. adımda NH_4^+-N , 2. adımda NO_2^--N) yükseltgendiği bir redoks reaksiyonu ile elde edilmektedir. Yükseltgenme sırasında NH_4^+-N veya NO_2^--N 'den transfer olan hidrojen iyonları ve elektronlar aerobik koşullar sözkonusu olduğu için oksijen tarafından tutulmaktadır. Dolayısıyla inorganik azot yükseltgenirken, oksijen indirgenmekte ve enerji açığa çıkmaktadır. Sentez reaksiyonu da elektron alışverişinin yapıldığı bir redoks reaksiyonudur. Elektronlarını ve hidrojen iyonlarını vererek yükseltgenen gene inorganik azot olmakta, ancak alıcı olarak CO_2 , CO_3^{2-} veya HCO_3^- gibi inorganik karbon türleri kullanılmaktadır.

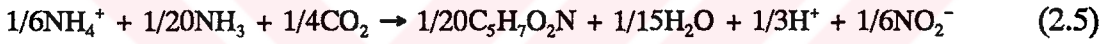
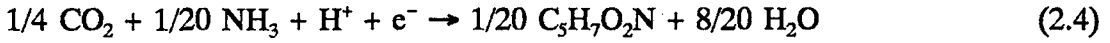
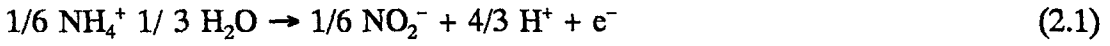
Mc Carty (1972) çeşitli elektron alıcıları ve vericileri için 1 elektron eşdeğeri bazında oksidasyon yarı reaksiyonlarını ve her bir reaksiyonda meydana gelen serbest enerji dönüşümlerini belirlemiştir. Bu esasa göre nitrifikasyon mekanizmasının adımları için aşağıdaki reaksiyonlar elde edilmektedir.

1.Adım

Enerji Reaksiyonu:

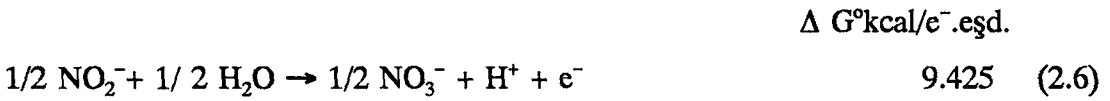


Sentez Reaksiyonu:

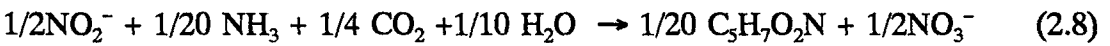
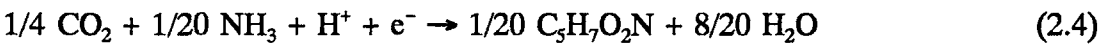
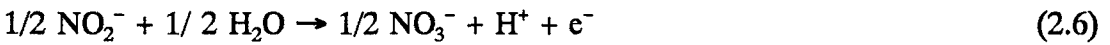


2.Adım

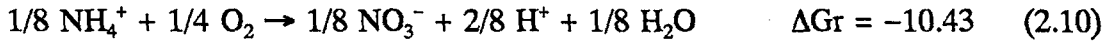
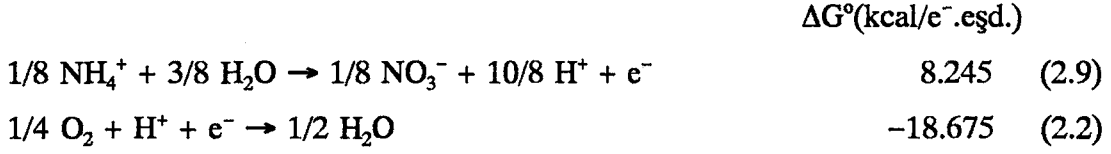
Enerji Reaksiyonu:



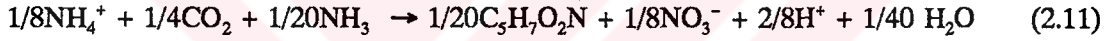
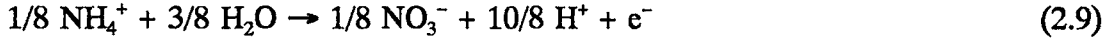
Sentez reaksiyonu :



Her iki adımdaki reaksiyonlar farklı türdeki organizmalar tarafından gerçekleştirilmekte olmasına rağmen, üretilen biyokütle $C_5H_7O_2N$ ampirik ifadesi ile karakterize edilmektedir. Ardışık bu reaksiyonlar toplanarak yazıldığında, enerji reaksiyonu için



sentez reaksiyonu için ise



elde edilmektedir.

Reaksiyonlardan görüldüğü üzere hangi adımda olursa olsun, yükseltgenen inorganik azotun bir kısmı enerji, bir kısmı da sentez reaksiyonunda kullanılmaktadır. Diğer bir ifade ile inorganik azot kaynağının yükseltgenirken verdiği elektronların bir kısmı oksijene transfer olurken, bir kısmı da sentezlenen biyokütlede kalmaktadır. Elektron vericisinden transfer olan elektronların elektron alıcısına ve sentezlenen biyokütleyle olan dağılımı Y spesifik dönüşüm oranı;

$$Y = \frac{\text{sentezlenen biyokütledeki transfer edilebilir elektronlar}}{\text{enerji kaynağındaki transfer edilebilir elektronlar}}$$

ile belirlenmektedir. Enerji kaynağındaki transfer edilebilir elektronlar ile sentezlenen biyokütledeki transfer edilebilir elektronlar arasındaki fark, $(1-Y)\text{e}^-$

sentez reaksiyonunun yürütülebilmesi için gerekli olan ve serbest enerjinin elde edildiği enerji reaksiyonunda oksijene transfer edilen elektronları göstermektedir. Dönüşüm oranı bilindiği takdirde her bir reaksiyon adımı için toplam ifade yazmak mümkün olmaktadır.

Ototrof organizmaların dönüşüm oranı Y_A 'nın belirlenebilmesi için sentezde gerekli olan enerji teorik olarak

$$\Delta G_s = \frac{\Delta G_p}{k^m} + \frac{\Delta G_n}{k} + \Delta G_c \quad (2.12)$$

bağıntısıyla hesaplanmaktadır (Mc Carty, 1969). Burada

G_s ; 1 e^- eşd. hücrenin sentezi için gerekli olan serbest enerjiyi, [kcal/ e^- eşd.],

G_p ; pirüvat oksidasyonu ve karbon kaynağı yarı reaksiyonları serbest enerji farkını [kcal/ e^- eşd.],

G_n ; 1 e^- eşd. hücrenin sentezinde azotun amonyağa indirgenmesi için gerekli olan enerjiyi [kcal/ e^- eşd.],

G_c ; ara ürünlerin ve amonyağın hücre maddesine dönüştürülmesi için gerekli olan enerjiyi [kcal/ e^- eşd.],

m ; enerji sabitini ($G_p > 0$ ise $m=1$; $G_p < 0$ ise $m=-1$),

k ; enerji transfer verimini,

göstermektedir.

Nitrifikasyon organizmalarına sentez için gerekli olan enerji heterotrofik çoğalmada gerekli olan enerjiden daha fazladır. Elektron vericisi maddenin yükseltgenmesi pirüvat üzerinden gerçekleştiğinden önemli bir enerji tüketimi CO_2 'in en yüksek oksidasyon basamağından pirüvata indirgenmesi sırasında harcanmaktadır. Elektron alıcısı ile pirüvat arasındaki yarı reaksiyonlar yazıldığında (Mc Carty, 1972)

$$\Delta G^\circ (\text{kcal/e}^- \cdot \text{eşd.})$$



$G_p = 27.22 \text{ kcal/e}^-$ eşd. enerji gerektiği görülmektedir. Sentezde azot kaynağı olarak amonyağın kullanılması halinde $G_n = 0$ alınmaktadır. Enerji reaksiyonunda elde edilen $G_r = -10.43 \text{ kcal/e}^-$ eşd., $G_c = 7.5 \text{ kcal/e}^-$ eşd. değerleri ile $k=0.6$ ve $m=+1$ (2.12) denkleminde yerine konulduğunda

$$\Delta G_s = \frac{27.22}{0.6^{+1}} + 0 + 7.5 = 52.87 \text{ kcal/e}^- \text{ eşd.}$$

elde edilmektedir.

$$A = -\frac{\Delta G_s}{k \Delta G_r} = \frac{52.87}{0.6 \cdot 10.43} = 8.45 \quad (2.14)$$

olduğuna göre, dönüşüm oranı için

$$Y_A = \frac{1}{1 + A} = \frac{1}{1 + 8.45} = 0.106 \text{ e}^- \text{ eşd. hücre/e}^- \text{ eşd. N} \quad (2.15)$$

bulunmaktadır. Burada A; enerji için kullanılan substratın elektron eşdeğerinin, oluşan hücrelerin elektron eşdeğerine oranıdır. (2.9), (2.4) ve (2.2) reaksiyonlarına göre

$$1 \text{ e}^- \text{ eşd.} = 14/8 \text{ gr N} = 1.75 \text{ gr N}$$

$$1 \text{ e}^- \text{ eşd.} = 113/20 \text{ gr biyokütle} = 5.65 \text{ gr biyokütle}$$

$$1 \text{ e}^- \text{ eşd.} = 32/4 \text{ gr O}_2 = 8 \text{ gr O}_2$$

olmaktadır. Bu durumda

$$Y_A = 0.106 \cdot 5.65/1.75 = 0.34 \text{ gr UAKM/gr N}$$

$$= 0.106 \cdot 8/1.75 = 0.48 \text{ gr hücre KOI/gr N}$$

elde edilmektedir.

Deneysel çalışmalar *Nitrosomonas* için Y_A dönüşüm oranı aralığının 0.04–0.13 gr UAKM/gr oksitlenen NH_4^+-N , *Nitrobacter* için ise 0.02–0.07 gr UAKM/gr oksitlenen NO_2^--N olarak değiştiğini göstermektedir. Ancak termodinamik olarak hesaplanan dönüşüm oranlarının *Nitrosomonas* için 0.29 gr UAKM/gr oksitlenen NH_4^+-N , *Nitrobacter* için ise 0.084 gr UAKM/gr oksitlenen NO_2^--N olduğu belirtilmektedir. Deneysel sonuçların teorik değerlerden düşük olması enerjinin bir kısmının bakım enerjisi olarak kullanılması ile açıklanmaktadır (USEPA, 1975). Yukarıdaki örnekte hesaplanan Y_A dönüşüm oranının da deneysel belirlemelerin çok üzerinde olduğu görülmektedir. Bunun nedeni enerji transfer veriminin % 60 gibi oldukça yüksek bir değer kabul edilmesidir. Literatürde enerji transfer verimi için çok daha küçük değerler verilmekte ve değerinin çamur yaşı ile değiştiği belirtilmektedir. Painter (1970) 'ın dönüşüm oranları için verdiği değerler USEPA (1975) ile hemen hemen aynı mertebelerdedir. *Nitrosomonas* için dönüşüm oranının 0.06–0.13 gr UAKM/gr NH_4^+-N , *Nitrobacter* için 0.02 ve 0.04–0.07 gr UAKM/gr NO_2^--N aralığında değiştiği belirtilmektedir.

(2.1) ve (2.6) yarı reaksiyonları incelendiğinde amonyanın nitrata yükseltgenmesi sırasında gerçekleşen bu ardışık iki reaksiyonun da enerji gerektiren reaksiyonlar olduğu görülmektedir. Bu nedenle elektron alıcısı oksijenin indirgenmesi sırasında açığa çıkan enerjinin bir kısmı bu gereksinimi karşılamaktadır. Ayrıca CO_2 'in en üst oksidasyon basamağından pirüvata indirgenmesi de önemli miktarda enerji gerektirmektedir. Dolayısıyla sentezde kullanılabilecek net enerji miktarı relatif olarak azalmakta ve ototrof organizmaların dönüşüm oranı heterotrof organizmalarınkinden daha küçük bulunmaktadır. Bu nedenle heterotrof mikroorganizmalar ototroflarla kıyaslandığında aktif çamurda daha hakim olmaktadır.

Pür kültürde *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* dönüşüm oranları ile aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyon sürecinin genel dönüşüm oranı için literatürde verilen değerler Tablo 2.1'de özetlenmiştir. *Nitrosomonas* için dönüşüm oranı giderilen amonyak azotu, *Nitrobacter* için ise giderilen nitrit azotu bazında verilmektedir.

Karışık kültürdeki sonuçlar da giderilen amonyak bazındadır.

Genel olarak nitrifikasyon süreci üç önemli stokiometrik sürece bağlıdır. Bunlar oksijen gereksinimi, alkalinite tüketimi ve biyokütle üretimidir.

Oksijen Gereksinimi

Enerji denklemi (2.10) incelendiğinde 1 mol azotun oksitlenmesi için 2 mol oksijene ya da 1 gr NH_4^+-N için 4.57 gr O_2 'ne gereksinim olduğu görülmektedir. Diğer taraftan deneysel çalışmalar üretilen nitrat azotu başına 4.33 gr oksijen tüketimi olduğunu göstermektedir. Enerji denkleminden oksitlenen amonyak azotundan aynı miktarda nitrat azotu oluştuğu görülmektedir. Bu durumda dönüşüm oranı Y_A

$$4.57 - 4.33 = 0.24 \text{ gr } \text{O}_2/\text{gr } N$$

$$0.24 \frac{1.75}{8} = 0.0525 \text{ e}^- \text{ eşd. hücre KOI/e}^- \text{ eşd. } N$$

$$0.24 \frac{5.65}{8} = 0.17 \text{ gr UAKM/gr } N$$

olmaktadır. Bu değer nitrifikasyon sürecini karakterize eden dönüşüm oranı olarak yaygın kullanım alanı bulmaktadır (Henze v.d, 1987; Nowak ve Svardal, 1993). Oksijen gereksinimi ise

$$(1-Y_A) \text{ e}^- \text{ eşd. } \text{O}_2/\text{e}^- \text{ eşd. } N \quad (2.16)$$

olmaktadır. Y_A 'nın gr UAKM/gr N olarak ölçüldüğü ve

$$1 \text{ e}^- \text{ eşd. } \text{O}_2/\text{e}^- \text{ eşd. } N = \frac{8 \text{ gr } \text{O}_2/\text{e}^- \text{ eşd.}}{1.75 \text{ gr } N/\text{e}^- \text{ eşd.}} = 4.57 \text{ gr } \text{O}_2/\text{gr } N$$

olduğu dikkate alınırsa, oksijen tüketimi için

$$(4.57 - f_x Y_A) \text{ gr } \text{O}_2/\text{gr } N \quad (2.17)$$

yazılmaktadır. Burada f_x biyokütlenin KOI/UAKM dönüştürme oranını göstermektedir.

Tablo 2.1 Nitrifikasyon Bakterilerinin Dönüşüm Oranları Y_A

Nitrosomonas gr UAKM /gr N	Kaynak	Nitrobacter gr UAKM/gr N	Kaynak	Aktif Çamur gr UAKM/gr N	Kaynak
0.06	Skinner ve Walker (1961)	0.04-0.07	Gould ve Lees (1960)	0.04-0.13	Painter (1970)
0.005	Johnson ve Schroepfer (1964)	0.02	Boon ve Laudelaut (1962)	0.05	Hultman (1971)
0.05	Downing v.d. (1964)	0.02	Downing ve Hopwood (1964)	0.04-0.29	Stankewich (1972)
0.05	Knowles v.d. (1965)	0.02	Knowles v.d. (1965)	0.15	USEPA (1975)
0.01-0.03	Loveless ve Painter (1968)	0.084	Haug ve Mc Carty (1971)	0.22	Beccari v.d. (1979)
0.29	Haug ve Mc Carty (1971)	0.03	Archeivala (1981)	0.05	Benefield ve Randall (1980)
0.08	Arceivala (1981)			0.13	Neufeld v.d. (1980)
				0.15	WPCF (1983)
				0.12	Rozich ve Castens (1986)
				0.17	Bidstrup ve Grady (1988)

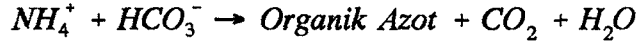
Alkalinite Tüketimi

Aynı denklem 1 mol NH_4^+-N 'in oksitlenmesi halinde 2 mol H^+ 'nın açığa çıktığını göstermektedir.

$$\begin{aligned} 2 \text{ mol } H^+/\text{mol } NH_4^+-N &= 100 \text{ gr } CaCO_3/14 \text{ gr } N \\ &= 7.14 \text{ gr } CaCO_3/\text{gr } N \end{aligned}$$

ilişkisi giderilen 1 gr N başına 7.14 gr $CaCO_3$ alkalinitesi tüketildiğini belirtmektedir.

Ayrıca NH_4^+-N 'nun sentez reaksiyonlarında azot kaynağı olarak kullanılması



reaksiyonu uyarınca alkalinite tüketmektedir. Biyokütle bünyesine alınan azot miktarı i_{XB} (gr N/gr hücre KOİ) ile tanımlandığına göre, toplam alkalinite tüketimi

$$-i_{XB} f_x \frac{50}{14} - \frac{1}{Y_A} \frac{100}{14} \text{ gr } CaCO_3/\text{gr } UAKM \quad (2.18)$$

$$-i_{XB} f_x \frac{1}{14} - \frac{1}{7Y_A} \text{ mol } HCO_3^-/\text{gr } UAKM$$

olmaktadır.

Biyokütle Üretimi

Biyokütle üretimi özellikle popülasyonun dinamiği açısından son derece önemlidir. Daha önce de belirtildiği gibi heterotrofik mikroorganizmalara nazaran ototrofların dönüşüm oranının daha düşük olması relatif olarak daha az biyokütle oluşmasına neden olmaktadır (WPFC, 1983).

2.1.2 Nitrifikasyonun Kinetiği

Nitrifikasyon kinetiğinde etkili olan proseslerin ve bileşenlerin birbirleri ile olan ilişkileri seçilen model çerçevesinde Tablo 2.2'de gösterilmektedir (Orhon ve Artan, 1994). Bu modele göre oluşturulan reaksiyon matrisi 4 proses ve 10 bileşenden oluşmaktadır. S_{NI} , X_{NI} , X_{ND} , S_{ND} ve S_{NH} olarak tanımlanan ilk 5 bileşen atıksudaki çeşitli azot formlarını göstermektedir. S_{NI} ve X_{NI} sırasıyla inert çözünmüş ve inert partiküler organik azot türleri olup, arıtma işlemi sırasında hiç bir reaksiyona girmeden sistemden çıkmaktadırlar. X_{ND} , S_{ND} ve S_{NH} modelin biyolojik olarak ayrışabilen azot türlerini göstermektedir. Biyolojik olarak ayrışabilen partiküler organik azot türü X_{ND} ve çözünmüş organik azot türü S_{ND} hidroliz ve amonifikasyon süreçlerinden geçerek amonyak azotuna (S_{NH}) dönüşmektedir. S_{NH} nitrifikasyonda ve ototrofların çoğalmasında kullanılan amonyak azotunu temsil etmektedir. X_A ototrofların aktif fraksiyonunu, X_p aktif biyokütlenin parçalanması sonucu oluşan inert partiküler maddeyi göstermektedir. S_O çözünmüş oksijeni, S_{NO} nitrifikasyon prosesi sonucunda üretilen nitrit ve nitrat azotu toplamını vermektedir. S_{ALK} ise pH'nın nitrifikasyona etkisini göstermek üzere model kapsamına alınmaktadır. Nitrifikasyon kinetiğinde etkili olan prosesler ise ototrofların çoğalması, ototrofların bozunması-içsel solunumu, partiküler organik azotun hidrolizi ve çözünmüş organik azotun amonifikasyonu olarak tanımlanmaktadır. Bu prosesler aşağıda detaylı olarak açıklanmaktadır.

Organik azotun ve amonyak azotunun nitrat azotuna yükseltgendiği nitrifikasyon sürecinde oksidasyon hızı doğrudan organizmaların çoğalma hızı ile orantılıdır. Nitrifikasyon organizmalarının çoğalma kinetiği için kullanılan en yaygın tanım

$$\mu_A = \hat{\mu}_A \frac{N}{K_N + N} \quad (2.19)$$

ile verilen Monod ifadesidir. Burada,

μ_A ; ototrof organizmaların spesifik çoğalma hızını [1/gün],

$\hat{\mu}_A$; ototrof organizmaların maksimum spesifik çoğalma hızını [1/gün],

N ; hız kısıtlayıcı substrat konsantrasyonunu [mg/l],

K_N ; hız kısıtlayıcı substratın yarı doygunluk sabitini [mg/l],

göstermektedir.

Hız kısıtlayıcı substrat *Nitrosomonas* için amonyak azotu, *Nitrobacter* için ise nitrit azotudur. Yapılan çalışmalar *Nitrobacter* çoğalma hızının *Nitrosomonas*'a oranla daha büyük olduğunu göstermektedir. Bu nedenle tüm nitrifikasyon sürecinde *Nitrosomonas*'lar tarafından gerçekleştirilen "amonyak azotunun nitrit azotuna yükseltgenmesi" reaksiyonunun hız kısıtlayıcı adım olduğu düşünülmektedir. Bu durumda Monod ifadesi,

$$\mu_A = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \quad (2.20)$$

şeklini almaktadır. Burada

S_{NH} ; amonyak konsantrasyonunu [mg/l],

K_{NH} ; amonyak için yarı doyumluk sabitini [mg/l],

göstermektedir.

Literatürde her iki adımın yarı doyumluk sabitlerinin 20 °C'nin altındaki sıcaklıklarda 1 mg/l N'den daha küçük olduğu belirtilmektedir. Bu nedenle kararlı denge halinde biyolojik arıtma sistemlerinde çok fazla nitrit birikmesi olmamaktadır.

Nitrifikasyon organizmalarının (X_A , mg UAKM/l) değişimi,

$$\frac{dX_A}{dt} = \mu_A X_A - b_A X_A = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} X_A - b_A X_A \quad (2.21)$$

bağıntısına göre çoğalma ve içsel solunum mekanizmaları ile gerçekleşmektedir.

İçsel solunum süreci

$$\frac{dX_A}{dt} = -b_A X_A \quad (2.22)$$

ile verilen birinci derece bir reaksiyonla ifade edilmektedir. Substrat gideriminin sadece çoğalma sürecinde gerçekleştiği esası ile,

Tablo 2.2 Nitrifikasyon Prosesinde Reaksiyon Matrisi

Bileşen →	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Proses Hızı
Proses ↓	S_{NH}	X_{NH}	X_{ND}	S_{ND}	S_{NH}	X_A	X_P	S_O	S_{NO}	S_{ALK}	
Ototrofların Çoğalması					$-f_X^{iXB} - \frac{1}{Y_A}$	1		$-\frac{4.57-f_X Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{f_X^{iXB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} X_A$
Ototrofların Bozunması			$f_X^{iXB} - f_X f_E^{iXP}$			-1	f_E	$f_X (1 - f_E)$			$b_A X_A$
Partiküler Organik Azotun Hidrolizi			$-f_X$	f_X							$k_H \frac{X_{ND}/X_H}{K_X + X_H/X_H} X_H$
Çözünmüş Organik Azotun Amonifikasyonu				$-f_X$	f_X					$f_X/14$	$k_S S_{ND} X_H$
	N_{org}	N_{org}	N_{org}	N_{org}	NH_3-N	UAKM	UAKM	KOI	$N_{ox}-N$	Molar Kons.	

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -\frac{1}{Y_A} \frac{dX_A}{dt} = -\frac{\hat{\mu}_A}{Y_A} \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} X_A \quad (2.23)$$

elde edilmektedir. Spesifik amonyak giderim hızı q_A (mg N/mg UAKM.gün) tanımı

$$q_A = \frac{\mu_A}{Y_A} = \frac{\hat{\mu}_A}{Y_A} \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \quad (2.24)$$

ile aynı ifade

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -q_A X_A \quad (2.25)$$

olmaktadır. Enerji denklemi dikkate alındığında yükseltgenen her 1 mol amonyak azotundan 1 mol nitrat azotu üretildiği görülmektedir. Bu durumda

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{dS_{NH}}{dt} \quad (2.26)$$

olmaktadır.

(2.17) ifadesi gözönüne alınarak, elektron alıcısı olarak oksijenin çoğalma ve içsel solunum mekanizmaları ile tüketimi

$$\frac{dS_O}{dt} = -\frac{4.57 - f_x Y_A}{Y_A} \mu_A X_A - (1 - f_E) b_A f_x X_A \quad (2.27)$$

bağıntısıyla hesaplanmakta ve

$$\frac{dS_O}{dt} = - (4.57 - f_x Y_A) q_A X_A - (1 - f_E) b_A f_x X_A \quad (2.28)$$

şeklinde de yazılabilmektedir.

Nitrifikasyon kinetiğinde önemli olan bir mekanizma organik azotun amonyak azotuna dönüştüğü süreçtir. Organik azot suda partiküler ve çözünmüş formda bulunabilmektedir. Bu süreç ardışık olarak gerçekleşen partiküler organik azotun çözünmüş organik azota dönüştüğü hidroliz ve çözünmüş organik azotun amonyak azotuna dönüştüğü amonifikasyon adımlarından oluşmaktadır. Her iki adımın reaksiyon hızları hız kısıtlayıcı substratın oluşumunu etkilemekte ve nitrifikasyon

sürecinin hızını belirlemektedir. Hidroliz adımı yavaş ayrışan organik maddenin hidrolizine benzer şekilde

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = -k_H \frac{X_{ND}/X_H}{K_x + (X_S/X_H)} f_x X_H \quad (2.29)$$

bir doygunluk fonksiyonu ile ifade edilmektedir. Amonifikasyon ise

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = -f_x k_a S_{ND} X_H \quad (2.30)$$

ile verilmektedir. Burada

X_{ND} , S_{ND} ; partiküler ve çözünmüş ayrışabilir organik azot türlerini [mg N/l],

X_H ; aktif heterotrof biyokütle konsantrasyonunu [mg UAKM/l],

X_S ; yavaş ayrışan partiküler organik madde konsantrasyonunu [mg KOI/l]

K_x ; hidroliz yarı doygunluk sabitini [mg KOI/mg UAKM],

k_H, k_a ; hidroliz [mg KOI/mg KOI.gün], amonifikasyon hızını [l/mg hücre KOI.gün],

f_x ; biyokütlenin KOI/UAKM oranını [mg KOI/mg UAKM], göstermektedir.

Model simülasyonlarında yaygın olarak kullanılan k_a değeri 0.04 l/mg KOI.gün 'dür (Henze v.d., 1987). Literatürde hidroliz adımının amonifikasyon adımından daha yavaş gerçekleştiği ve hız kısıtlayıcı adımın bu nedenle birinci adım olduğunu gösteren çalışmalara rastlanmaktadır (Ekama ve Marais, 1984; Henze ve Mladenowski, 1991). Bu süreç sonunda üretilen amonyak azotu eşdeğeri alkalinite artışı da alkalinite değişimi hesaplarında dikkate alınmalıdır.

Ototrof organizmalar heterotrof organizmalara oranla çevresel faktörlere daha duyarlıdır. Oksijen, pH, sıcaklık gibi çevresel faktörler ile toksik elementlerin varlığı ve C/N oranı nitrifikasyon sürecini etkilemektedir.

Oksijenin Etkisi

Nitrifikasyon süreci çözünmüş oksijen değişimlerine oldukça duyarlıdır. Bu duyarlılığı gösterebilmek için Monod ifadesinin

$$\mu_A = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{S_O + K_{OA}} \quad (2.31)$$

şeklindeki modifikasyonu kullanılmaktadır. Burada

S_O ; çözünmüş oksijen konsantrasyonunu [mg/l],

K_{OA} ; oksijen yarı doygunluk sabitini [mg/l],

göstermektedir.

Küçük ölçekli tesislerde 2, 4 ve 8 mg/l oksijen konsantrasyonları ile yapılan çalışmalarda düşük oksijen seviyesinde nitrifikasyon hızının sadece %10 azaldığı vurgulanmaktadır. Bu durum büyük ölçekli tesislerin 2 mg/l ile işletilmesine olanak vermekte ve önemli ölçüde enerji tasarrufu sağlamaktadır (Painter, 1970). Ayrık nitrifikasyon sistemlerinde çözünmüş oksijenin 1 mg/l 'nin üzerinde olması halinde sürecin oksijenden bağımsız gerçekleştiği belirtilmektedir (Wild v.d., 1971). Maier ve Krauth (1988) nitrifikasyonda herhangi bir kısıtlamanın olmaması için 2 mg/l çözünmüş oksijen konsantrasyonunun yeterli olduğunu, ancak yüzeysel mekanik havalandırıcıların kullanılması halinde yüzeyde ölçülen konsantrasyonun 2.5 mg/l olması gerektiği vurgulamaktadır. Basıncılı havalandırıcıların kullanılması halinde ise 1.5 mg/l 'lik konsantrasyonun yeterli olduğu belirtilmektedir (Krauth v.d., 1986). Tablo 2.3 sabit sıcaklıkta çözünmüş oksijen konsantrasyonunun maksimum çoğalma hızı üzerindeki etkisini göstermektedir (Knowles v.d., 1965). *Nitrobacter*'lerin düşük oksijen seviyelerine daha duyarlı oldukları görülmektedir.

Oksijen yarı doygunluk sabiti K_{OA} için literatürde 0.002 mg O_2 /l (Dold ve Marais, 1986) ile 2 mg O_2 /l (USEPA, 1975) arasında değişen geniş bir aralık verilmektedir. Model simülasyonlarında yaygın olarak 0.4 mg O_2 /l kullanılmaktadır (Henze v.d., 1987; Lesouef v.d., 1992). Esas olarak mikroorganizmaların çoğalma hızı flok bünyesindeki oksijen konsantrasyonundan etkilenmektedir. Reaktördeki oksijen seviyesi ve homojen dağılımı bünyeye alınan oksijen miktarını etkilerken, esas etkili mekanizma difüzyon hızıdır. Nitrifikasyon ve karbon gideriminin ayrı ayrı gerçekleştiği ayrık sistemlerde difüzyon hızının farklı olabilmesinden dolayı K_{OA} için

aynı değerlerin kullanılması pek doğru olmamaktadır. Tablo 2.4 *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* ve aktif çamurdaki her iki organizma grubunun nitrifikasyon hızlarını etkileyen oksijen yarı doygunluk sabitlerini göstermektedir.

Çözünmüş oksijenin etkilediği bir diğer parametre substrat yarı doygunluk sabiti (K_{NH}) 'dır. Sabit sıcaklıkta *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter*'lere ait K_{NH} değerleri Tablo 2.5'de verilmektedir.

Tablo 2.3 Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonunun Maksimum Çoğalma Hızı Üzerindeki Etkisi (18.8 °C'de) (Knowles v.d.,1965)

S _O (mg/l)	Maksimum Çoğalma Hızı 1/gün	
	Nitrosomonas	Nitrobacter
8.4	0.7	0.9
4.7	0.7	1.1
3.4	0.7	0.8
2.0	0.7	0.9
1.4	0.6	0.67
0.6	0.5	0.6

pH 'ın Etkisi

Deneyisel çalışmalar çoğalma için optimum pH aralığının 7.5–8.6 (WPCF, 1983) olduğunu, 9.5 'a kadar nitrifikasyon hızında çok önemli bir azalma olmadığını (USEPA, 1975), ancak 6.3 'ün altında tamamen durduğunu (Hall, 1974) göstermektedir. Nitrifikasyon veriminin kararlılığı için bazik tarafta (7.2) kalınmasının uygun olduğu vurgulanmaktadır (WPCF, 1983). Shammas (1986) ise optimum aralık için 8–9 vermektedir. Ani pH değişimlerinin etkisinin araştırıldığı bir çalışmada pH değişiminin sistemi sadece inhibe ettiği, toksik etki yaratmadığı gözlenmiştir (USEPA, 1975).

Tablo 2.4 Oksijen Yarı Doygunluk Sabitinin (K_{OA}) Değişimi (mg/l)

Nitrosomonas	Kaynak	Nitrobacter	Kaynak	Aktif çamur	Kaynak
0.3	Loveless ve Painter (1968)	0.72	Peeters v.d. (1969)	0.43	Stankewich (1972)
0.25	Peeters v.d. (1969)	1.84	Laudelaut v.d. (1976)	2	USEPA (1975)
0.5	Laudelaut (1974)	1.0	Arceivala (1981)	0.1-0.2	Benefield ve Randall (1980)
1.0	Arceivala (1981)			0.002	Dold ve Marais (1986)
				0.4	Henze v.d. (1987)
				0.45-0.56	Stenstrom ve Song (1991)

Tablo 2.5 Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonunun Substrat Yarı Doygunluk Sabiti Üzerindeki Etkisi (18.8 °C'de) (Knowles v.d., 1965)

S_0 (mg/l)	Substrat Yarı Doygunluk Sabiti (mg/l)	
	Nitrosomonas	Nitrobacter
8.4	0.6	1.5
4.7	0.6	1.7
3.4	0.6	1.7
2.0	0.6	2.0
1.4	0.6	1.9
0.6	3.0	2.5

Çoğalma hızı-pH ilişkisini gösteren en temel bağıntılardan biri Downing ve Hopwood (1964) tarafından verilmektedir. Bağıntı pH'ın 7.2 'nin altında olması halinde geçerli olup, karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonun birlikte gerçekleştirildiği tek çamurlu sistemler için çıkartılmıştır.

$$\hat{\mu}_{A,pH} = \hat{\mu}_A (1 - 0.833 (7.2 - pH)) \quad (2.32)$$

Bir diğer çalışma *Nitrosomonas* maksimum çoğalma hızı ile pH ilişkisini optimum pH 'daki çoğalma hızına bağlı olarak vermektedir (Hultman, 1971).

$$\hat{\mu}_{A,pH,Ns} = \frac{\hat{\mu}_{A,Ns} pH_{opt}}{1 + 0.04 (10^{pH_{opt}-pH} - 1)} \quad (2.33)$$

Ekama ve Marais (1984) ise maksimum çoğalma hızı değişimini

$$\hat{\mu}_{A,pH} = \hat{\mu}_A 2.35^{pH-7.2} \quad (2.34)$$

bağıntısı ile göstermektedir.

Nitrifikasyon sürecinde 1 mol amonyak azotunun yükseltgenmesi sonucu 2 mol H⁺ iyonu açığa çıkmakta ve 2 mol alkalinite tüketilmektedir. Bu durumda pH-alkalinite dengesi etkilenmekte, atıksuda yeterli alkalinite olmaması durumunda pH düşmekte ve nitrifikasyon hızı yavaşlamaktadır. Nitrifikasyonun tam olarak gerçekleştirilebilmesi için dışarıdan alkalinite ilavesi gerekebilmektedir.

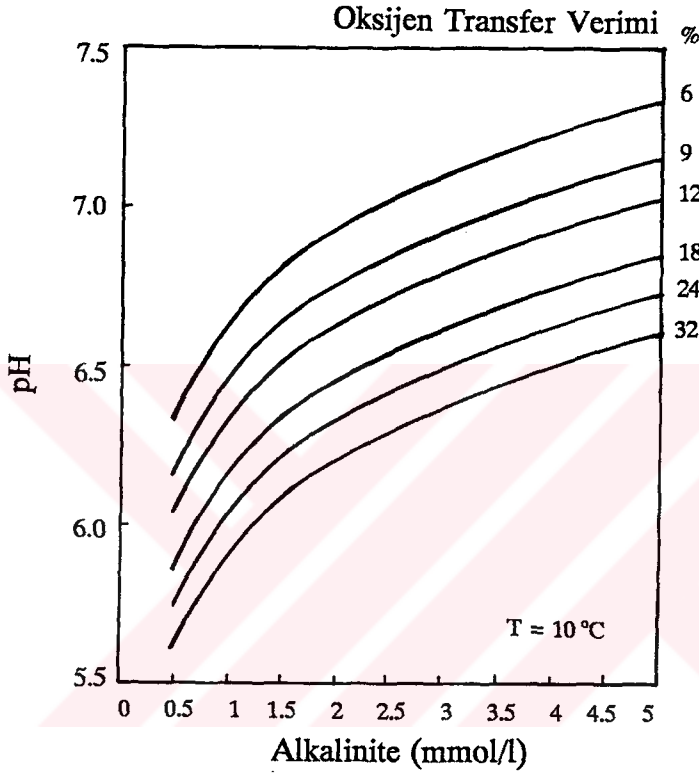
pH-alkalinite bağıntısı

$$pH = pK_1 + \log \frac{[HCO_3^-]}{[CO_2]} \quad (2.35)$$

$$pK_1 = 6.38 \quad (20^\circ C)$$

ile verildiğine göre, arıtma ve havalandırma verimine bağlı olarak CO₂ üretimlerindeki değişimlerden dolayı aynı alkalinite de farklı pH değerleri elde edilebilecektir. Pür oksijenle havalandırılan sistemlerde aynı alkalinite de diğer

havalandırma sistemlerine oranla daha düşük pH değerleri görülebilmektedir. Bu nedenle aktif çamur sistemlerinde ortamda kalan alkalinitenin 100 mg CaCO_3/l seviyelerinde tutulması pH kontrolü için yeterli olurken, pür oksijen sistemlerinde bu değerin en az 150 mg CaCO_3/l olacak şekilde ayarlanması, aksi takdirde pH 'ın 6.5 'un altına düşme tehlikesi olduğu vurgulanmaktadır (Kapp, 1986). Şekil 2.1 oksijen transfer verimine bağlı olarak pH-alkalinite değişimini göstermektedir (Nowak ve Svoldal, 1990).



Şekil 2.1 Oksijen transfer verimine bağlı olarak pH-alkalinite değişimi (Nowak ve Svoldal, 1990)

Sıcaklığın Etkisi

Sıcaklık tüm biyokimyasal reaksiyonlarda olduğu gibi nitrifikasyon sürecinde de önemli rol oynamaktadır. Literatürde maksimum çoğalma hızı-sıcaklık değişimi ilişkisini ortaya koyabilmek için birçok çalışma yapılmış ve sonuçların oldukça geniş bir aralıkta salındığı görülmüştür. Araştırmalar 7 ile 30 °C'ler arasında çoğalma hızının Arrhenius bağıntısına uyduğunu göstermekte, bu aralığın dışında mutlaka pilot ölçekli çalışmalar yapılması gerektiği vurgulanmaktadır. Bu nedenle çalışılacak

her atıksu tipi ve sıcaklık için deneysel çalışmaların tekrarlanması değerlendirmelerin sağlıklı yapılabilmesi açısından oldukça önemlidir. Tablo 2.6 evsel atıksulara yönelik aktif çamur sistemlerinde sıcaklığın maksimum çoğalma hızı üzerindeki etkisini göstermektedir.

Sıcaklıktan etkilenen bir diğer parametre amonyak yarı doygunluk sabitidir. 15 ile 25 °C sıcaklıklar arasında 0.5–3.0 mg NH₄⁺-N/l aralığında değiştiği görülmekte, tasarımlarda 1 mg NH₄⁺-N/l olarak alınması önerilmektedir (Downing v.d., 1964; USEPA, 1975; Henze v.d., 1987). Knowles v.d. (1965) sıcaklığa bağlı olarak yarı doygunluk sabitinin değişimini

$$K_{NH} = 10^{0.051T-1.158} \quad (2.36)$$

bağıntısıyla vermektedir. Tablo 2.7 literatürden bazı örnekler vermektedir.

Sıcaklığa bağlı bir parametre de içsel solunum hızı b_A 'dır. Deneysel olarak belirlenmesi oldukça zor olan bu parametrenin literatürdeki değerleri Tablo 2.8'de verilmektedir.

İnhibitörlerin Etkisi

Nitrifikasyon organizmaları birçok inorganik ve organik bileşiklerin inhibisyon etkisi altında kalabilmektedirler. İnhibitörler arasında bilinen en belli başlı örnekler standart BOI deneyinde kullanılan aliltioüre ve 2-kloro-6-(triklorometil) püridindir. Aliltioürenin 10 mg/l konsantrasyonu ve 10 dakikalık reaksiyon süresinin *Nitrosomonas* inhibisyonu için yeterli olduğu, 30 mg/l'ye kadar uygulanan konsantrasyonlarında *Nitrobacter* ve heterotrofları etkilemediği belirtilmektedir. Her iki organizma türü için de sodyum kloratın oldukça etkili bir inhibitör olduğu vurgulanmaktadır (Nowak v.d., 1994). Substrat inhibisyonu ilk olarak Meyerhof tarafından araştırılmış ve optimum oksijen tüketim hızının amonyum azotu konsantrasyonunun 60 mg/l, nitrit azotu konsantrasyonunun ise 350 mg/l 'nin üzerinde olması halinde düştüğü belirlenmiştir. Amonyum azotu 1400 mg/l iken

Tablo 2.6 Sıcaklık ile Maksimum Çoğalma Hızı (1/gün) Arasındaki İlişki

10 °C	$\hat{\mu}_A$ (1/gün)		Sıcaklık Düzeltme Faktörü	Kaynak
	15 °C	20 °C		
0.29	0.47	0.77	1.103	Downing ve Hopwood (1964)
0.10	0.18	0.32	1.123	Downing v.d. (1964)
0.23	0.34	0.50	1.082	Hultman (1971)
0.10	0.18	0.33	1.128	Barnard (1975)
		0.50		Lawrence ve Brown (1976)
		0.27		Beccari v.d. (1979)
		0.46		Hall ve Murphy (1980)
0.12	0.18	0.26	1.076	Painter ve Loveless (1983)
0.30		0.65	1.080	WPCF (1983)
0.30		0.80	1.103	Henze v.d. (1987)
		0.65		Bidstrup ve Grady (1988)
		0.52		Böhnke (1989)
0.29	0.47	0.76	1.101	Nowak ve Svardal (1990)
	0.47		1.103	A131 (1991)
		0.59		Lesouef v.d. (1992)
		0.45		Ekama ve Marais (1984)

Tablo 2.7 Amonyak Yarı Doygunluk Sabitinin Sıcaklıkla Değişimi (mg/l)

10 °C	K_{NH} (mg/l)		Kaynak
	15 °C	20 °C	
0.23	0.41	0.74	Knowles v.d. (1965)
		0.5–2.0	Hultman (1971)
		0.41	Chudoba v.d. (1985)

Tablo 2.8 Sıcaklık İle İçsel Solunum Hızı b_A Arasındaki İlişki (1/gün)

15 °C	20 °C	25 °C	30 °C	Kaynak
0.05	0.04			Dold ve Marais (1986)
	0.12			Bidstrup ve Grady (1988)
				Böhnke (1989)
	0.15	0.177	0.22	Lesouef v.d. (1992)
	0.15			Pedersen ve Sinkjaer (1992)

Nitrosomonas'ların solunumu maksimum solunumun % 10'undan küçük, *Nitrobacter*'lerin solunumu ise % 20'sinden küçük olmaktadır (Focht ve Chang, 1975).

Nowak ve Svoldal (1990) yüksek NH_4^+-N ve NO_2^--N konsantrasyonlarının *Nitrobacter*'leri inhibe ettiğini, bunun sonucu olarak da NO_2^--N birikmesi gözlemlendiğini belirtmektedir.

Nitrit azotunun *Nitrosomonas* türü üzerindeki toksik etkisinin çoğalma fazına oranla daha çok alışma fazında olduğu belirtilmektedir. Nitrit azotunun 1400 mg/l ve 4700 mg/l konsantrasyonları *Nitrosomonas*'ların oksijen tüketimini sırasıyla % 36 ve % 100 inhibe etmektedir. 1400 mg/l nitrit azotu konsantrasyonu *Nitrobacter*'lerin oksijen tüketim hızını % 40 düşürmektedir (Painter, 1970).

Deneyisel çalışmalar toplam amonyak veya nitrit azotundan çok, serbest amonyak ve nitroz asitin HNO_2 nitrifikasyonu inhibe ettiğini göstermektedir. Ortamın pH 'sına bağlı olarak serbest amonyak amonyum azotu ile belirli bir denge konsantrasyonunda bulunmaktadır.



Burada

$$K = \frac{[\text{NH}_3] [\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]} = 10^{9.3} \quad (2.37)$$

eşitliği geçerli olup, sistemin pH 'sı

$$\log \frac{\text{NH}_3}{\text{NH}_4^+} - 9.3 = \text{pH} \quad (2.38)$$

bağıntısı ile hesaplanmaktadır.

Serbest amonyağın düşük konsantrasyonları bile *Nitrobacter*'leri inhibe edebilmektedir. İnhibisyonun başladığı konsantrasyon *Nitrobacter*'ler için 0.1–1 mg/l arasında değişirken, *Nitrosomonas*'lar için 10–150 mg/l olarak verilmektedir. Nitroz asit (HNO_2) inhibisyonu ise 0.22–2.8 mg/l aralığında görülmektedir (Anthonisen v.d., 1976). Antoniou v.d. (1990) tarafından yürütülen bir çalışmada *Nitrosomonas*'lar üzerinde inhibisyon etkisi göstermeyen maksimum serbest amonyak konsantrasyonu 8.2 mg/l olarak verilirken, Wong–Chong ve Loehr (1975) tarafından pH 8 'de 16.5 mg/l ve 38 mg/l olarak belirtilmektedir. Serbest amonyak konsantrasyonunun pH ile değiştiği ve inhibisyon etkisinin biyokütlenin aklimasyonuna bağlı olduğu dikkate alınmalıdır.

Ortamdaki organik maddelerin ve heterotrof organizmaların çözünmüş oksijeni ve pH 'ı düşürmeleri nedeniyle ototrofların çoğalması üzerinde dolaylı etkilerinin olduğu bilinmektedir.

C/N Oranının Etkisi

C/N oranı nitrifikasyon hızı üzerinde etkili olan önemli bir parametredir. Tanım olarak nitrifikasyon hızı birim zamanda birim mikroorganizma kütlesi tarafından oksitlenen amonyak ya da üretilen nitrat azotu miktarıdır. Bu süreç sadece ototrof organizmalar tarafından gerçekleştirilmesine rağmen, ototrof ve heterotrof organizmaların birbirlerinden ayrı olarak ölçülmesi mümkün olmadığından hızlar toplam biyokütle bazında verilmektedir. Bu durumda nitrifikasyon hızı r_N için

$$r_N = \frac{S_{NO} - S_{NO0}}{(X_A + X_H)t} \quad (2.39)$$

yazılabilmektedir. Burada S_{NO0} ve S_{NO} (mg N/l) sırasıyla giriş ve çıkış akımındaki nitrat azotu konsantrasyonlarını göstermektedir. Giriş akımında nitrat azotuna pek rastlanılmadığından S_{NO0} terimi dikkate alınmamaktadır. Ototrofların toplam biyokütle içindeki fraksiyonu

$$f_A = \frac{X_A}{(X_A + X_H)} \quad (2.40)$$

olarak tanımlanırsa, nitrifikasyon hızı için

$$r_N = f_A \frac{S_{NO}}{X_A t} = f_A q_A \quad (2.41)$$

elde edilmektedir. Tasarım için seçilen çamur yaşında üretilen net biyokütle miktarları

$$P_{XA} = Y_{NA} Q S_{NO} \quad (2.42)$$

$$P_{XH} = Y_{NH} Q (C_{S0} - C_S) \quad (2.43)$$

olmakta ve

$$f_A = \frac{Y_{NA} S_{NO}}{Y_{NA} S_{NO} + Y_{NH} (C_{S0} - C_S)} \quad (2.44)$$

yazılabilmektedir. Bu bağıntılarda

P_{XA} ; ototrof organizmaların net üretimini [mg UAKM/gün],

P_{XH} ; heterotrof organizmaların net üretimini [mg UAKM/gün],

Y_{NA} ; ototrof organizmaların net dönüşüm oranını [mg UAKM/mg N],

Y_{NH} ; heterotrof organizmaların net dönüşüm oranını [mg UAKM/mg KOI],

C_{SO}, C_S ; giriş ve çıkış akımında biyolojik olarak ayrışabilen organik madde konsantrasyonunu [mg KOI/l]

göstermektedir. Üretilen nitrat azotu miktarı giriş ve çıkış akımındaki amonyak azotu farkları ile sentezde kullanılan amonyak azotu miktarının dikkate alınması ile hesaplanabilmektedir.

$$S_{NO} = S_{NHO} - S_{NH} - i_{XB} f_x Y_{NH} (C_{SO} - C_S) \quad (2.45)$$

Bu durumda

$$f_A = \frac{S_{NHO} - S_{NH} - i_{XB} f_x Y_{NH} (C_{SO} - C_S)}{S_{NHO} - S_{NH} - i_{XB} f_x Y_{NH} (C_{SO} - C_S) + \frac{Y_{NH}}{Y_{NA}} (C_{SO} - C_S)} \quad (2.46)$$

olmaktadır.

$$C_{SO} - C_S = E_H S_{SO} \quad ; \quad S_{NHO} - S_{NH} = E_A S_{NHO} \quad (2.47)$$

yazılarak,

$$f_A = \frac{(S_{NHO}/C_{SO}) - i_{XB} f_x Y_{NH} (E_H/E_A)}{(S_{NHO}/C_{SO}) i_{XB} f_x Y_{NH} (E_H/E_A) + (Y_{NH}/Y_{NA}) (E_H/E_A)} \quad (2.48)$$

elde edilmektedir. Görüldüğü üzere ototrofların fraksiyonu TKN/BOI₅ (S_{NHO}/C_{SO}) oranına bağlı olarak hesaplanmaktadır. Herhangi bir çamur yaşında bu oranın artması ototrofların fraksiyonunu, dolayısıyla nitrifikasyon hızını artırmaktadır.

Nitrifikasyon hızlarının pratikte aktif biyokütle yerine toplam biyokütle bazında ölçülmesi sonuçların çok geniş bir aralıkta salınmasına neden olmaktadır. Bu

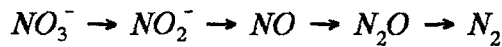
nedenle nitrifikasyon hızının anlamlı bir parametre olamayacağı dikkate alınmalıdır. Tablo 2.9 aktif çamur sistemlerinde gözlenen hızlardan örnekler vermektedir.

Tablo 2.9 Nitrifikasyon Hızları (gr N/kg UAKM.gün) (20 °C)

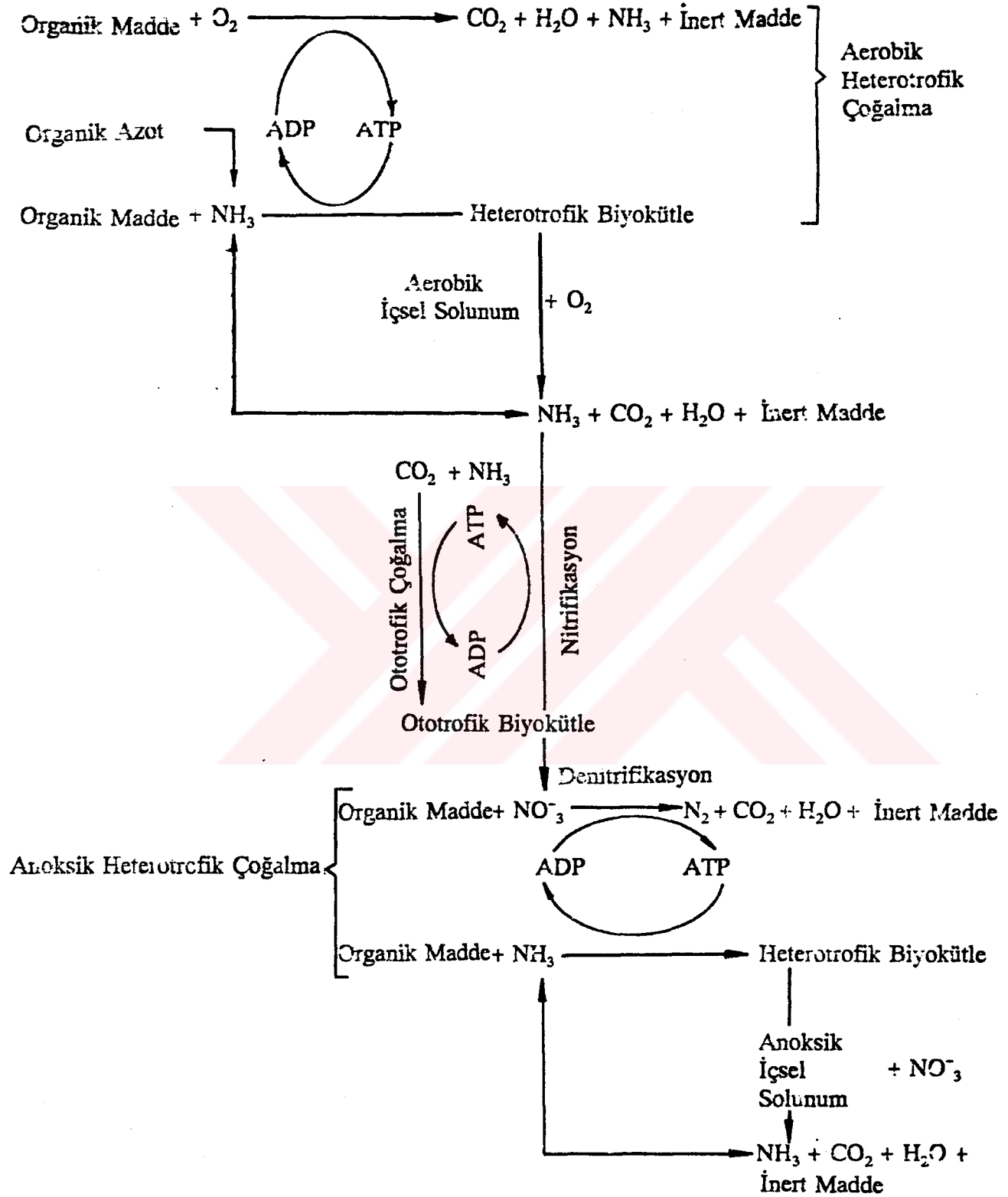
Hız	Kaynak
max 185	Wild v.d. (1971)
45	Heidmann (USEPA, 1975)
90	Sawyer (USEPA, 1975)
150	Linstedt (USEPA, 1975)
23-30	Sutton (Bömer, 1984)
70-240	Sekoulov (1978)
80-160	Schlegel (1981)
48-120	Archeivela (1981)
43-48	Randall v.d. (1992)

2.2. Biyolojik Denitrifikasyon

Biyolojik denitrifikasyon moleküler oksijenin olmadığı (anoksik) koşullarda, karbon ve enerji kaynağı olarak organik karbonun, elektron alıcısı olarak ise nitratin kullanıldığı bir süreçtir. Heterotrof organizmalar tarafından gerçekleştirilen bu süreç "anoksik solunum", "nitrat solunumu" ya da "nitrat dissimilasyonu" olarak da adlandırılmaktadır. Amaç nitrat azotunu,



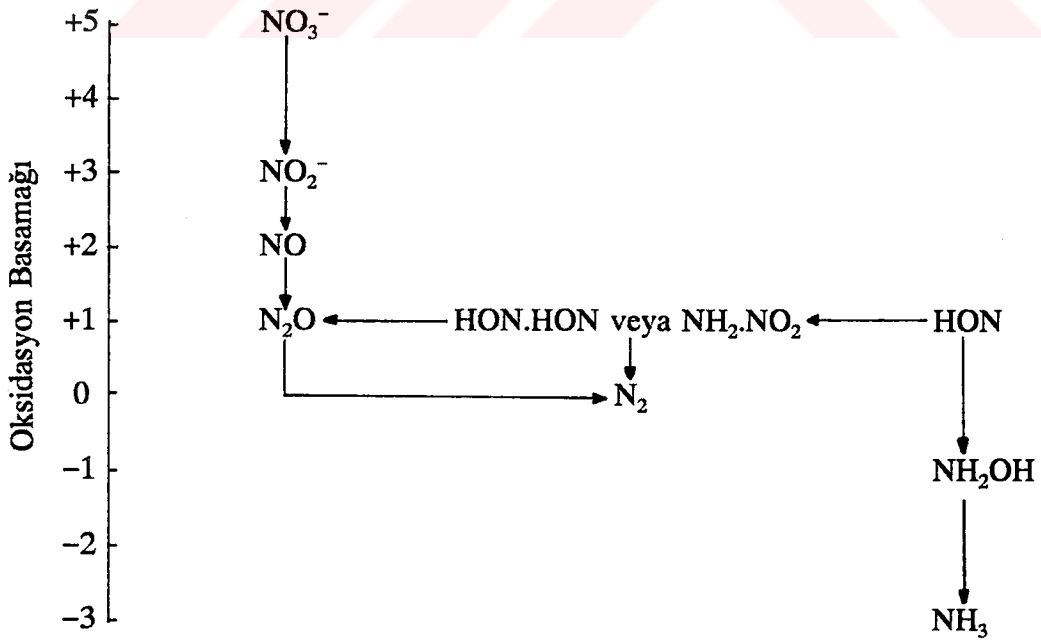
zinciri ile azot gazı formuna indirgemektir. Evsel atıksuda azot genellikle oksitlenmemiş formda bulunmaktadır. Bu nedenle organik azot ve amonyak azotunun öncelikle nitrit veya nitrat azotuna yükseltgenmesi gerekmektedir. Bu ise denitrifikasyon süreci öncesinde nitrifikasyon prosesini gerektirmektedir. Biyolojik arıtma prosesinde azot ve organik karbondaki değişimler, aerobik heterotrofik çoğalma, ototrofik çoğalma ve denitrifikasyon arasındaki ilişkiler tasarım açısından büyük önem taşımaktadır. Şekil 2.2 karbon ve azot giderimi ile ilgili bu prosesleri göstermektedir.



Şekil 2.2 Organik karbon ve azot giderimi ile ilgili prosesler

İndirgeme reaksiyonlarının basitleştirilmiş şekliyle iki adımda gerçekleştiği söylenebilmektedir. 1. adımda nitrat azotu nitrit azotuna, 2. adımda da nitrit azotu gaz formundaki son ürünlere dönüştürülmektedir. Genellikle gözlenen son ürün azot gazıdır. Reaksiyonların oksidasyon kademeleri Şekil 2.3'de görülmektedir.

Aktif çamur sistemlerinde sık olarak rastlanılan *Achromobacter*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Enterobacter*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Paracalobactrum*, *Pseudomonas* ve *Spirillum* bakterileri denitrifikasyon yapabilen organizmalar sınıfına girmektedir. Bu organizmalar fakültatif olup, aerobik solunumda izlenen metabolik yolu aynen takip etmektedirler. Aerobik ve anoksik solunumlar arasındaki en önemli farklılık oksijenin olmadığı ortamlarda nitrat redüktaz enziminin üretilmesi ile elektron transfer zincirinin tamamlanmasıdır. Anoksik koşullarda çoğalma sırasında ortamda oksijenin bulunması halinde bu enzimin sentezlenmesi durmakta ve metabolik aktivite hemen aerobik solunuma dönmektedir (von Schulthess v.d.,1994).



Şekil 2.3 Denitrifikasyon süreci reaksiyonları

Solunum zincirindeki benzerlik özellikle tek çamurlu aktif çamur sistemlerinin aerobik – anoksik olarak çalıştırılması açısından büyük önem taşımaktadır. Ortamda elektron alıcısı olarak oksijenin tükenmesi halinde bu fakültatif organizmaların bir kısmı hemen nitratı kullanmaya başlamaktadırlar.

Denitrifikasyon bakterileri sentezde kullanılmak üzere nitrat azotunu amonyak azotuna dönüştürebilecek enzimatik sisteme de sahiptirler. Bu proses ortamda amonyak azotu olmaması durumunda gerçekleşmekte ve nitrat assimilasyonu adını almaktadır.

2.2.1 Denitrifikasyonun Stokiyometrisi

Heterotrof organizmalar tarafından gerçekleştirilen denitrifikasyon ve aerobik karbon giderimi süreçleri nihai elektron alıcılarının farklı olması dışında aynı prensibe dayanmaktadır. Denitrifikasyonda karbon gideriminden farklı olarak elektron vericisi yerine elektron alıcısı nitratın giderilmesi hedeflenmektedir.

Sürecin gerçekleşebilmesi için ortamda esas olarak şu koşulların sağlanması gerekmektedir:

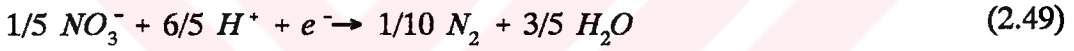
- Elektron alıcısı olarak nitrat ya da nitritin bulunması
- Çözülmüş oksijenin bulunmaması
- Fakültatif biyokütlenin bulunması
- Elektron vericisi olarak organik maddenin bulunması

Hedeflenen nitrat azotunu giderebilmek için stokiyometrik olarak hesaplanabilen miktarda organik maddeye gereksinim duyulmaktadır. Bu elektron vericisi,

- denitrifikasyon kademesine dışarıdan ilave edilen organik madde,
 - atıksudaki mevcut organik madde,
 - biyokütlenin içsel solunumu ile açığa çıkan organik madde
- gibi üç farklı kaynaktan sağlanabilmektedir.

Özellikle evsel atıksularda nitrat azotu bulunmaması denitrifikasyon prosesi öncesinde mutlaka nitrifikasyon prosesini gerektirmektedir. Ancak aerobik nitrifikasyon prosesinde amonyak azotu nitrat azotuna oksitlenirken, atıksudaki organik maddenin hemen hemen tamamı da CO_2 'e yükseltgenmektedir. Bu nedenle denitrifikasyon prosesi için gerekli elektron vericisi kaynağı yeterli olmamakta, dışarıdan kaynak ilavesi yoluna gidilmektedir. Başta metanol olmak üzere etanol, asetik asit, aseton, metan gibi çeşitli elektron vericisi kaynakları kullanılmaktadır.

Denitrifikasyon sürecinin stokiometrisini oluşturabilmek için prosesde kullanılan elektron vericisi türünün bilinmesi gerekmektedir. Organik maddenin cinsine göre organizmaların elde edecekleri enerji miktarı değişmektedir. Mc Carty (1972) çeşitli elektron vericileri ve alıcıları için elektron transferi bazında yarı reaksiyonlar oluşturmuştur. Süreçte elektron alıcısı yarı reaksiyonu için



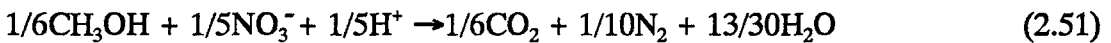
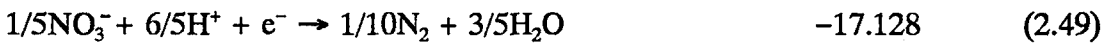
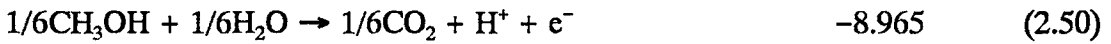
yazılmakta ve bu reaksiyon uyarınca 17.128 kcal/e^- eşd. enerji kazanılmaktadır. Elektron alıcısı olarak oksijenin kullanılması halinde ise



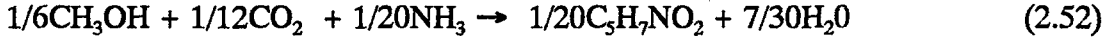
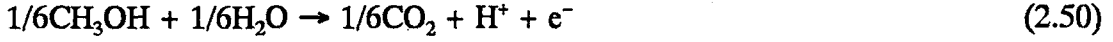
reaksiyonu uyarınca 18.675 kcal/e^- eşd. elde edilmektedir. Bu nedenle organizmalar ortamda oksijenin bulunması halinde daha fazla enerji kazandıkları için hemen aerobik solunumu tercih etmektedir.

Elektron vericisi olarak metanolün kullanılması halinde enerji reaksiyonu için,

ΔG° (kcal/ e^- eşd.)

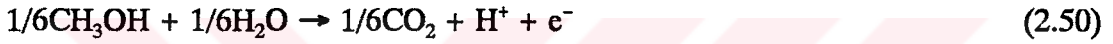


biyosentez reaksiyonu için ise,



yazılabilmektedir.

Organik maddenin yükseltgenmesi pirüvat üzerinden gerçekleştiğinden elektron vericisi ile pirüvat arasındaki



yarı reaksiyonlar yazılmalıdır. Bu reaksiyonlardan $G_p = -0.42 \text{ kcal/e}^-$ eşd olarak hesaplanmaktadır (Mc Carty, 1972). Sentezde azot kaynağı olarak amonyanın kullanılması halinde $G_n = 0$ olmaktadır. $G_e = 7.5 \text{ kcal/e}^-$ eşd., $k=0.6$ ve $m=-1$ olarak alındığında (2.12) bağıntısı uyarınca

$$\Delta G_s = \frac{-0.42}{0.6^{-1}} + 0 + 7.5 = 7.248 \text{ kcal/e}^- \text{ eşd.}$$

elde edilmektedir. (2.14) bağıntısı

$$A = - \frac{\Delta G_s}{k \Delta G_r} = \frac{7.248}{0.6 \cdot 26.093} = 0.463$$

olduğuna göre, dönüşüm oranı için

$$Y_{HD} = \frac{1}{1 + A} = \frac{1}{1 + 0.463} = 0.683 \text{ e}^- \text{ eşd hücre/e}^- \text{ eşd metanol}$$

bulunmaktadır.

(2.50) ve (2.4) reaksiyonları uyarınca 1 e⁻ eşd. metanol=5.33 gr metanol, 1 e⁻ eşd. hücre=5.65 gr hücre olduğuna göre,

$$Y_{HD} = 0.683 \frac{5.65}{5.33} = 0.72 \text{ gr hücre/gr metanol}$$

elde edilmektedir. Azot kaynağı olarak amonyak yerine nitratin kullanılması halinde nitratin amonyağa indirgenmesinde de enerji harcandığından dönüşüm oranı azalmaktadır. Aynı enerji kaynağı ile aerobik ortamda oksijenin elektron alıcısı olarak kullanılması halinde elde edilen enerji $G_r=27.64 \text{ kcal/e}^-$ eşd. olmakta ve dönüşüm oranı,

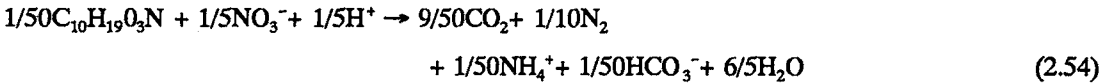
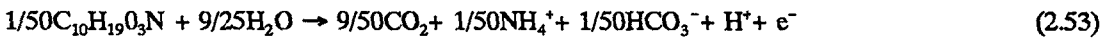
$$Y_H = 0.696 \text{ e}^- \text{ eşd. hücre/e}^- \text{ eşd. metanol}$$

$$= 0.74 \text{ gr hücre/gr metanol}$$

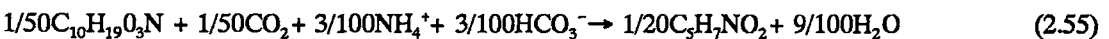
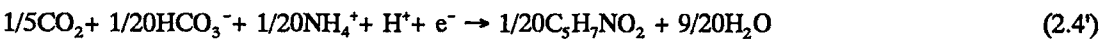
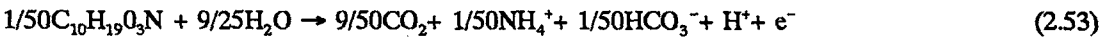
olarak bulunmaktadır.

Atıksuyun kendisi enerji kaynağı olarak kullanıldığında enerji ve sentez reaksiyonları şu şekilde değişmektedir (Mc Carty, 1972):

Enerji reaksiyonu



Sentez reaksiyonu



Buna göre 1 e⁻ eşd. evsel atıksuyun 4.02 gr olduğu esasına dayanılarak benzer kabullerle dönüşüm oranı,

$$\Delta G_s = \frac{0.945}{0.6^{+1}} + 0 + 7.5 = 9.075 \text{ kcal/e}^- \text{ eşd.}$$

$$A = \frac{9.075}{0.6 \cdot 24.728} = 0.612$$

$$Y_{HD} = \frac{1}{1 + A} = \frac{1}{1 + 0.612} = 0.62 \text{ e}^- \text{ eşd. hücre/e}^- \text{ eşd. evsel atıksu}$$

$$= 0.62 \frac{5.65}{4.02} = 0.87 \text{ gr hücre/gr evsel atıksu}$$

bulunmaktadır.

Aynı prosedür uygulanarak mikroorganizmaların dönüşüm oranı çeşitli elektron vericilerine bağlı olarak hesaplanabilmektedir.

Elektron alıcısı yarı reaksiyonları (2.2),(2.49) incelendiğinde alıcının oksijen olması durumunda stokiometrik olarak substrattan (organik maddeden) transfer olan 1 elektron için 8 gr oksijene, nitrat olması durumunda ise 2.8 gr nitrat azotuna gerek olduğu görülmektedir. Yani elektron bazında

$$2.8 \text{ gr NO}_3^- \text{-N} = 8 \text{ gr O}_2$$

ya da

$$1 \text{ gr NO}_3^- \text{-N} = 2.86 \text{ gr O}_2 \quad (2.56)$$

olmaktadır. Denitrifikasyon yapan heterotrof organizmaların dönüşüm oranı Y_{HD} gr UAKM/gr KOI bazında ölçüldüğünde, 1 gr O₂ eşdeğeri (1 gr KOI) organik maddenin yükseltgenmesi için

$$(1 - f_x Y_{HD}) \frac{2.8}{8} = \frac{(1 - f_x Y_{HD})}{2.86} \text{ gr } NO_3^- - N / \text{gr } KOI \quad (2.57)$$

nitrat azotunun indirgenmesi gerekmektedir.

İçsel solunum fazında da elektron alıcısı olarak nitratın kullanıldığı düşünülürse net dönüşüm oranı Y_{NHD} tanımı ile, giderilen substrat bazında toplam elektron alıcısı tüketimi,

$$\frac{(1 - f_x Y_{NHD})}{2.86} \text{ gr } NO_3^- - N / \text{gr } UAKM \quad (2.58)$$

olmaktadır. Bu ifade, organik maddenin tamamının sadece CO_2 ve H_2O 'ya yükseltgenme yolu ile giderilmesi halinde elektron alıcısı gereksiniminin $1/2.86 = 0.35 \text{ gr } NO_3^- - N / \text{gr } KOI$ olduğunu göstermektedir. Ancak bu teorik ifade organik maddenin sadece enerji reaksiyonundaki kullanımını yansıtmaktadır. Organik maddenin aynı zamanda sentezde de kullanıldığı düşünülürse bu teorik değer in mikroorganizmaların dönüşüm oranı kadar azaldığı görülmektedir. Bu durumda net elektron alıcısı tüketimi için

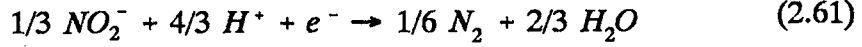
$$0.35 (1 - f_x Y_{NHD}) \text{ gr } NO_3^- - N / \text{gr } KOI \quad (2.59)$$

yazılabilmektedir. Diğer taraftan mikroorganizma sentezi için ortamda amonyak olmaması halinde nitrat azotu kullanılabilmektedir. Biyokütle bünyesine alınan azot miktarının $0.086 \text{ gr } N / \text{gr } \text{ hücre } KOI$ (Henze v.d., 1987) olduğu kabul edilirse, toplam nitrat tüketimi için

$$[0.35(1 - f_x Y_{NHD}) + 0.086 f_x Y_{NHD}] \text{ gr } NO_3^- - N / \text{gr } KOI \quad (2.60)$$

yazılabilmektedir. Pratikte özellikle düşük dönüşüm oranının gözlemlendiği sistemlerde sentezde harcanan nitrat miktarı dikkate alınmamaktadır.

Ortamda elektron alıcısı olarak sadece nitratın değil, nitritin de bulunması halinde indirgenme,



yarı reaksiyonu ile gerçekleşmektedir. Bu reaksiyon uyarınca

$$1 e^- \text{ eşd. } NO_2^- - N = \frac{14}{3} = 4.67 \text{ gr } NO_2^- - N \quad (2.62)$$

olmaktadır. Elektron alıcısı olarak nitritin de kullanılması halinde, giderilen birim organik madde bazında (KOI) nitrit tüketimi,

$$(1 - f_x Y_{NHD}) \frac{4.67}{8} = \frac{(1 - f_x Y_{NHD})}{1.71} \quad (2.63)$$

$$= 0.58 (1 - f_x Y_{NHD}) \text{ gr } NO_2^- - N / \text{gr } KOI$$

olarak yazılabilmektedir.

Ortamdaki anoksik koşullar geri devir akımıyla taşınabilen oksijen ile bozulabilmektedir. Bu durumda heterotrof organizmalar aerobik solunumu tercih ederek, organik maddeyi aerobik olarak yükseltgemektedirler. Dolayısıyla denitrifikasyon hacmindeki organik madde gereksinimi, geri devir akımındaki oksijen miktarına bağlı olarak (deoksijenasyon)

$$\frac{1}{1 - f_x Y_{HD}} \text{ gr } KOI / \text{gr } O_2 \quad (2.64)$$

kadar artmaktadır.

Bu ifadeler esas alındığında toplam organik madde gereksinimi,

$$C_T = \frac{2.86}{1 - f_x Y_{NHD}} S_{NO_3} + \frac{1.71}{1 - f_x Y_{NHD}} S_{NO_2} + \frac{1}{1 - f_x Y_{HD}} S_O$$

olarak hesaplanmaktadır.

Benzer bir hesaplama Mc Carty v.d.(1969) tarafından tüketim oranı (Cr) tanımı getirilerek yapılmaktadır. Bu tanıma göre tüketim oranı, denitrifikasyonda kullanılan

toplam çözünmüş organik maddenin teorik olarak hesaplanan nitrat, nitrit ve oksijen indirgemesi için gerekli çözünmüş organik madde miktarına oranıdır.

$$Cr = \frac{\text{Toplam çözünmüş organik madde tüketimi}}{\text{Teorik olarak gerekli çözünmüş organik madde miktarı}}$$

Organik maddenin bir kısmı sentezde de kullanıldığından Cr oranı 1'den büyük bir değer olmaktadır. Bu hesaplama yönteminin bazı çözünmüş organik metabolik ürünlerin oluşumu nedeniyle az da olsa hatalı sonuçlar verebileceği, ancak bu ürünlerin düşük konsantrasyonlarda olması nedeniyle hataların dikkate alınmaması gerektiği vurgulanmaktadır. Metanol ile yapılan deneysel çalışmada tüketim oranı 1.3, dönüşüm oranı ise 0.39 e⁻ eşd. biyokütle/e⁻ eşd. metanol olarak hesaplanmıştır.

Organik madde giderimine paralel olarak nitrat tüketiminin ölçülmesi ile hem gerekli KOI/N oranı, hem de denitrifikasyon organizmalarının net dönüşüm oranı belirlenebilmektedir. Stensel v.d.'nin (1973) metanol ile yürüttüğü laboratuvar çalışmasında KOI/NO₃⁻-N oranı 3.45 olarak bulunmuştur. USEPA (1975) metanol ile verimli bir denitrifikasyon için bu oranın 3'den büyük olması gerektiğini vurgulamaktadır. Evsel atıksular için önerilen oran BOI₅/N bazında > 3'dür (Kapp, 1986). Önde denitrifikasyon yapan sistemlerde KOI/N oranı Sutton tarafından >8, Stern ve Marais tarafından ise >15 olarak önerilmektedir. Sonda denitrifikasyon yapan bir sistemde organik madde kaynağı olarak metanolün kullanılması halinde KOI/N oranının 3-4 olması gerektiği gene Sutton tarafından vurgulanmaktadır (WPCF, 1983). Stern ve Marais'nin verdiği oranın bu denli büyük olması önde denitrifikasyon yapan sistemlerde KOI gideriminin başlangıçta hızlı bir adsorpsiyonla gerçekleştiği sonucuyla açıklanabilmektedir.

Organizmaların net dönüşüm oranı için kullanılan organik madde kaynağına bağlı olarak literatürde 0.17 ile 0.4 gr UAKM/gr KOI arasında değişen geniş bir aralık verilmektedir (Christensen ve Harremoes, 1977).

Stokiyometrik ifadelerde nitrat azotunun azot gazına indirgendiği yarı reaksiyon incelendiğinde 1 mol NO₃⁻-N 'in indirgenme sırasında 1 mol proton kullandığı görülmektedir. Bu durumda

$$\frac{50}{14} = 3.57 \text{ gr } CaCO_3/\text{gr } NO_3^- - N \quad (2.65)$$

eşdeğeri alkalinite üretilmektedir. Diğer taraftan sentezde kullanılan amonyak azotu nedeniyle ortamdaki amonyak, dolayısıyla alkalinite

$$\frac{50}{14} i_{XB} f_x \text{ gr } CaCO_3/\text{gr } UAKM \quad (2.66)$$

terimine bağlı olarak azalmaktadır. Sistemdeki net alkalinite değişimi

$$\left(\frac{1-f_x Y_{HD}}{2.86 Y_{HD}} \frac{50}{14} - i_{XB} f_x \frac{50}{14} \right) \text{ gr } CaCO_3/\text{gr } UAKM \quad (2.67)$$

$$\left(\frac{1-f_x Y_{HD}}{2.86 Y_{HD}} \frac{1}{14} - i_{XB} f_x \frac{1}{14} \right) \text{ mol } HCO_3^-/\text{gr } UAKM$$

olmaktadır.

2.2.2. Denitrifikasyonun Kinetiği

Denitrifikasyonda etkili olan prosesler ve bileşenler ve birbirleri ile olan ilişkiler seçilen model kapsamında Tablo 2.10'da gösterilmektedir (Orhon ve Artan,1994). Reaksiyon matrisi 7 bileşen ve 3 procesten oluşmaktadır. S_s ve X_s sırasıyla kolay ayrışan çözünmüş organik maddeyi ve yavaş ayrışan partiküler organik maddeyi karakterize etmektedir. X_{HD} aktif heterotrof organizmaların anoksik solunumu gerçekleştirebilen kısmını, X_p aktif biyokütlenin parçalanması sonucu ortaya çıkan inert partiküler maddeleri göstermektedir. S_{NH} heterotrofik çoğalmada biyokütle bünyesine alınan amonyak azotu miktarını karakterize etmektedir. S_{NO} denitrifikasyonda elektron alıcısı olarak kullanılan nitrit ve nitrat azotu toplamının, S_{ALK} ise alkalitenin bir göstergesidir. Denitrifikasyonda etkili olan prosesler heterotrof organizmaların anoksik çoğalması, yavaş ayrışan partiküler organik maddenin hidrolizi ve heterotrof organizmaların bozunması olarak 3 ana başlıkta toplanabilmektedir. Her bir proses detaylı olarak aşağıda açıklanmaktadır.

Tablo 2.10 Denitrifikasyon Prosesinde Reaksiyon Matrisi

Bileşen →	1	2	3	4	5	6	7	Proses Hızı
Proses ↓	S _s	X _s	X _{HD}	X _p	S _{NH}	S _{NO}	S _{ALK}	
Çöğalma	$1 - \frac{1}{Y_{HD}}$		1		$-f_{X^{i_{XB}}}$	$1 - \frac{f_{X^{i_{XB}}}}{2.86 Y_{HD}}$	$\frac{1 - f_{X^{i_{XB}}}}{14 \cdot 2.86 Y_{HD}} - \frac{f_{X^{i_{XB}}}}{14}$	$\hat{\mu}_{HD} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \frac{X_{HD}}{X_{HD}}$
Hidroliz	f _x	-f _x						$k_{HD} \frac{X_p/X_{HD}}{K_X + X_p/X_{HD}} \frac{X_{HD}}{X_{HD}}$
Bozunma			-1	f _e	$f_{X^{i_{XB}}} - f_{X^{i_{E}}} f_{XB}$	$\frac{f_X(1 - f_E)}{2.86}$	$\frac{f_{X^{i_{XB}}} - f_{X^{i_{E}}} f_{XB}}{14}$	$b_{HD} X_{HD}$
	KOI	KOI	UAKM	UAKM	NH ₃ -N	NO ₃ -N	Molar Kons.	

Denitrifikasyon bakterilerinin çoğalma kinetiği Monod bağıntısı ile ifade edilmektedir. Prosesde hız kısıtlayıcı substrat hem organik madde, hem de nitrat azotu olabildiğinden genellikle Monod ifadesinin,

$$\mu_{HD} = \hat{\mu}_{HD} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \quad (2.68)$$

şeklindeki modifikasyonu kullanılmaktadır. Burada

μ_{HD} ; denitrifikasyon bakterilerinin spesifik çoğalma hızını [1/gün],

$\hat{\mu}_{HD}$; denitrifikasyon bakterilerinin maksimum spesifik çoğalma hızını [1/gün],

S_S ; elektron vericisi konsantrasyonunu [gr KOI/m³],

S_{NO} ; nitrat azotu konsantrasyonunu [gr NO₃⁻-N/m³],

K_S ; organik maddenin yarı doygunluk sabitini [gr KOI/m³],

K_{NO} ; nitrat azotunun yarı doygunluk sabitini [gr NO₃⁻-N/m³]

göstermektedir.

Nitrat azotu yarı doygunluk sabiti K_{NO} için literatürde verilen değerler oldukça küçüktür. Geri devirsiz askıda çoğalan sistemlerde 20°C için K_{NO} değerinin 0.08 gr NO₃⁻-N/m³, geri devirli sistemlerde ise 0.16 gr NO₃⁻-N/m³ olduğu (USEPA, 1975), genel olarak 0.1–0.2 gr NO₃⁻-N/m³ aralığında değiştiği belirtilmektedir. Nitrat azotunun 1–2 gr/m³ den daha büyük konsantrasyonlarında denitrifikasyon prosesinin çok küçük olan K_{NO} değeri nedeniyle NO₃⁻-N konsantrasyonundan bağımsız olarak gerçekleştiği ve sıfırıncı derece kinetiğine uyduğu görülmektedir.

Denitrifikasyon yapabilen organizmaların değişimi,

$$\frac{dX_{HD}}{dt} = \mu_{HD} X_{HD} - b_{HD} X_{HD} \quad (2.69)$$

bağıntısı ile ifade edilmektedir. Burada,

X_{HD} ; denitrifikasyon yapabilen organizmaların konsantrasyonunu [mg UAKM/l],

μ_{HD} ; denitrifikasyon yapabilen organizmaların spesifik çoğalma hızını [1/gün],

b_{HD} ; denitrifikasyon yapabilen organizmaların içsel solunum hızını [1/gün],

göstermektedir. Çoğalma kolay ayrışan çözünmüş organik madde üzerinde gerçekleşmektedir. Atıksuda biyolojik olarak ayrışan organik madde kolay ayrışan çözünmüş organik madde (S_s) ve yavaş ayrışan partiküler organik madde (X_s) olarak iki grupta toplanmaktadır. Partiküler organik madde ancak hidroliz kademesinden geçerek kolay ayrışan çözünmüş organik maddeye dönüştükten sonra çoğalma sürecinde kullanılmaktadır. Bu durumda kolay ayrışan organik maddenin değişimi için

$$\frac{dS_s}{dt} = -\frac{\hat{\mu}_{HD}}{Y_{HD}} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} X_{HD} + k_{HD} \frac{X_s/X_{HD}}{K_x + X_s/X_{HD}} f_x X_{HD} \quad (2.70)$$

ifadesi yazılabilmektedir. Burada

k_{HD} ; anoksik koşullardaki maksimum spesifik hidroliz hızını [mg KOI/mg KOI.gün],

K_x ; hidroliz adımının yarı doygunluk sabitini [mg KOI/mg UAKM];

$\hat{\mu}_{HD}$; anoksik koşullardaki maksimum spesifik çoğalma hızını,

göstermektedir. Bu sırada harcanan elektron alıcısı (nitrat azotu) miktarı ise

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{1-f_x Y_{HD}}{2.86 Y_{HD}} \mu_{HD} X_{HD} - \frac{(1-f_E)}{2.86} b_{HD} f_x X_{HD} \quad (2.71)$$

$$= -\frac{1-f_x Y_{HD}}{2.86} q_{HD} X_{HD} - \frac{(1-f_E)}{2.86} b_{HD} f_x X_{HD} \quad (2.72)$$

ile hesaplanmaktadır. Bu bağıntı spesifik nitrat giderim hızı bazında yazıldığında

$$Y_D = \frac{2.86 Y_{HD}}{1-f_x Y_{HD}} \quad (2.73)$$

tanımı yapılarak

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{\mu_{HD}}{Y_D} X_{HD} - \frac{(1-f_E)}{2.86} b_{HD} f_x X_{HD} \quad (2.74)$$

$$= -q_D X_{HD} - \frac{(1-f_E)}{2.86} b_{HD} f_x X_{HD}$$

elde edilmektedir. Y_D gr UAKM/gr tüketilen NO_3^- -N olarak denitrifikasyon sürecinin dönüşüm oranı olarak tanımlanmaktadır. Bu tanımlar gereğince

$$q_D = \frac{1 - f_x Y_{HD}}{2.86 Y_{HD}} \mu_{HD} \quad (2.75)$$

olmaktadır. q_D spesifik nitrat tüketim hızı olup, gr üretilen NO_3^- -N/gr UAKM.zaman birimi ile verilmektedir.

Bağıntılardan görüldüğü üzere Y_{HD} , μ_{HD} , X_{HD} denitrifikasyon yapabilen heterotrof organizmalara ait büyüklüklerdir. Simultane karbon ve azot giderimi yapan tek çamurlu aktif çamur sistemlerinde heterotrof organizmalar aerobik ortamda oksijeni kullanarak organik maddeyi yükseltgerlerken, anoksik ortamda elektron alıcısı olarak nitratı kullanmaktadırlar. Deneysel çalışmalar anoksik koşullardaki substrat gideriminin aerobik koşullardakinden daha yavaş olduğunu göstermektedir. Oksijen ve nitrat kullanım zinciri aynı olmasına rağmen her iki elektron alıcısının birarada bulunması halinde heterotrof organizmalar 1 kcal/e⁻ eşd. daha fazla enerji elde ettiklerinden oksijeni kullanmayı tercih etmektedirler. Nitrat azotunun elektron alıcısı olarak kullanımı ancak oksijenin tamamen tükenmesinden sonra başlamaktadır.

Mikroorganizma türü ile elektron vericisi aynı olmasına rağmen, organizma grubunun ne kadarının elektron alıcılarındaki bu farklılığa adapte olabildiğini ya da her iki koşuldaki çoğalma hızları arasındaki farklılıkları ortaya koyabilmek amacıyla bir dizi çalışma yürütülmektedir. Deneysel çalışmalar anoksik koşullara adapte olabilen organizma yüzdesi ile hızlardaki farklılığı birbirinden ayıramamaktadır. Bu çalışmaların esası organik maddeden 1 elektron transfer edilmesi halinde, bu elektronu alacak oksijen ya da nitrat azotu miktarının deneysel olarak belirlenmesine dayanmaktadır. Bu amaçla ortamda nitrat ve oksijen tüketim hızları ölçülmektedir. Bu hızların oranı aerobik ve anoksik ortamları biribiri ile kıyaslayan η faktörü tanımını getirmektedir.

Kolay ayrışan substrata karşı gelen elektron alıcısı kullanım hızları oranı (η_g) çoğalma hızları oranının ya da adapte olabilen organizma grubunun göstergesi

olmaktadır. Bu durumda sadece kolay ayrışan organik maddenin çoğalma sürecindeki kullanımı

$$\frac{dS_s}{dt} = -\eta_s \frac{\mu_H}{Y_H} X_H \quad (2.76)$$

olmaktadır.

Yavaş ayrışan substratın giderimine karşı gelen nitrat tüketim hızı kolay ayrışan substrata oranla çok daha yavaş gerçekleşmektedir. Bu substratın çoğalma prosesinde kullanılması (2.70) bağıntısının ikinci teriminde de görüldüğü gibi ancak hidroliz mekanizması ile çözünmüş substrata dönüşmesinden sonra gerçekleşmektedir (Dold ve Marais, 1986). Bu durumda partiküler yavaş ayrışan substrat üzerindeki çoğalmada hız kısıtlayıcı adım hidroliz olmaktadır.

Heterotrof organizmaların yavaş ayrışan substrata karşı gelen çoğalma hızları da aerobik ve anoksik koşullarda birbirlerinden farklılıklar göstermektedir. Bu farkı ortaya koyabilmek için tanımlanan η_h faktörü aslında hidroliz hızlarının her iki ortamdaki değişimini karakterize etmektedir. Bu durumda substrat giderimi ifadesi

$$\frac{dX_s}{dt} = -\eta_h k_H \frac{X_s/X_H}{K_x + X_s/X_H} f_x X_H \quad (2.77)$$

şeklini almaktadır. Dolayısıyla denitrifikasyon yapabilen heterotrof organizmaların çoğalma sürecinde substrat değişimi

$$\frac{dS_s}{dt} = -\eta_s \frac{\mu_H}{Y_H} X_H + \eta_h k_H \frac{X_s/X_H}{K_x + X_s/X_H} f_x X_H \quad (2.78)$$

olmaktadır.

Mikroorganizmaların biyolojik olarak bozunması çoğalma mekanizması ile birlikte gerçekleşen bir proses olup, aktif biyokütle bazında birinci derece bir reaksiyon ile ifade edilmektedir. Literatürde bozunma süreci ile ilgili iki farklı yaklaşım kullanılmaktadır. Dold v.d. (1980) tarafından önerilen ve daha çok Task Grup

(Henze v.d., 1987) yaklaşımı olarak bilinen bu ölüm-yenilenme modelinde aerobik veya anoksik ayrımı olmaksızın bozulan bütün heterotrof organizmaların bir kısmı yavaş ayrışan substrat niteliğine dönüşmekte ve hidroliz kademesinden geçerek yeniden çoğalmada kullanılmakta, diğer kısmı ise inert biyokütle olarak sistemde birikmektedir. Bu yaklaşımda çoğalma dışındaki hiçbir süreçte elektron alıcısı tüketilmemektedir.

$$\frac{dX_H}{dt} = -b'_H X_H \quad (2.79)$$

Bu modelin kullanılması halinde elektron alıcısı değişiminin ifade edildiği (2.71) ve (2.72) denklemlerinde içsel solunumdan kaynaklanan tüketimin dikkate alınmaması gerekmektedir. İçsel solunum modeli olarak bilinen ikinci yaklaşımda bozunma mekanizması içsel solunum sürecini yansıtmakta ve elektron alıcısı tüketmektedir. Bu mekanizmanın anoksik koşullardaki ifadesi

$$\frac{dX_{HD}}{dt} = -b_{HD} X_{HD} = \eta_E b_H X_H \quad (2.80)$$

bağıntısı ile verilmektedir. İki yaklaşımın ayrışma hızlarındaki fark ise

$$b'_H = \frac{b_H}{1 - f_x Y_H (1 - f_p)} \quad (2.81)$$

ile ifade edilmektedir. Burada

f_p ; ölüm yenilenme modelinde biyokütlenin inert fraksiyonunu göstermektedir. Bu durumda nitrat tüketim hızının değişimi

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{1 - f_x Y_H}{2.86 Y_H} \eta_g \mu_H X_H - \frac{(1 - f_E)}{2.86} \eta_E b_H f_x X_H \quad (2.82)$$

olmaktadır. Spesifik nitrat tüketim hızı

$$\frac{dS_{NO}}{dt X_H} = -\frac{1 - f_x Y_H}{2.86 Y_H} \eta_g \mu_H - \frac{(1 - f_E)}{2.86} \eta_E b_H f_x \quad (2.83)$$

denitrifikasyon hızı olarak tanımlanmakta ve çeşitli faktörlerin etkisi altında çok farklı değerler alabilmektedir.

Denitrifikasyon hızı oksijen, pH, sıcaklık gibi çevresel faktörler ile nitrat konsantrasyonundan, elektron vericisi organik maddenin türünden ve bileşiminden olduğu kadar inhibitörlerden de etkilenmektedir.

Oksijenin Etkisi

Ortamda nitrat ve oksijenin birlikte bulunması halinde organizmalar aerobik solunumu tercih etmekte, bunun sonucu olarak denitrifikasyon için gerekli elektron vericisi miktarı azalmaktadır. Oksijen nedeniyle assimilatif nitrat indirgenmesi etkilenmemesine rağmen, dissimilatif indirgeme inhibe olmaktadır.

Diğer taraftan özellikle önde denitrifikasyon yapan sistemlerde oksijenli ortamlardan sonra denitrifikasyon organizmalarının aktivitelerinin arttığı belirtilmektedir. Bu etki bazı organizmaların elektron taşıma sistemlerinde hemoglobin sentezlemek üzere oksijene gereksinimleri ile açıklanmaktadır (Christensen ve Harremoes, 1977). Çözünmüş oksijen kritik değerinin 0.2 mg/l olduğu, bu konsantrasyonun üzerinde denitrifikasyonun gerçekleşmediği vurgulanmaktadır (Focht ve Chang, 1975). Düşük pH seviyelerinde (5.5–6.0) denitrifikasyon hızının oksijenden etkilenmediği belirtilmektedir (Christensen ve Harremoes, 1972).

Çözünmüş oksijenin denitrifikasyon süreci üzerindeki etkisini gösterebilmek amacıyla bir anahtar fonksiyonu tanımlanmaktadır (Henze v.d., 1987). Bu durumda

$$\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \quad (2.84)$$

anahtar fonksiyonunun değeri artan oksijen konsantrasyonu ile azalmakta ve çoğalma mekanizması bu fonksiyondan

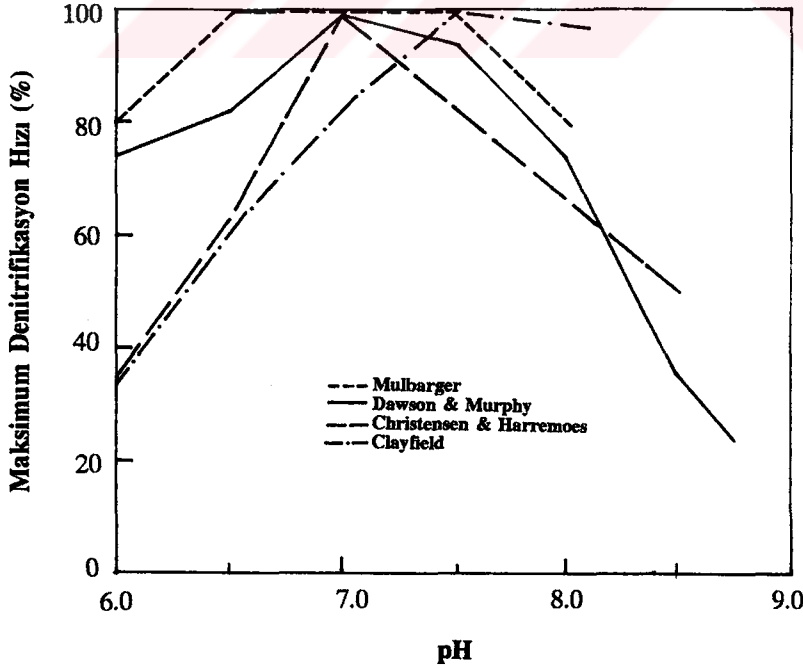
$$\mu_{HD} = \eta_g \hat{\mu}_H \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \quad (2.85)$$

şeklinde etkilenmektedir. Burada K_{OH} oksijen yarı doygunluk sabitini

göstermektedir. Bu değerin 0.2 mg/l alınması tavsiye edilmektedir (Henze v.d., 1987).

pH 'ın Etkisi

Denitrifikasyon süreci için verilen optimum pH aralığı 7–7.5 'dur. Çalışmalar denitrifikasyon hızının pH ile paraboller çizdiğini ve 7 'de maksimum noktaya çıktığını göstermektedir (Focht ve Chang, 1975). pH 6 ve 8'de hızların pH 7'ye oranla yarı yarıya azaldığı gözlenmektedir. Bazı araştırmalarda hızın pH 4 'den 7–8 'e kadar lineer olarak arttığı, 9.5 'a doğru ise azalma eğilimi gösterdiği görülmektedir (USEPA, 1975). Nötr ya da hafif alkali pH sadece denitrifikasyon hızını artırmakla kalmamakta, reaksiyonların azot gazı verecek şekilde tamamlanmasını da etkilemektedir (Focht ve Chang, 1975). pH 7.3 'ün üzerinde iken son ürün azot gazı iken, 7.3 'ün altında nitroz asit olmaktadır (Christensen ve Harremoes, 1977). Denitrifikasyon sürecinde alkalinite üretildiğinden düşük pH problemine pratikte sık rastlanmamaktadır. Şekil 2.4 pH 'ın denitrifikasyon hızı üzerindeki etkisini göstermektedir.



Şekil 2.4 Denitrifikasyon hızı ve pH ilişkisi (USEPA, 1975)

Sıcaklığın Etkisi

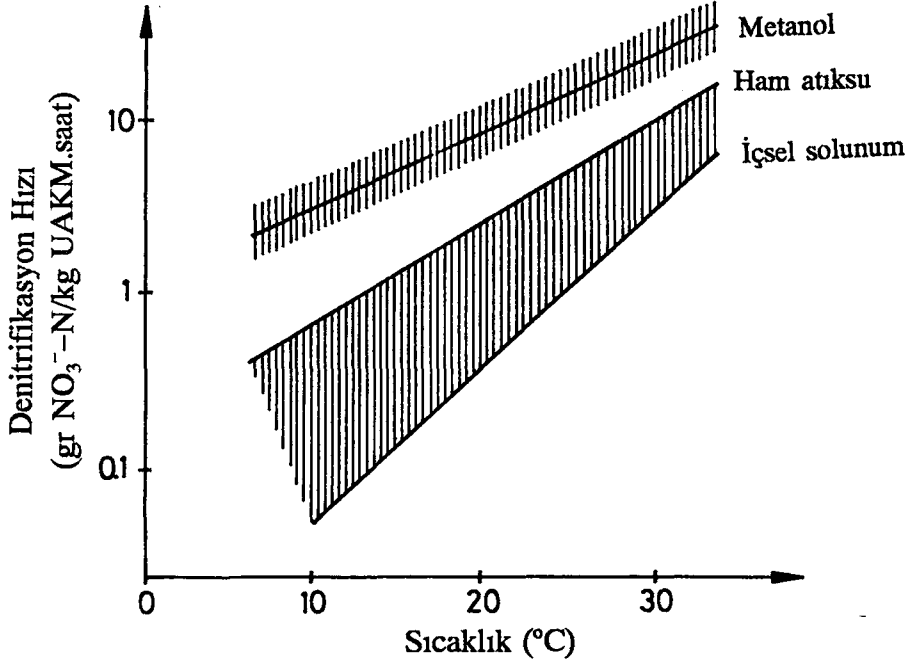
Sıcaklık diğer biyokimyasal reaksiyonlar gibi denitrifikasyon sürecini de etkilemektedir. 20 °C 'nin üzerinde denitrifikasyon hızının sabit kaldığı belirtilirken (USEPA, 1975), 5 °C 'nin altında hızla düştüğü vurgulanmaktadır. Optimum sıcaklığın 40 °C'de görüldüğü, maksimum hıza ise 50 °C 'de ulaşıldığını (Christensen ve Harremoes, 1977), sıcaklığın 10 °C 'den 20 °C 'ye çıkarılması halinde nitrat giderim hızının üç misli arttığı belirtilmektedir (Christensen ve Harremoes, 1972).

Nitrat Konsantrasyonu ve Organik Maddenin Etkisi

Denitrifikasyon sürecinin nitrat konsantrasyonuna göre sıfırıncı derece olduğu gözlenmiştir. Bu nedenle nitrat tüketimi hem konsantrasyonundan hem de reaktör hidroliginden bağımsız olarak gerçekleşmekte, tam karışım ve piston akımlı reaktörler için aynı sonuçları vermektedir.

Her bir elektron vericisinden elde edilen enerjinin farklı olması denitrifikasyon sürecini organik madde türüne bağımlı kılmaktadır. İşletme koşulları aynı olan sistemlerde metanol, evsel atıksu ve biyokütle gibi değişik elektron vericileri karşılaştırıldığında en yüksek denitrifikasyon hızına metanol ile erişildiği, bunu sırasıyla atıksuyun kendisinin ve biyokütlenin içsel solunumu nedeniyle açığa çıkan organik maddenin izlediği görülmüştür (Şekil 2.5) (Christensen ve Harremoes, 1978). Bu yüksek hıza rağmen metanol gereksiniminin, giderilmesi hedeflenen nitrat azotu miktarının hemen hemen 3 katı olması bu organik madde kaynağının kullanılmasını maddi açıdan sınırlamakta, bu nedenle mevcut enerji kaynaklarından yararlanılmaktadır. Son yıllarda metan metanole alternatif olarak gösterilmektedir (Werner ve Kayser, 1991).

Denitrifikasyon hızı süreçte kullanılan karbon kaynağı türünün yanısıra bileşiminden de etkilenmektedir. Karbon kaynağı içindeki kolay ve yavaş ayrışan maddelere bağlı olarak hızda önemli ölçüde değişiklik olmaktadır. Bu ilişki literatürde k katsayıları ile verilmektedir. Aktif çamur modellemesinde yaygın olarak kullanılan TASK Grup



Şekil 2.5 Denitrifikasyon hızı–karbon kaynağı ve sıcaklık ilişkisi

modeline göre (Henze v.d., 1987), öncelikle kolay ayrışan substrat türü organizmalar tarafından parçalamakta, daha sonra yavaş ayrışan substrat üzerinde çoğalma başlamaktadır. Atıksuda mevcut olan kolay ayrışan substrat kullanılırken yavaş ayrışan organik madde X_s de hidroliz kademesinden geçerek S_s 'e dönüşmektedir. Substrat kısıtlı olmadığı takdirde ($S_s \gg K_s$) solunum bu başlangıç fazında maksimum hızla gerçekleşmekte ve maksimum çoğalma hızına karşı gelen bir nitrat tüketim hızı (NTH) ölçülmektedir. S_s konsantrasyonu kısıtlı hale gelmeye başlayınca bu hızlı tüketim yavaşlamakta ve yerini yavaş ayrışan organik maddenin kullanımına karşı gelen tüketim hızına bırakmaktadır. Biyolojik olarak ayrışabilen maddeler tükendiğinde ortama içsel solunum fazı hakim olmakta ve daha düşük nitrat tüketim hızları ölçülmektedir. Dikkat edilmesi gereken önemli bir nokta spesifik nitrat tüketim hızlarının aktif biyokütle bazında değerlendirilmesi gerektiğidir. Denitrifikasyon hızı aktif biyokütleyle göre birinci dereceden bir reaksiyon ile ifade edildiğinden sonuçların toplam biyokütle bazında verilmesi değerlendirme hatasına neden olmaktadır. Uçucu askıda katı madde miktarının inert fraksiyonunun çamur yaşı ve atıksu cinsi ile değiştiği gözönüne alınırsa toplam biyokütle bazında yapılmış ölçümlerin farklı atıksu türlerine ve çamur yaşlarına uygulanmaması gerekmektedir. Atıksu karakterinin, sistemin çamur yaşının ve sıcaklığının bilinmesi halinde aktif

biyokütle miktarı hesaplanabilmekte ve toplam biyokütle bazında ölçülen denitrifikasyon hızları düzeltilebilmektedir. Denitrifikasyon hızlarının organik madde bileşimine göre değişimi k katsayıları ile belirtilmektedir. Literatürde bazı çalışmalarda k_1^* hızı sadece kolay ayrışan substrat, k_2^* ise sadece yavaş ayrışan substrat üzerindeki çoğalmadan kaynaklanan denitrifikasyon hızları olarak tanımlanmaktadır. Bu durumda birinci hızlı tüketim fazında gözlenen hız ile ikinci fazdaki hızın farkları alınmaktadır. Benzer şekilde ikinci ve üçüncü fazlardaki farkların oluşturulması ile k_2^* hızı elde edilmektedir. k_3^* hızı içsel solunum hızını göstermektedir (van Haandel v.d., 1982). 20 °C'de evsel atıksuda denitrifikasyon hızlarının araştırıldığı bir diğer çalışma Barnard ve Meiring (1977) 'e aittir. Her iki çalışmanın sonuçları Tablo 2.11'de verilmektedir. Bu yaklaşım kolay ve yavaş ayrışan substrat türleri üzerinde ayrı ayrı çoğalmayı tanımlayan dual substrat modelleri için uygundur. Bu tanımla k_1^* ve k_2^* sırasıyla birinci ve ikinci (hızlı ve yavaş ayrışan substrat) substrat türleri üzerindeki çoğalmaya karşı gelen nitrat tüketim hızlarını göstermektedir. Tek bir substrat üzerinde çoğalmanın gerçekleştiği hidroliz modellerinde gözlenen ilk hızlı nitrat tüketimi ağırlıklı olarak kolay ayrışan organik madde ile yavaş ayrışan organik madde üzerindeki çoğalmadan ve içsel solunumdan kaynaklanmaktadır. Bu fazda gözlenen hız maksimum çoğalma hızına karşı gelen maksimum nitrat tüketim hızıdır.

Tablo 2.11 Denitrifikasyon Hızlarının Değişimi

Hız Sabiti	Denitrifikasyon Hızı (gr N/gr UAKM.sa)	
	van Haandel v.d. (1982)	Barnard ve Meiring (1977)
k_1^*	0.0300	0.0097
k_2^*	0.0042	0.0036
k_3^*	0.0033	0.0012

Aerobik ve anoksik çürütücülerde yürütülen bir diğer çalışmada anoksik koşullarda içsel solunum hızı k_3 'den daha küçük bir k_4 hızının 0.0019 gr N/gr UAKM.sa olarak gözlemlendiği belirtilmektedir (Warner v.d., 1986).

İnhibitörlerin Etkisi

Denitrifikasyon sürecini olumsuz yönde etkileyecek inhibitörler konusunda literatürde çok az bilgiye rastlanmaktadır. Nitrit azotunun 30 mg/l 'den yüksek konsantrasyonlarında inhibisyon etkisi olduğu belirtilmektedir (Christensen ve Harremoes, 1977). Abufayed ve Schroeder (1986) ise giriş akımındaki 150 mg/l nitrit konsantrasyonunun denitrifikasyon organizmalarını etkilemediğini vurgulamaktadırlar. Bazı araştırmalar nitrat konsantrasyonunun denitrifikasyon sürecinin ikinci adımını inhibe ettiğini göstermektedir (Eggers ve Terlouw, 1979). Wilderer v.d. (1987) karbon kaynağı türünün etkisi üzerinde durmakta, glukoz kullanıldığında biyokütlenin nitrit tüketim hızının düştüğünü, aynı organizmaların asetat ile beslenmesi halinde hızın giderek yükseldiğini ve nitrit piklerinin kaybolduğunu belirtmektedir.

2.3 Respirometrik Yöntemler ile Organik Madde Bileşiminin Belirlenmesi

Respirometrik yöntemler organik maddeden 1 e⁻ transfer edilmesi halinde bu e⁻'nu alacak elektron alıcısı miktarının deneysel olarak belirlenmesi esasına dayanmaktadır. Ortamın aerobik olması halinde elektron alıcısı olarak oksijenin, anoksik olması durumunda ise nitrat azotu tüketiminin ölçülmesi hedeflenmektedir. Bu yöntemler biyolojik olarak ayrışabilen organik madde üzerindeki çoğalmanın bir göstergesidir.

Biyolojik olarak ayrışabilen organik madde Task Grup modelinde

. kolay ayrışan organik madde S_s,

. yavaş ayrışan organik madde X_s,

olarak tanımlanmakta ve çoğalmanın öncelikle S_s sonra da X_s'den hidroliz süreci sonucu oluşan S_s üzerinde gerçekleştiği belirtilmektedir (Henze v.d., 1987). Elektron alıcısı tüketimlerini izleyen respirometrik deneyler S_s ve X_s üzerindeki çoğalmaları sırasıyla gösterebilmektedir. Substratın bu şekilde ikiye ayrılması elektron alıcıları tüketiminde meydana gelen gecikmelerin modellenmesine de olanak sağlamaktadır. Yavaş ayrışan substrat aniden biyokütle içinde tutularak giderilmesine rağmen, bu substrata karşı gelen elektron alıcısı tüketimi araya giren hidroliz nedeniyle gecikmektedir. Yavaş ayrışan substratın spesifik hidroliz hızı, genellikle kolay

ayrışan substratın kullanım hızından düşük olduğundan ortamda sadece X_s olduğunda hidroliz çoğalma sürecinde hız kısıtlayan bir faktör olmaktadır. Yavaş ayrışan substratın giderimi fiziksel bir mekanizma ile (biyoflokta tutunma) gerçekleşirken, çoğalma için kullanımı ancak hidroliz kademesinden geçerek kolay ayrışabilen substrata dönüştükten sonra mümkün olmaktadır. Bu nedenle de yavaş ayrışan substrat üzerindeki çoğalmada elektron alıcısı tüketim hızı, hidroliz hızına bağlı olarak yavaşlamaktadır. En genel halde elektron alıcısı

$$\frac{e^- \text{ alıcısı miktarı}}{\Delta t} = - (1 - f_x Y) \frac{(C_{s0} - C_s)}{\Delta t} - (1 - f_E) b f_x X \quad (2.86)$$

ifadesine göre çoğalma ve içsel solunum mekanizmaları ile tüketilmektedir. Burada,

Y ; dönüşüm oranını [mg UAKM/mg KOI],

b ; içsel solunum hızını [1/gün],

f_E ; inert biyokütle fraksiyonunu,

f_x ; KOI/UAKM oranını,

X ; aktif biyokütle konsantrasyonunu [mg UAKM/l],

C_{s0}, C_s ; giriş ve çıkış akımındaki biyolojik olarak ayrışabilen organik madde konsantrasyonunu [mg KOI/l],

göstermektedir. Aerobik koşullar söz konusu olduğunda ortamdaki oksijenin değişimi,

$$\frac{\Delta S_O}{\Delta t} = - (1 - f_x Y_H) \frac{(C_{s0} - C_s)}{\Delta t} - (1 - f_E) b_H f_x X_H \quad (2.87)$$

anoksik koşullarda nitrat azotunun değişimi,

$$\frac{\Delta S_{NO}}{\Delta t} = - \frac{(1 - f_x Y_{HD})}{2.86} \frac{(C_{s0} - C_s)}{\Delta t} - \frac{(1 - f_E)}{2.86} b_{HD} f_x X_{HD} \quad (2.88)$$

olmaktadır. Burada

indis H ; aerobik solunum yapan heterotrof organizmaları,

indis HD; anoksik solunum yapan heterotrof organizmaları,

S_O ; oksijen konsantrasyonunu [mg/l],

S_{NO} ; nitrat azotu konsantrasyonunu [mg/l],

göstermektedir.

Bu teorik esaslardan hareketle Ekama ve Marais (1986) tarafından aerobik ve/veya anoksik koşullarda kesikli reaktörlerde zamana karşı elektron alıcısı tüketim hızı ölçümlerine dayanan bir yöntem tanımlanmıştır. Bu yöntem ile atıksu içindeki mevcut kolay ayrışabilen organik madde konsantrasyonu belirlenebildiği gibi organizmaların bu koşullardaki çoğalma hızları hakkında da fikir sahibi olunabilmektedir. Anoksik kesikli deney yöntemi, toplam KOI konsantrasyonu (S_0) bilinen bir atıksuyun seçilmiş bir hacminin (V_{ww}) yine konsantrasyonu bilinen (X_T' , UAKM) bir toplam biyokütle hacmi (V_{ml}) ile karıştırılarak, 30–40 mg/l nitrat azotu ilave edilmiş, atmosfere kapalı bir ortamda nitrat azotu tüketiminin ölçülmesi olarak tasarlanmıştır. Başlangıçtan itibaren her 5–10 dakikada bir numune alınmakta ve deneyler 4–5 saat boyunca sürdürülmektedir. Numune alma sıralarında reaktöre oksijen girişini önlemek için azot gazı verilmektedir. Aerobik kesikli deney yönteminde ise anoksik reaktöre paralel olarak aynı başlangıç koşullarında, ancak havalı ortamda çalıştırılan bir reaktörde zamana karşı oksijen tüketimi ölçülmektedir. Ölçümlerde ilave oksijen tüketimini engellemek amacıyla nitrifikasyon inhibitörü kullanılmaktadır.

Anoksik koşullarda yürütülen respirometrik ölçümler incelendiğinde, elde edilen profillerin hızı gittikçe azalan ardışık fazlardan oluştuğu görülmektedir. Her bir fazdaki tüketim çoğalma ve içsel solunum mekanizmalarından kaynaklanmaktadır. Çoğalma mekanizması dikkate alındığında, birinci faz maksimum çoğalma koşullarının gerçekleştiği, çoğalmanın öncelikle kolay ayrışabilen substrat (S_s) üzerinde olduğu periyod, ikinci faz kolay ayrışan substratın artık bulunmadığı, çoğalmanın yavaş ayrışan substrat (X_s) üzerinde olduğu ve bu nedenle hidroliz sürecinin hız kısıtlayıcı adım olduğu periyod olarak tanımlanmaktadır. Üçüncü faz ise biyokütle dışında elektron vericisi olarak herhangi bir kaynağın bulunmadığı periyoddur. Her bir fazdaki elektron alıcısı tüketim hızları farkı o periyoddaki baskın mekanizmayı göstermektedir. İlk periyodda ölçülen hızlı tüketim atıksuda mevcut olan S_{s0} ile hidrolizden kazanılan kısım üzerindeki çoğalmayı ve içsel solunumu birarada karakterize ettiğinden, sadece kolay ayrışan substrat üzerindeki tüketimi belirleyebilmek için birinci ve ikinci fazlardaki tüketim hızlarının farkları alınmaktadır. Bu düzeltme hidrolizden ve içsel solunumdan kaynaklanan elektron

alıcısı tüketimlerinin deney süresi boyunca her üç fazda da sabit olduğu varsayımına dayanmaktadır. Bu durumda atıksuda mevcut olan ve Δt süresi içinde tamamiyle çoğalmada kullanılan kolay ayrışan substrat (S_{so})'ın tüketim hızına karşı gelen elektron alıcısı tüketim hızı

$$NTH_1 - NTH_2 = \frac{(1 - f_x Y_H)}{2.86} \frac{S_{so}}{\Delta t} \quad (2.89)$$

olmaktadır. Burada

NTH_1 ; ilk fazda ölçülen nitrat tüketim hızını [mg N/l.saat],

NTH_2 ; ikinci fazda ölçülen nitrat tüketim hızını [mg N/l.saat] göstermektedir.

$$\Delta N_1 = (NTH_1 - NTH_2) \Delta t \quad (2.90)$$

tanımıyla, reaktördeki kolay ayrışan substrat konsantrasyonu

$$S_{so} = \frac{2.86}{(1 - f_x Y_H)} \Delta N_1 \quad (2.91)$$

bağıntısıyla bulunabilmektedir. Gerekli hacim düzeltmesi yapılarak atıksudaki kolay ayrışan organik madde

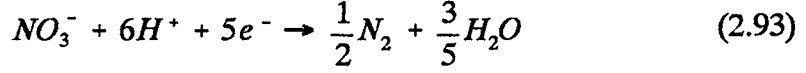
$$S_{so} = \frac{2.86}{(1 - f_x Y_H)} \Delta N_1 \frac{(V_{ml} + V_{ww})}{V_{ww}} \quad (2.92)$$

ile hesaplanmaktadır. Şekil 2.6 üç fazın ard arda gözlendiği bir NTH profilini göstermektedir.

Burada dikkat edilmesi gereken önemli bir nokta bu bağıntının substrattan transfer olan elektronların ancak tamamının

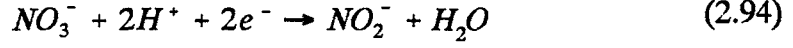


zinciri içinde nitrat azotundan azot gazına indirgenmesi ve nitrit birikiminin gözlenmemesi halinde geçerli olduğudur. 1 mol NO_3^- -N 'nın N_2 'na indirgenebilmesi için

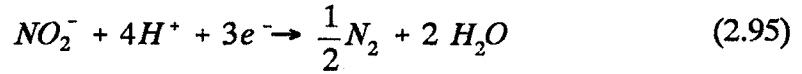


reaksiyonu uyarınca organik maddeden 5 elektronun transfer edilmesi gerekmektedir.

Bu elektronların 2 tanesi



ile NO_3^- -N'den NO_2^- -N'ye, 3 tanesi ise



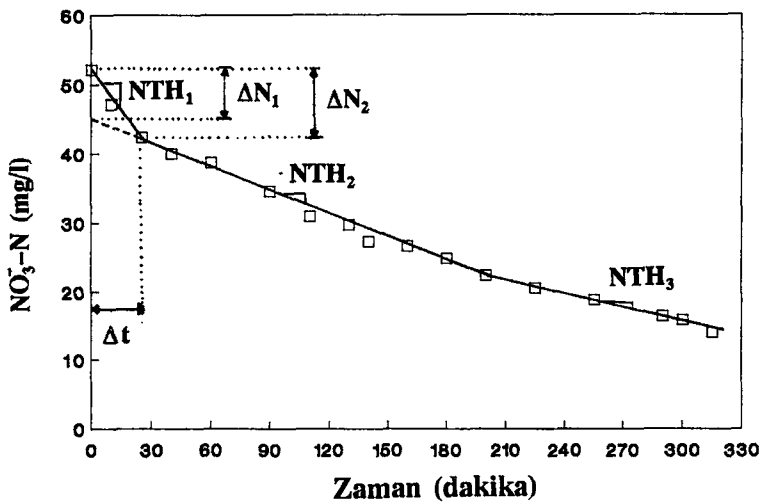
ile NO_2^- -N'den N_2 'ye indirgenmede kullanılmaktadır. Elektron eşdeğeri bazında değerlendirme yapıldığında birinci adımda

$$\frac{8 \text{ gr } O_2/e^- \text{ esd.}}{(14/2) \text{ gr } N/e^- \text{ esd.}} = 1.14 \text{ gr } O_2/\text{gr } N$$

ikinci adımda da

$$\frac{8 \text{ gr } O_2/e^- \text{ esd.}}{(14/3) \text{ gr } N/e^- \text{ esd.}} = 1.72 \text{ gr } O_2/\text{gr } N$$

olduğu görülmektedir.



Şekil 2.6 Faz ayırımlarını gösteren NTH profili

Ardışık indirgenmeleri gösteren genel reaksiyon ifadesine göre tüm elektronların transfer edilmesi halinde

$$1.14 + 1.72 = 2.86 \text{ gr } O_2/\text{gr } N$$

bulunmaktadır. Ancak nitrat azotundaki azalmaya karşılık nitrit azotunda gözlenen artış indirgeme zincirinde ikinci adımın herhangi bir nedenle yavaşladığı, bunun sonucu olan birikim nedeniyle 3 elektron eşdeğeri substratın yükseltgenmediği anlamına gelmektedir. Bu durumda anoksik ortamda elektron alıcısı tüketim hızının oksijen eşdeğeri

$$2.86 \Delta N = 2.86 \Delta NO_3^- - N - 1.72 \Delta NO_2^- - N \quad (2.96)$$

$$2.86 \Delta N = 2.86 (\Delta NO_3^- - N - 0.6 \Delta NO_2^- - N) \quad (2.97)$$

şeklinde düzeltilmelidir. Bu düzeltme yapılmadığı takdirde azot gazına indirgenemediği için biriken nitrite de elektron transferi yapılmış ve indirgenmiş olduğu düşünülmekte ve daha yüksek tüketim hızları bulunmaktadır. Bu ise kolay ayrışan substratın hesabında $1.72 \Delta NO_2^- - N$ kadar pozitif bir hata getirmektedir. Nitrit konsantrasyonlarının nitrat yanında ihmal edilebilecek mertebede olduğu düşünüldüğünden, çok az çalışmada bu düzeltme yapılmıştır (Henze, 1986; Scheer, 1994). Ancak biriken konsantrasyonlar ne kadar küçük olursa olsun yapılan düzeltmeler hız profillerinin görüntüsünü önemli ölçüde etkilemektedir. Şekil 2.7 bir NTH profili üzerinde nitrit düzeltmesinin yapıldığı ve yapılmadığı durumları göstermektedir.

Aynı esaslar çerçevesinde OTH profili incelendiğinde kolay ayrışan substrat üzerindeki çoğalma süresi boyunca ilk fazın yatay olarak sabit bir seviyede kaldığı (OTH_1), kısıtlı hale gelmeye başladığında oksijen tüketim hızının zamanla azaldığı ve tamamen tükendiğinde ise hidroliz hızının göstergesi olan ikinci bir seviyeye (OTH_2) düştüğü görülmektedir. OTH_1 kolay ayrışan ve yavaş ayrışan substrat türleri üzerindeki çoğalmadan kaynaklanan oksijen tüketim hızı ile içsel solunumdan kaynaklanan tüketim hızının toplamını yansıtmaktadır. OTH_2 olarak tanımlanan hız ise artık kolay ayrışan substratın tükendiği fazı temsil etmektedir. Dolayısıyla

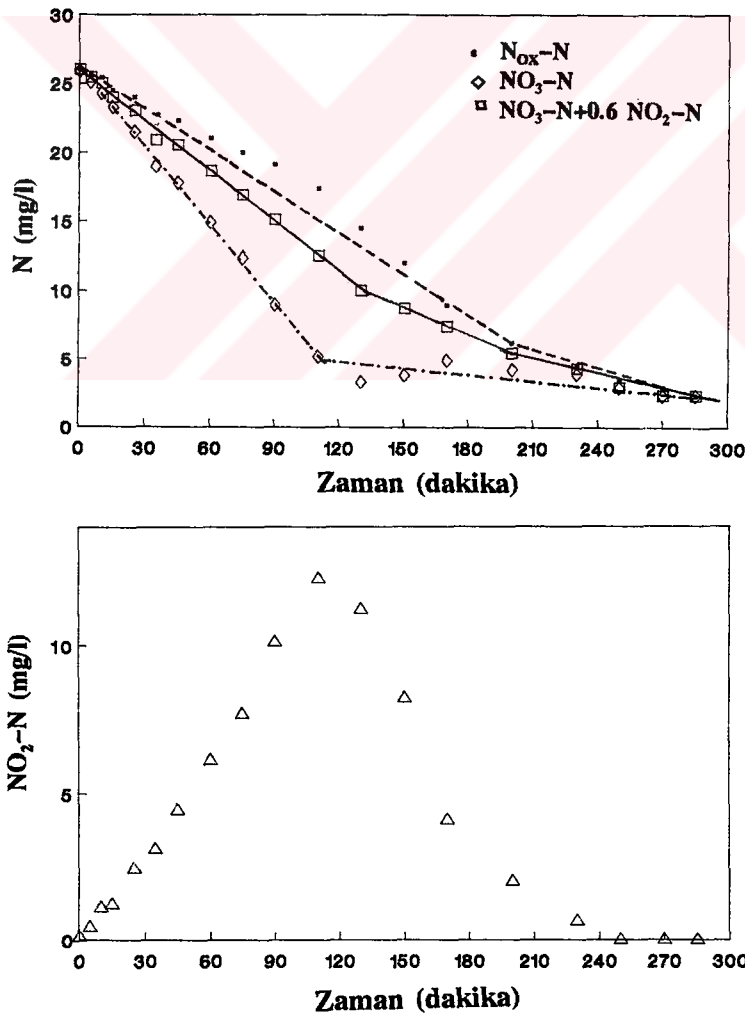
sadece kolay ayrışan substrat üzerindeki çoğalmadan ileri gelen oksijen tüketimi bu iki seviye arasında Δt süresi boyunca gözlenmektedir. Başlangıçta atıksuda mevcut olan S_{s0} 'ın tamamının Δt süresi içinde kullanıldığı esastan hareketle toplam oksijen tüketimi, TO için

$$TO = (1 - f_x Y_H) \int_0^t \frac{dS_s}{dt} \Delta t = (1 - f_x Y_H) \int_{S_{s0}}^0 dS_s \quad (2.98)$$

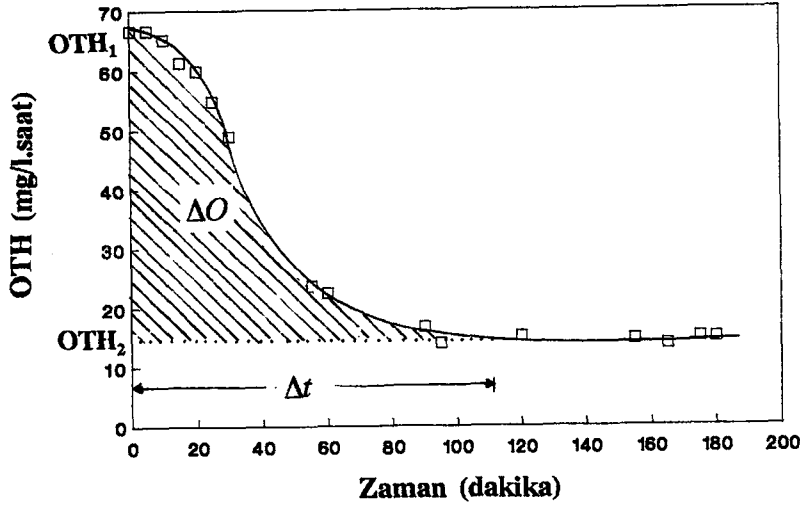
yazılabilmektedir. Bu ifade S_{s0} konsantrasyonunun iki seviye arasında kalan alan (ΔO) yardımıyla hesaplandığını göstermektedir. Bu durumda

$$S_{s0} = \frac{\Delta O}{1 - f_x Y_H} \quad (2.99)$$

olmaktadır. Gerekli hacim düzeltmesi yapılarak atıksuda mevcut olan konsantrasyon bulunabilmektedir (Şekil 2.8). Yeterince süre verildiğinde NTH profilinde olduğu



Şekil 2.7 Nitrit düzeltmesinin yapıldığı ve yapılmadığı NTH profilleri



Şekil 2.8 OTH profili ile S_{SO} belirlenmesi

gibi OTH profili de içsel solunum fazını karakterize eden bir üçüncü seviyeye düşmektedir.

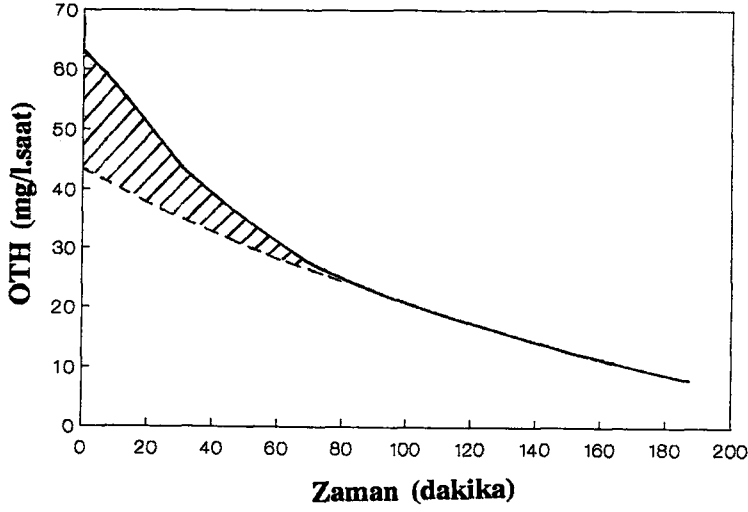
OTH ölçümü ile S_{SO} belirleme çalışmalarından bir diğeri Kappeler ve Gujer (1992)'e aittir. Kesikli olarak yürütülen deney düzeninde atıksu/biyokütle oranı 2/1 seçilmekte ve 3–4 saat boyunca OTH 'daki azalma gözlenmektedir. Atıksuda mevcut olan kolay ayrışan substrat daha önce belirtilen temel esaslar dikkate alınarak

$$S_{SO} = \frac{1}{(1 - f_x Y_H)} \left[\int r_{O_2, T} - \int r_{O_2, REF} \right]$$

bağıntısı ile hesaplanmaktadır. Burada

$r_{O_2, T}$; toplam oksijen tüketimi hızını

$r_{O_2, REF}$; hidroliz ve içsel solunuma bağlı oksijen tüketimi hızını, referans düzlemini göstermektedir. Şekil 2.9 'da görüldüğü gibi yöntemin duyarlılığı S_S 'in tükendiği noktanın belirlenmesine bağlıdır.



Şekil 2.9 OTH profili ile S_{s0} belirlenmesi (düşük F/M)

2.4 Kinetik Sabitlerin Belirlenmesi

2.4.1 Nitrifikasyon Sürecinde Kinetik Sabitler

Nitrifikasyon bakterilerine ait kinetik sabitlerin belirlenebilmesi için kesikli ve sürekli sistemlerde çalışmalar yürütülmektedir. Bu çalışmalar hem ototrof ve heterotrof organizmaların birlikte bulundukları karışık kültürleri hem de sadece ototrofların bulunduğu pür kültürleri kapsamaktadır. Pür kültürlerde kinetik sabitler direkt substrat giderimi ölçülerek Monod ifadesinin lineerleştirilmesi ile belirlenebilmektedir. Karışık kültürlerde ise organizma topluluğu içindeki nitrifikasyon bakterileri ölçülemediğinden spesifik çoğalma hızını ya da spesifik substrat giderim hızını belirlemek mümkün olamamaktadır.

Azot giderimine yönelik sistemlerin modellenmesinde ve tasarımında en önemli parametre ototrof organizmaların çoğalma hızıdır. Bu hız bilinmediği takdirde sistemde organizmaların çoğalmaları için yeterli olan süre verilememekte ve bu organizmalar sistemden yıkanabilmektedir (wash-out). Bu amaç doğrultusunda geliştirilen ölçüm teknikleri karışık kültür içindeki ototrof organizmaların miktarının, net çoğalma hızlarının ya da spesifik substrat giderim hızlarının belirlenmesine

yöneliktir. Kullanılan ölçüm yöntemleri şunlardır:

- . En muhtemel sayı
- . Floresan antibody tekniği
- . ^{14}C -Bikarbonat'ın bünyeye alınışı
- . Aktivite ölçümleri
- . Çıkış kalitesi ölçümleri
- . Pür kültür eşdeğeri aktivite ölçümleri
- . Oksijen tüketimi ölçümleri

En muhtemel sayı ve floresan antibody tekniklerinin kullanımı pratikte bazı sakıncalar getirmektedir. Immunofloresan çalışmaları sofistike teknikler gerektirmekte ve kantite tahminlerinden çok, kalite tahminleri için yeterli olmaktadır. En muhtemel sayı yöntemi ise maksimum sonuçlara ulaşabilmek için 113 güne kadar uzayan inkübasyon sürelerini gerektirmekte ve spesifik aktiviteler ile ilgili bilgi verememektedir. Bu da yöntemin pratikteki uygulanabilirliğini azaltmaktadır.

^{14}C -Bikarbonat asimilasyon tekniği kısa inkübasyon sürelerinde bakterilerin aktivitelerinin de ölçülebildiği bir tekniktir. Özel nitrifikasyon inhibitörleri kullanılarak nitrifikasyon bakterileri bünyesine alınan bikarbonat ile heterotrof ve diğer ototrof organizmaların bünyesine alınan bikarbonat birbirinden ayrılabilir. N-Serve adı verilen bu özel inhibitörlerin düşük seviyelerinde (<10 mg/l) *Nitrosomonas* inhibisyonu görülmesine rağmen, *Nitrobacter* aktivitesinde önemli azalmalar dikkati çekmemektedir. Dolayısıyla N-Serve özel inhibitörü ile yürütülen ^{14}C -Bikarbonat çalışmalarıyla sadece *Nitrosomonas* aktivitesi belirlenebilmektedir. Ortamdaki mikroorganizmaların oksidasyon hızı biyokütle bünyesine alınan karbon miktarı kabul edilerek yaklaşık olarak bulunabilmektedir. Nitrifikasyon bakterilerinin inorganik karbon asimilasyonu oksijen miktarı ile değişmektedir. Bu nedenle çözünmüş oksijenin, amonyak konsantrasyonunun ve hücre yaşının geniş bir aralıkta değiştiği arıtma tesislerinde karbon asimilasyonunun ve azot oksidasyonunun değişebileceği gözönünde tutulmalıdır.

Aktivite ölçümleri ve çıkış kalitesi yöntemleri prensip olarak aynı esasa dayanmakta, birbirlerinden sadece sonuçların değerlendirilmesi aşamasında farklılıklar göstermektedir. İki yöntemin de prensibini her bir mikroorganizma grubunun çoğalmasının substrata ya da ürüne spesifik olması ve aktivitenin mikroorganizma sayısı ile orantılı olduğu teşkil etmektedir. Reaktör hidrolüğinden bağımsız sonuçlar alabilmek ve sadece reaksiyon kinetiğini karakterize edebilmek için genellikle kesikli sistemler tercih edilmektedir. Çok küçük aşı konsantrasyonları ile biyokütlenin belirli bir zamanda spesifik substrat ile çoğalması izlenmektedir. *Nitrosomonas*'lar için spesifik substrat NH_4^+-N iken, *Nitrobacter*'ler için NO_2^--N 'dir. Ancak NO_2^--N 'in hem *Nitrosomonas*, hem de *Nitrobacter* için bir ara ürün olması, bu parametrenin kullanılabilirliğini bir ölçüde kısıtlamaktadır. Çünkü *Nitrosomonas*'lar tarafından üretilen NO_2^--N , aynı anda *Nitrobacter*'ler tarafından NO_3^--N 'a yükseltgenmektedir. Bu nedenle *Nitrobacter*'lerin aktivitesini belirlemek amacıyla NO_3^--N ölçümleri tercih edilmektedir. Giderilen amonyak miktarının ölçülmesi ototrofların tüketim hızının belirlenebilmesi için yeterli olamamaktadır. Amonyak azotu aynı zamanda heterotroflar tarafından asimilasyonda da kullanıldığından konsantrasyonundaki değişimlerin *Nitrosomonas*'ların aktivite ölçümlerinde değerlendirilmesi yanıltıcı sonuçlar vermektedir. Bu nedenle *Nitrosomonas*'ların da ürettikleri substratın ölçülmesi yoluna gidilmektedir. Birinci kademedede oluşan sadece NO_2^--N olmasına rağmen, *Nitrobacter*'lerin varlığı nedeniyle bu ürün derhal NO_3^--N 'a dönüştürülmektedir. Giriş akımındaki NO_2^--N 'nun ihmal edilebileceği düşünülürse, NO_3^--N 'a dönüştürülen NO_2^--N miktarının da *Nitrosomonas*'ların aktivitesinin bir ürünü olduğu sonucuna varılmaktadır. Dolayısıyla bu organizma topluluğunun aktivite ölçümlerinde $\text{N}_{\text{ox}}-\text{N}$ olarak ifade edilen toplam oksitlenmiş azot türünü gösteren $\text{NO}_2^--\text{N}+\text{NO}_3^--\text{N}$ ölçümleri yapılmaktadır. Aktivite ölçümlerinde sonuçlar *Nitrosomonas* aktivitesi için $\text{gr N}_{\text{ox}}-\text{N}/\text{gr biyokütle.zaman}$ *Nitrobacter* için ise $\text{gr NO}_3^--\text{N}/\text{gr biyokütle.zaman}$ olarak verilmektedir. Pür kültür sistemlerde ototrof organizmaların miktarı toplam olarak belirlenebilmekte ve aktivite sonuçları ile çoğalma hızları toplam biyokütle bazında verilebilmektedir. Diğer bir uygulama pür kültür sistem içinde nitrifikasyon sürecinin bir adımını inhibe ederek, aktivite sonuçlarını ve çoğalma hızını doğrudan o adımda çoğalan biyokütle bazında vermektir. Bu yöntemin direkt olarak karışık kültürler için kullanılması ototrofların fraksiyonu ölçülemediğinden mümkün olamamaktadır. Çıkış kalitesi yöntemi ile

organizmaların karışık kültürlerdeki çoğalma hızı direkt olarak belirlenebilmektedir. Karışık kültürlerde çoğalma hızları genellikle hız kısıtlayıcı organizma grubu olan *Nitrosomonas* bazında verilmektedir.

Yöntemin matematik olarak ifadesi şöyledir:

Mikroorganizmaların çoğalma hızı

$$\frac{dX_A}{dt} = (\mu_A - b_A) X_A \quad (2.100)$$

bağıntısıyla verilmektedir. Amonyakın, çözünmüş oksijenin ve alkalinitenin kısıtlı olmadığı koşullarda, hız kısıtlayıcı organizma türü *Nitrosomonas*'ların çoğalması maksimum hızla gerçekleşmektedir.

$$\frac{dX_A}{dt} = (\hat{\mu}_A - b_A) X_A \quad (2.101)$$

Bu çoğalma sırasında amonyak tüketimi,

$$-\frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{1}{Y_A} \hat{\mu}_A X_A \quad (2.102)$$

nitrit üretimi ise,

$$\frac{dS_{NO_2}}{dt} = \frac{1}{Y_A} \hat{\mu}_A X_A \quad (2.103)$$

olmaktadır. (2.101) denklemi

$$t=0\text{'da} \quad X_A = X_{A0}$$

$$t=t'\text{'de} \quad X_A = X_A$$

sınır koşulları ile çözüldüğünde

$$X_A = X_{A0} e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} \quad (2.104)$$

elde edilmektedir. (2.103) ve (2.104) denklemleri birlikte düşünüldüğünde

$$\frac{dS_{NO_2}}{dt} = \frac{1}{Y_A} \hat{\mu}_A X_{A0} e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} \quad (2.105)$$

olmaktadır. Oluşan nitrit azotunun da *Nitrobacter*'ler tarafından nitrata dönüştürüldüğü dikkate alındığında, toplam oksitlenmiş azot miktarının N_{OX} , *Nitrosomonas*'ların performansını gösterdiği söylenebilmektedir. Bu durumda (2.105) denklemi

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{1}{Y_A} \hat{\mu}_A X_{A0} e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} \quad (2.106)$$

şeklini almaktadır. Bu ifade

$$t=0'da \quad S_{NO}=S_{NO0}$$

$$t=t'de \quad S_{NO}=S_{NO}$$

sınır koşulları ile çözüldüğünde

$$S_{NO} = S_{NO0} + \frac{1}{Y_A} \frac{\hat{\mu}_A}{(\hat{\mu}_A - b_A)} X_{A0} e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} - \frac{1}{Y_A} \frac{\hat{\mu}_A}{(\hat{\mu}_A - b_A)} X_{A0} \quad (2.107)$$

elde edilmektedir. Start-up periyodu dışında S_{NO0} ve $X_{A0} \hat{\mu}_A / [Y_A (\hat{\mu}_A - b_A)]$ terimlerinin ihmal edilebileceği düşünülmektedir. Her iki terim birbirinin ters işaretlisi olan sabitler olduğundan ve exponansiyel artan terimin yanında küçük olduklarından ihmal edilmeleri ile eşitlikte büyük değişiklik olmayacağı öne sürülmektedir. Bu koşullarda (2.107) denklemi

$$S_{NO} = \frac{1}{Y_A} \frac{\hat{\mu}_A}{(\hat{\mu}_A - b_A)} X_{A0} e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} \quad (2.108)$$

şeklini almakta ve bu ifadenin e tabanına göre logaritması alındığında

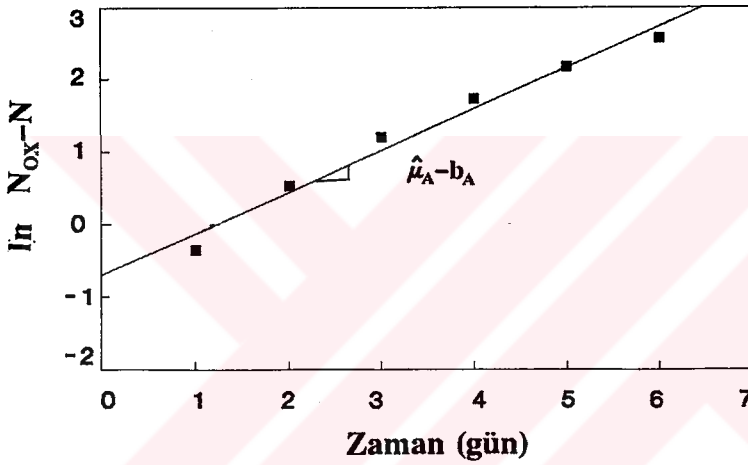
$$\ln S_{NO} = \ln \frac{1}{Y_A} \frac{\hat{\mu}_A}{\hat{\mu}_A - b_A} X_{A0} + (\hat{\mu}_A - b_A)t \quad (2.109)$$

elde edilmektedir. Görüldüğü üzere oksitlenen azot miktarının N_{OX} , e tabanına göre logaritmasının zamana karşı çizilmesi ile elde edilen doğrunun eğimi *Nitrosomonas*'ların net çoğalma hızını vermektedir (Şekil 2.10). Nitrifikasyon bakterilerinin ölüm hızının belirlenmesi konusundaki çalışmaların yetersizliği ve bu değer diğer sabitlerin yanında çok küçük kabul edilmesi (2.109) denkleminin

pratikteki uygulamalarını

$$\ln S_{NO} = \ln \frac{X_{AO}}{Y_A} + \hat{\mu}_A t \quad (2.110)$$

şekline dönüştürmektedir. Doğru, başlangıçtaki aktif ototrofik biyokütle konsantrasyonundan X_{AO} bağımsız bir eğim veriyor gibi görünmektedir. Ancak (2.107) bağıntısından (2.108) bağıntısına geçilirken yapılan ihmal X_{AO}/Y_A teriminin küçük olması halinde geçerlidir. Bu nedenle pratikteki uygulamalarda nitrifikasyon yapan sistemlerden alınan küçük aşı konsantrasyonları ile kesikli sistemlerde, ya da nitrifikasyon yapmayan bir aşı çamuru ile düşük F/M (organik madde bazında; KOI, BOI olarak) oranlarında doldur-boşalt sistemlerde N_{OX} artışı izlenmektedir.



Şekil 2.10 Linearleştirme ile *Nitrosomonas*'ların maksimum net çoğalma hızlarının belirlenmesi

Matematik ifadenin basitleştirilmiş bir diğer kullanımı, maksimum çoğalma koşullarında ölüm sürecinin ihmal ile yazılan

$$\frac{dX_A}{dt} = \hat{\mu}_A X_A \quad (2.111)$$

bağıntısı ile olmaktadır. Bu bağıntının integrasyonu yapıldığında

$$\ln \frac{X_A}{X_{AO}} = \hat{\mu}_A t \quad (2.112)$$

elde edilmektedir. Zaman ile ototrofik mikroorganizma miktarının logaritması

arasında çizilen grafik eğimi maksimum çoğalma hızı olan bir doğruyu vermektedir. Substrat üretiminin mikroorganizma miktarı ile orantılı olduğu düşünüldüğünde, sistemde üretilen oksitlenmiş azot miktarı ve zaman grafiğinden de μ_A bulunabilmektedir.

Aktivite ölçümlerinin bir modifikasyonu da pür kültür eşdeğeri aktivite ölçümleridir. Bu yöntemde optimum çevre koşullarında hem pür, hem de karışık kültürlerde *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* aktiviteleri simultane olarak belirlenebilmektedir. Pür kültürde bulunan spesifik hızlar karışık kültürdeki hızlar ile karşılaştırılarak nitrifikasyon bakterilerinin miktarı belirlenmektedir. 4-6 saatlik inkübasyon sürelerinde hem *Nitrosomonas* hem de *Nitrobacter* için azot oksidasyon hızlarını belirlemek mümkün olmaktadır. Ancak bu yöntemde karışık kültürdeki heterotrof-ototrof organizma gruplarının etkileşimi dikkate alınmamakta, pür kültür davranışlarının aynen karışık kültürde de gözlemlendiği kabul edilmektedir.

Bir başka yöntem ise kesikli sistemlerde oksijen tüketim hızının ölçümüne dayanmaktadır. Heterotroflar ile birlikte ototrofların da oksijen tüketiminin ölçümünden sonra, nitrifikasyon bakterileri inhibe edilerek oksijen tüketimi belirlenmektedir. Aradaki fark sadece ototrof organizmaların oksijen tüketimini vermektedir. Oksijen tüketimi çoğalmadan ve içsel solunumdan kaynaklanmaktadır.

$$OTH_A = \frac{4.57 - f_x Y_A}{Y_A} \mu_A X_A + (1 - f_E) b_A f_x X_A \quad (2.113)$$

Bu tüketimi gerçekleştiren aktif mikroorganizma konsantrasyonu X_A , dönüşüm oranı Y_A kabul edilerek esas sistemde üretilen N_{OX} miktarı yardımıyla hesaplanabilmektedir.

Nitrifikasyon bakterilerinin çoğalma hızları atıksu karakterine bağlı olarak değiştiğinden her atıksu için laboratuvar çalışmasına gerek vardır. Sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen değişimlerinin ve çeşitli inhibitörlerin kinetik üzerindeki etkisini

göstermek üzere bir dizi çalışma yapılmıştır.

Downing v.d. (1964)'in çalışmaları bu konudaki temel çalışmalardan birini oluşturmaktadır. Çalışmada ototrof organizmaların büyüme hızının heterotrof organizmalardan daha yavaş olduğu ve generation süresinin 20°C'de heterotroflar için 15 dakika iken, aktif çamurdaki *Nitrosomonas*'lar için 2 gün olduğu belirtilmektedir. Doldur-boşalt sistemlerde nitrit azotu artışı gözlenerek *Nitrosomonas*, nitrat artışı gözlenerek de *Nitrobacter* çoğalma hızı tesbit edilmiştir. Ayrıca sürekli sistemler için yazılan matematik ifadelerde kabul edilen μ_A değerleri laboratuvar ve pilot ölçekli sistemlerinin sonuçları ile verifiye edilmiştir.

Hall (1974)'un çalışmasında nitrifikasyon yapmayan biyokütle ile düşük yüklemelerde (0.1–0.2 kg BOI₅/kg.gün) doldur-boşalt sistemler çalıştırılmıştır. Çoğalmanın substrat üretimiyle orantılı olduğu düşüncesiyle her günün sonunda reaktördeki N_{ox}-N artışı ölçülmüştür. Her gün yeni besleme yapıldığından reaktörde azot kısıtlaması olmamaktadır. Günde üretilen N_{ox}-N miktarının doğal logaritmasının zamana karşı çizilmesi ile elde edilen doğrunun eğimi ile μ_A bulunmaktadır. Değerlendirmelerde ototrofların ayrışma hızı dikkate alınmamıştır. Reaktörden atılan çamurun günde üretilenden daha küçük olması halinde sistemde organizma fazlası olacağı ve amonyak azotunun kısıtlı hale gelebileceği belirtilmektedir. Aksi durumda ise reaktördeki ototrof organizmaların miktarının azalacağı, nitrifikasyon mekanizmasının yavaşlayacağı vurgulanmaktadır. Maksimum çoğalma hızının 0.25 1/gün 'den küçük olması halinde atılan çamurun hesaplarda dikkate alınmamasının önemli bir hata getirmediği, bu değerden büyük olması durumunda ise teorik ifadelerde mutlaka hesaba katılması gerektiği belirtilmektedir. Bu çalışmada hem evsel atıksu, hem de evsel ve endüstriyel atıksu karışımları ile çalışılmış ve endüstriyel atıksuyun nitrifikasyon sürecine olan inhibisyon etkisi gösterilmiştir.

Hall ve Murphy (1980) evsel atıksu ile yürüttükleri kesikli deneylerde karışık kültürler içine bilinen miktarlarda pür ototrof organizma kültürü ilave ederek çoğalma hızlarının değişimini incelemişlerdir. Bu çalışmada pür kültürün aktivitesini

karışık kültür içinde de aynen gösterdiği kabul edilmiştir. Deneyler sadece *Nitrosomonas* pür kültürünün, sadece *Nitrobacter* pür kültürünün, karışık kültürün ve *Nitrosomonas*'ların inhibe edildiği karışık kültürün bulunduğu 4 ayrı reaktörde gerçekleştirilmiştir. Aktivite değerlendirmeleri NH_4^+-N giderimi, NO_2^--N ya da $\text{N}_{\text{ox}}-\text{N}$ üretimi ölçümlerine dayanılarak yapılmıştır. Besleme akımındaki azot konsantrasyonu arttıkça karışık kültürdeki nitrifikasyon organizmalarının arttığı gözlenmiştir. Karışık kültürde pür kültür maksimum oksidasyon hızlarının değiştiği, bunun da heterotrofların varlığından kaynaklandığı belirtilmektedir.

Painter ve Loveless (1983)'in çalışmasında nitrifikasyon yapmayan yüksek hızlı bir sistemden alınan 1300–1700 mg/l konsantrasyonundaki aktif çamur, değişik pH ve sıcaklıklarda doldur-boşalt sistemlerde evsel atıksu ile beslenmiş ve çıkış akımında oksitlenen azot miktarı ölçülerek nitrifikasyon kinetiği incelenmiştir. Buna paralel olarak aynı biyokütleden 50–100 mg/l alınarak evsel atıksu ile beslenmiş, pH ve sıcaklık kontrolü altında 24 saat sonunda üretilen toplam oksitlenmiş azot miktarı ölçülmüştür. Bu çalışmada sonuçlar gr N/gr toplam biyokütle.zaman olarak *Nitrosomonas* aktivitesi bazında verilmiştir. Aktivite ölçümlerinde genellikle 10 mg N/gr biyokütle.saatin altında kalınmış, pH 7.5–8.5 aralığında ancak küçük değişimler olduğu, optimum pH'ın ise 8 civarında salındığı gözlenmiştir. Aynı aktivite ölçümleri *Nitrobacter* grubu için de tekrarlanmış, ancak başarılı olunamamıştır. pH 6 civarında çalıştırılan reaktörlerde uzun süreler beklenmesine rağmen nitrifikasyon gözlenmemiş, eşik değeri pH 6.2 olarak belirlenmiştir. Çıkış kalitesi yönteminin uygulandığı doldur-boşalt sistemlerde ise literatürden farklı olarak *Nitrobacter*'lerin maksimum çoğalma hızları *Nitrosomonas*'lardan küçük bulunmuştur. Gerek aktivite, gerekse çıkış kalitesi ölçümlerinde sırasıyla çamurun atılmamasından ve atılmasından dolayı maksimum çoğalma hızının hesaplanmasına yansıyan hataların % 4 ile 10 arasında kaldığı belirtilmiştir.

Evsel atıksularda $\hat{\mu}_A$ belirlemek üzere yapılan diğer bir çalışma 20°C'de çamur yaşı 6 gün olan, %100 geri devirli sürekli bir sistemi içermektedir (Ekama ve Marais, 1984). Sistem 2 saat anoksik, 2 saat aerobik olmak üzere dönüşümlü çalıştırılmıştır.

Bu periyotlarda amonyak azotunun kısıtlayıcı olmaması için konsantrasyonunun 2 mg/l'tnin altına düşmemesine dikkat edilmiştir. $\hat{\mu}_A$ ölçümü aerobik koşullarda yapılmasına rağmen, sistemin verimini gözönünde tutabilmek amacıyla anoksik koşullar da dikkate alınmıştır. Çoğalma hızı

$$\hat{\mu}_A = \frac{dX_A}{X_A dt} = Y_A \frac{1}{X_A} \frac{dS_{NO}}{dt} \quad (2.114)$$

olduğuna göre dönüşüm oranı, $Y_A=0.10$ mg UAKM/mg NO_3^- -N olarak kabul edilirse, X_A 'nın hesabı için üretilen nitrat azotunun bilinmesi gerekmektedir. Burada dikkat edilmesi gereken bir nokta üretilen nitratın anoksik periyotta tüketilmesinden dolayı çıkış akımındaki nitrata eşit olamayacağıdır. Ototrof organizmalar tarafından üretilen nitrat azotu, giriş ve çıkış akımındaki amonyak azotu farkı ile heterotrof organizmaların asimilasyonunda kullanılan amonyak azotu farkına eşittir.

$$N_{OX} - N = TKN_O - TKN_E - N_X \quad (2.115)$$

Biyokütle bünyesine geçen azot miktarı

$$N_X = i_{XB} f_x \frac{VX_T}{Q\theta_x} \quad (2.116)$$

olduğuna göre ve $i_{XB}.f_x=0.1$ mg N/mg UAKM kabul edildiğinde

$$N_X = 0.1 \frac{VX_T}{Q\theta_x} \quad (2.117)$$

olmaktadır. Ototrof biyokütle için

$$X_A = \frac{Y_A}{1 + b_A \theta_x} N_{OX} \frac{\theta_x}{\theta} \quad (2.118)$$

yazılabilmektedir. Nitrat konsantrasyonunun aerobik periyod sırasındaki artışı r_{NR} iki sürecin net etkisi ile oluşmaktadır. Bunlar,

- . Nitrifikasyon organizmalarının üretimi ile r_{NN}
 - . Çıkış akımıyla nitratın reaktörden çıkması ile (hidrolik etki) r_{NH}
- olarak tanımlanmış ve ilişkileri

$$r_{NR} = r_{NN} - r_{NH} \quad (2.119)$$

bağıntısıyla verilmiştir. Sürekli sistemde reaktörde t_1 ve t_2 anlarındaki nitrat konsantrasyonları farkı, o süre zarfında oluşan miktarı göstermemektedir. t_1 anında reaktördeki nitrat konsantrasyonu S_{NO1} , t_2 anında S_{NO2} ise bu konsantrasyonlar t_1 ve t_2 anlarında reaktörde oluşmalarına rağmen, aynı t_1 ve t_2 anlarında çıkış da olduğundan bu konsantrasyonlar aslında görülmemektedir. Bu zaman aralığında reaktörden çıkış hızı belirli bir yaklaşıklıkla

$$r_{NH} = \frac{\frac{S_{NO1} + S_{NO2}}{\theta}}{2} \quad (2.120)$$

olarak verilebilmektedir. Dolayısıyla

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = r_{NN} = \frac{S_{NO1} + S_{NO2}}{2\theta} + \frac{S_{NO2} - S_{NO1}}{\theta} \quad (2.121)$$

şeklinde yazılabilmektedir. Hidrolik etki nitrat oluşum hızını düşük gibi gösterdiğinden bu hız ilave edilmektedir.

Aktif alglerin azot giderimindeki veriminin araştırılması için yürütülen deneysel çalışma yüksek miktarda amonyak azotu ve KOI içeren atıksu ile çamur yaşı 10 ile 40 gün arasında işletilen 5 sürekli sistemi kapsamaktadır (Gupta, 1985). Her bir sisteme farklı N/KOI oranlarında besleme yapılmıştır. Ortamdaki heterotrofların ve ototrofların kinetik sabitlerinin belirlenebilmesi için bu organizma gruplarının konsantrasyonlarının belirlenmesi gerekmektedir. Bu amaçla ilk yaklaşımda dönüşüm oranları heterotroflar ve ototroflar için sırasıyla 0.4 gr UAKM/gr KOI ve 0.15 gr UAKM/gr NH_4^+-N olarak kabul edilmiştir. Bu koşullarda nitrifikasyon bakterilerinin toplam biyokütle içerisindeki oranı

$$f_A = \frac{1}{\frac{C_{SO}}{S_{NHO}} \frac{Y_H}{Y_A} + 1} \quad (2.122)$$

olarak hesaplanmaktadır. Reaktörde toplam biyokütle ölçümü yapılabildiğine göre, f_A fraksiyonu yardımıyla ortamdaki X_A ve X_H konsantrasyonları belirlenebilmektedir. f_A ifadesi hesaplanırken azot kaynağının bir kısmının da asimilasyonda kullanıldığı dikkate alınmamıştır. Her bir çamur yaşı θ_x için giderilen substrat ölçüldüğüne göre,

$$q_H = \frac{C_{SO} - C_S}{X_H \theta} \quad (2.123)$$

$$q_A = \frac{S_{NHO} - S_{NH}}{X_A \theta} \quad (2.124)$$

yazılabilmektedir. Spesifik substrat giderim hızları çamur yaşına karşı çizildiğinde

$$\frac{1}{\theta_x} = Y_H q_H - k_d \quad (2.125)$$

$$\frac{1}{\theta_x} = Y_A q_A - k_{dA} \quad (2.126)$$

denklemleri uyarınca elde edilen doğruların eğimleri Y_H ve Y_A 'yı, y eksenini kestikleri noktalar ise ölüm hızları k_d ve k_{dA} 'yı vermektedir. Bu işlem sonucu bulunan Y_H ve Y_A ile yeni bir X_H ve X_A hesaplanmaktadır. Bu hesaplamaya sabit bir Y_H ve Y_A elde edilene kadar devam edilmektedir. Monod bağıntısı ile substrat tüketim hızları oluşturularak

$$\frac{\hat{\mu}_H}{Y_H} \frac{C_S}{K_S + C_S} X_H = \frac{C_{SO} - C_S}{\theta} \quad (2.127)$$

elde edilen ifade

$$\frac{\hat{\mu}_H}{Y_H} = k \quad (2.128)$$

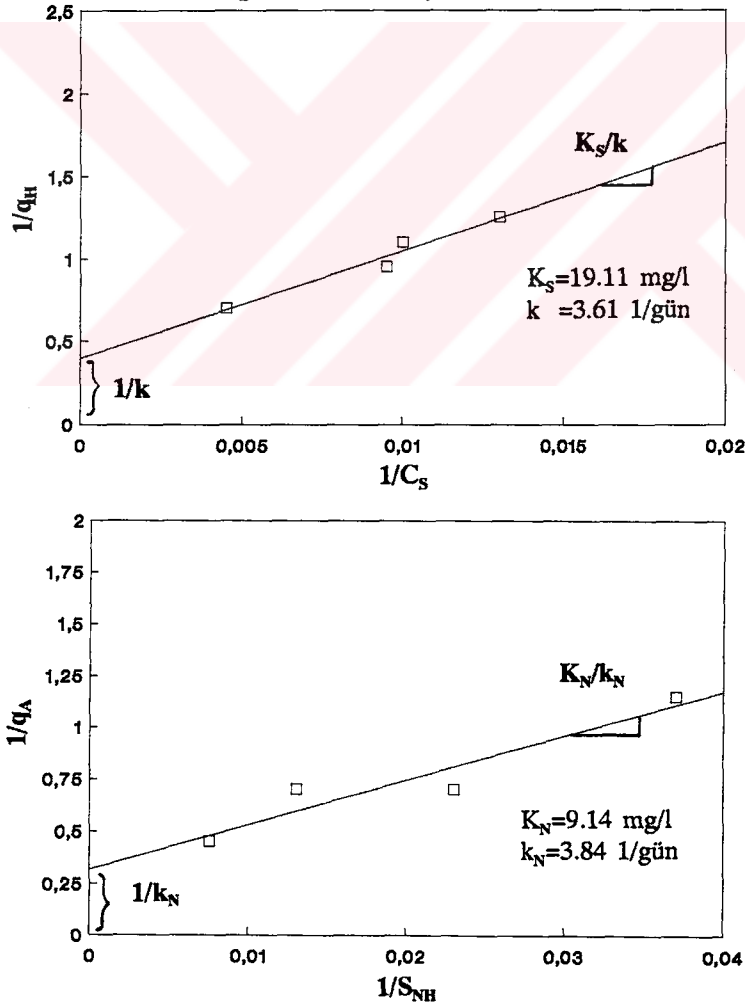
dönüşümü ile lineerleştirme yapıldığında heterotroflar için,

$$\frac{X_H \theta}{C_{S0} - C_S} = \frac{K_S}{k} \frac{1}{C_S} + \frac{1}{k}$$

ototroflar için

$$\frac{X_A \theta}{S_{NH0} - S_{NH}} = \frac{K_N}{k_N} \frac{1}{S_{NH}} + \frac{1}{k_N} \quad (2.130)$$

elde edilmektedir. Bu bağıntılar gereğince $1/q_H - 1/C_S$ ve $1/q_A - 1/S_{NH}$ çiftleri çizildiğinde sırasıyla K_S , k ve K_N , k_N bulunmaktadır. Şekil 2.11 bu yöntemin uygulamasını göstermektedir. Bu çalışma sonucu Y_H 0.06 gr KOI/gr KOI, Y_A 0.06 gr KOI/gr KOI ve k_d 0.019 1/gün, k_{dA} 0.02 1/gün elde edilmiştir. Y_A değerinin literatürde verilen değerlerden daha düşük olması yüksek amonyak konsantrasyonunun ortamı inhibe ettiğini düşündürmektedir. Hesaplanan değerlerin küçük olmasındaki bir diğer etkenin de yüksek çamur yaşları olduğu belirtilmektedir.



Şekil 2.11 Substrat tüketim hızı ve substrat giderimi ölçümleri ile kinetik sabitlerin belirlenmesi (Gupta, 1985)

Antoniou v.d. (1990) nitrifikasyon bakterilerinin maksimum spesifik çoğalma hızlarının pH ve sıcaklıkla olan değişimini incelemek üzere evsel bir sistemden aldıkları biyokütle (75–100 mg/l) üzerine sentetik atıksu beslemiş ve kesikli sistemler çalıştırmışlardır. Sabit sıcaklık ve pH'da reaktörde oluşan N_{OX} miktarı ölçülmüş ve konsantrasyonlarının doğal logaritması ile zaman grafiği çizilerek μ_A hesaplanmıştır. En yüksek pH'da bile ortamdaki serbest amonyak konsantrasyonunun inhibisyon sınırlarını aşmaması için 3 mg/l'yi geçmemesine dikkat edilmiştir.

Hanaki v.d. (1990a) heterotrof organizmaların ototrof organizmalar üzerindeki etkisini araştırmıştır. Bunun için tam karışimli kemostat sistemlerde sentetik olarak hazırlanmış 80 mg/l'lik NH_4^+-N konsantrasyonları üzerine değişen miktarlarda (0–160–500–1000 mg/l) glukoz ilave edilmiş ve sistemler değişik bekletme sürelerinde, 7.3–7.8 pH aralığında çalıştırılmıştır. Kemostat sonuçlarının değerlendirilmesinden önce ototrofik biyokütle oksitleyebildiği amonyak miktarını belirlemek amacıyla kesikli deneyler yürütülmüştür. Bu deneylerde

$$\frac{1}{\theta} = Y_A q_A - b_A \quad (2.131)$$

$$\frac{1}{\theta} = Y_A \frac{S_{NO}}{\theta X_A} - b_A \quad (2.132)$$

esasından hareket edilmiştir. Kemostat deneylerde kullanılacak biyokütleden alınan düşük konsantrasyondaki aşı çamuru santrifüjden geçirilerek amonyak azotu ile beslenmiş ve 4 saatlik aerobik inkübasyon süresinde belirli zaman aralıklarında volumetrik hız bazında mg/l.saat olarak nitrit ve nitrat azotu toplam üretimi belirlenmiştir. Bu hız doğrudan reaktörde çoğalan biyokütle miktarına bağlı olduğundan ölçülen değerlerin inkübasyon süresine karşı çizilmesi ile elde edilen doğrunun eğimi gerçek biyokütle konsantrasyonu ile spesifik substrat giderim hızının çarpımına eşittir. Biyokütle indeksi olarak tanımlanan bu çarpım (PX_A) hacim düzeltilmesi yapılarak kemostat sistem için değerlendirilmeye alınmıştır. P aslında kesikli sistemde ölçülen q_A olup, sabit kabul edilmektedir. Eşitliği bozmamak için benzer düşünce dönüşüm oranı için de uygulanırsa,

$$\frac{1}{\theta} = (PY_A) \frac{S_{NO}}{\theta(PX_A)} - b_A \quad (2.133)$$

elde edilmektedir. Bu bağıntı ile (PY_A) ve b_A bulunabilmektedir. b_A değerinin pür nitrifikasyon yapan sistemde ve değişken KOI konsantrasyonlu sistemlerde aynı olduğu düşünülmektedir. Daha sonra Monod ifadesinden faydalanılarak

$$\frac{S_{NH}}{\frac{1}{\theta} + b_A} = \frac{S_{NH}}{\hat{\mu}_A} + \frac{K_N}{\hat{\mu}_A} \quad (2.134)$$

denklemini ile $\hat{\mu}_A$ ve K_N bulunmuştur. Bu değerlendirmeler sonucunda artan KOI konsantrasyonu ile $\hat{\mu}_A$ 'nın değişmediği, ancak K_N 'in arttığı görülmüştür. Gözlemler artan glukoz konsantrasyonu ile amonyak oksidasyonunun azaldığını göstermiştir. Artan glukoz ile ortamdaki heterotrofik biyokütle artmakta, mevcut amonyağın büyük bir kısmı sentezde kullanılmakta, dolayısıyla ototrof organizmaların yükseltgeye-bilecekleri amonyak miktarı azalmaktadır. Ancak ortamda oksijen ve amonyak kısıtlı olmadığı halde heterotrofların artışı ile amonyak oksidasyonunun azalması ortamdaki yoğun biyokütle nedeniyle amonyağın nitrifikasyon bakterilerine kolaylıkla ulaşamaması, amonyak ve çözünmüş oksijenin ortamdaki konsantrasyonunun nitrifikasyon bakterilerinin hücrelerine tam difüze olamaması ile açıklanmaktadır. Nitrifikasyon bakterileri tam karışımli kararlı haldeki reaktörlerde giriş akımındaki yüksek KOI konsantrasyonu ile karşılaşmadıklarından giriş KOI'si direkt olarak inhibisyon etkisi yaratmamaktadır.

Hanaki v.d. (1990b) başka bir çalışmalarında düşük oksijen seviyelerinde kinetik sabitlerin değişimini araştırmışlardır. Sadece nitrifikasyon yapan bir sistemin yanısıra artan glukoz konsantrasyonlarına sahip karışık kültürlerde yeterli (>6 mg/l) ve kısıtlı oksijen (0.5 mg/l) seviyelerinde (Hanaki, 1990a)'daki yonteme benzer olarak amonyak ve nitrit oksidasyon hızları ölçülmüştür. Düşük oksijen seviyesinin sadece nitrifikasyon yapan sistemde net olarak amonyak oksidasyon hızını etkilemediği, ancak nitrit oksidasyonunu inhibe ettiği görülmüştür. Karışık kültürlerde ise düşük oksijen seviyesi amonyak oksidasyonunu etkilemekte ve denitrifikasyona da neden olmaktadır. Bu koşullarda belirlenen $\hat{\mu}_A$ 'lar farklı

değerler almaktadır.

Givens v.d.(1991)'nin çalışmasında bir pilot tesisten alınan 400 mg UAKM/l biyokütle üzerine sentetik olarak 300 mg/l NH_4^+-N beslenerek oksijenin kısıtlı olmadığı bir ortamda kesikli deneyler yürütülmüştür. pH'ın 7.2'nin altına düşmemesi sağlanmıştır. Ancak bu derece yüksek amonyak *Nitrobacter*'leri inhibe etmiş ve ortamda nitrit birikmesi olmuştur. Hız kısıtlayıcı adım *Nitrosomonas*'ların çoğalma hızı olduğundan nitrit azotu birikmesi değerlendirmeyi etkilememiştir. NO_2^--N konsantrasyonunun logaritmasının zamana karşı artışı çizilerek, elde edilen doğrunun eğiminden maksimum çoğalma hızını bulunmuştur.

Lesouef v.d. (1992)'nin çalışmasında kesikli sistemlerde nitrifikasyon hızlarının ölçümü ile ototrofların maksimum çoğalma hızının ve ölüm hızının belirlenmesi amaçlanmıştır. Herhangi bir kısıtlayıcı koşul olmadığında (oksijen, substrat, alkalinite) nitrifikasyon hızı dönüşüm oranına, çoğalma hızına ve biyokütle konsantrasyonuna bağlıdır. Kolay ayrışan organik maddenin giderilmesi ve oksijene doyurulması için atıksu öncelikle havalandırılmıştır. Daha sonra nitrifikasyon yapabilen santrifüjlenmiş biyokütle bu atıksu ile beslenerek nitrifikasyon hızı (zamanla amonyak azotundaki azalma) ölçülmüştür. Substrat kısıtlamasının olmamasına dikkat edilerek yapılan bu ölçüm başlangıç anındaki referans nitrifikasyon hızını yansıtmaktadır.

$$r_0 = -\frac{1}{Y_A} \hat{\mu}_A X_{A0} \quad (2.135)$$

Buna paralel olarak yürütülen diğer bir deneyde biyokütle çoğalmasını izlemek üzere çıkış akımından alınan atıksuya fazla miktarda $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ ilave edilmiştir. Yeterli bir t süresi sonunda (0.5–1 gün) amonyak azotundaki değişimler bazında yeni nitrifikasyon hızı ölçülmüştür.

$$r_s = -\frac{1}{Y_A} \hat{\mu}_A X_{A0} e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} \quad (2.136)$$

Bu iki nitrifikasyon hızı arasındaki oran ile $\hat{\mu}_A$ bulunmaktadır.

$$\hat{\mu}_A = \frac{\ln \frac{r_s}{r_0}}{t} + b_A \quad (2.137)$$

Benzer düşünce ile substrat ilave edilmeden bulunacak iki nitrifikasyon hızı arasındaki farktan ayrışma hızı tespit edilmektedir. Başlangıçtaki referans nitrifikasyon hızı ölçüldükten sonra substrat ilavesi yapılmadan yeterli bir süre (0.5–1 gün) sonunda ölçülecek nitrifikasyon hızı oranı ile ayrışma hızı

$$r_d = -\frac{1}{Y_A} \hat{\mu}_A X_{A0} e^{-b_A t} \quad (2.138)$$

$$b_A = -\frac{\ln \frac{r_d}{r_0}}{t} \quad (2.139)$$

bulunmaktadır.

Chudoba v.d (1985)'nın çalışmasında, Cech v.d (1984) tarafından tanımlanmış respirometrik ölçümlere dayanan yöntemin bir uygulaması nitrifikasyon sürecinde yapılmıştır. Başlangıç konsantrasyonu 600–1000 mg/l arasında değişen yıkanmamış ve 1 saat boyunca havalandırılmış biyokütlenin belirli bir hacmi respirometrik hücreye aktarılmış ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu 6–8 mg/l 'ye ulaşınca kadar havalandırılmıştır. Havalandırma kesildikten sonra biyokütlenin içsel solunumu nedeniyle oksijen konsantrasyonunda azalma gözlenmiştir (Şekil 2.12). İçsel solunum fazında gözlenen bu azalma ototrofik ve heterotrofik mikroorganizmaların birlikte solunumlarından kaynaklanmakta ve sabit hızla gerçekleşmektedir (A–B–C). B zamanında konsantre substrat çözeltisinin ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$ veya $\text{NO}_2^- - \text{N}$) hesaplanmış bir hacmi respirometrik hücreye enjekte edilerek, OTH

$$\frac{OTH_{A_t}}{X_A} = \frac{OTH_{A_t} - OTH_{A_s}}{X_A} \quad (2.140)$$

Respirometrik hücre içindeki biyokütle konsantrasyonu bilindiğinden spesifik oksijen tüketim hızını hesaplamak mümkündür. Enjekte edilen S_{NH} 'ın tamamının giderilmesine karşı gelen toplam oksijen miktarının OC

$$OC = OTH_A \Delta t = (1 - Y_A) S_{NH} \quad (2.141)$$

belirlenmesi ile

$$q_A = \frac{OTH_{A_t}/X_H}{OC/S_{NH}} \quad (2.142)$$

spesifik substrat giderim hızları hesaplanmaktadır. Her bir S_{NH} enjeksiyonuna karşı gelen respirometrik ölçüm sonucu

$$q_A = \hat{q}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \quad (2.143)$$

bağıntısı lineerleştirilerek K_{NH} ve q_A çiftleri belirlenmektedir. Bu çalışmada karışık kültür içinde gerçekleşen nitrifikasyon sürecinin 1. adımının kinetik sabitlerinin tam karışımli reaktörlere oranla piston akımlı reaktörlerde daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Amonyak konsantrasyonu nedeniyle 1. adımın inhibisyonu tam karışımli reaktörde daha düşük konsantrasyonlarda başlamıştır. Sonuçlar nitrifikasyon süreci için piston akımlı reaktörlerin daha uygun olduğunu göstermiştir.

Nowak ve Svoldal (1993) ototrofların maksimum çoğalma hızını OTH ölçümleri yardımıyla belirlemişlerdir. Çamur yaşı bilinen bir sistemden alınan biyokütle üzerine ilk önce amonyak beslenerek, daha sonra Aliltioüre ilavesi ile *Nitrosomonas*'lar inhibe edilerek OTH ölçülmüştür. İki tüketim arasındaki fark ototrofların oksijen tüketim hızını vermektedir. Daha önce yapılan araştırmalar pH 7.5'da 50 mg/l NH_4^+-N konsantrasyonunda oksijen tüketiminin maksimum olduğunu göstermiştir. Ototrofik biyokütle konsantrasyonunu sabit kabul edebilmek amacıyla

ölçümlerin 2 saatten daha kısa sürede yapılmasına özen gösterilmiştir. Maksimum oksijen tüketimine karşı gelen çoğalma hızı maksimum olmaktadır. Çoğalmadan kaynaklanan tüketimin yanında içsel solunumun oksijen tüketim hızı ihmal edildiğinde, maksimum çoğalma hızı için

$$\hat{\mu}_A = \frac{Y_A}{4.57 - f_x Y_A} \frac{OTH_A}{X_A} \quad (2.144)$$

yazılabilmektedir. Dönüşüm oranı $Y_A=0.16$ gr UAKM/gr NO_3^- -N olarak kabul edildiğinde (2.144) ifadesi

$$\hat{\mu}_A = \frac{Y_A}{4.33} \frac{OTH_A}{X_A} \quad (2.145)$$

şeklini almaktadır. θ_x bilindiğine göre biyokütlenin alındığı sistemde üretilen N_{ox} ölçülerek

$$X_A = \frac{Y_A}{1 + b_A \theta_{xA}} N_{ox} \frac{\theta_{xA}}{\theta} \quad (2.146)$$

ifadesinden biyokütle konsantrasyonu hesaplanabilmektedir. b_A için sisteme substrat ilave edilmeden OTH ölçümleri yapılmaktadır. Ancak oksijen tüketimi sadece ayrışmadan değil, hidroliz olan amonyaktan da kaynaklanacağından OTH yanında kontrol amaçlı olarak sürekli nitrat azotu da ölçülmüştür. OTH ölçümleri yardımıyla evsel-endüstriyel atıksu karışımının nitrifikasyon üzerindeki inhibisyon etkisi araştırılmıştır. Bu çalışmada ayrıca inhibisyon etkisi altında K_{NH} 'da bulunmuştur. Benzer bir çalışma Kroiss v.d. (1992) tarafından da yürütülmüştür.

Drtil v.d. (1993)'ün çalışması Cech v.d. (1984) yönteminin bir modifasyonudur. Bu çalışmada enjekte edilen substratın tamamının kullanılması beklenerek yeni substrat ilavesi ile ölçüm yapmak yerine, her 10 dakikada bir konsantrasyonu bilinen substratların dozlanması tercih edilmiştir. Başlangıçta aynı temel prensipten hareketle küçük substrat dozlamaları ile bir kaç respirometrik ölçüm yapılmış ve substrat oksidasyon katsayısı OC/S_{NH} bulunmuştur. Bu değerin tüm deney boyunca sabit olduğu kabul edilmiştir. Bundan sonra artan NH_4^+ -N konsantrasyonları ile belirli t sürelerinde respirometrik ölçümler yapılmıştır. Her bir dozlamamanın etkisini

görebilmek için yaklaşık 10 dakika beklenmiştir. Yeni dozlamadan önce bir önceki dozlamada kullanılmamış olan substrat miktarı OTH ölçümlerinden faydalanılarak hesaplanmış ve bir sonraki ölçümdeki toplam substrat konsantrasyonu belirlenmiştir.

$$S_{NH_4} = S_{NH_4,eq} + \frac{OTH_{g_{n-1}}}{OC/S_{NH}} \cdot \frac{1}{t} \quad (2.147)$$

Enjekte edilen substratın tamamının kullanılmasını beklemeden yeniden substrat dozlaması yapabilmek orijinal yöntemle göre daha yüksek konsantrasyonlarda çalışabilme olanağı sağlamaktadır. Yöntemde dikkat edilmesi gereken önemli bir nokta her respirometrik ölçümden önce NH_4^+-N konsantrasyonunun kontrol edilmesi gerektiğidir. Sistemde nitrifikasyon organizmaları amonyak azotunu tüketirlerken, heterotrof organizmaların içsel solunumu nedeniyle bir miktar amonyak azotu da üretilmektedir. Respirometrik ölçümlerin değerlendirilebilmesi için sistemde minimum bir denge konsantrasyonuna ($S_{N,eq}$) ulaşılması gerekmektedir. Bu konsantrasyonun kontrolü yaklaşık 1 saat boyunca NH_4^+-N konsantrasyonunun sabit ve düşük bir değerde tutulması ile mümkün olabilmektedir. Denge konsantrasyonunu etkileyen en önemli faktör aktif çamurun beslendiği substrat içindeki KOI/NH_4^+-N ve heterotrof/ototrof organizma oranıdır. Heterotrofların oranı arttıkça $S_{N,eq}$ artmaktadır. Değişen KOI/NH_4^+-N oranlarında (2–30) denge konsantrasyonunun 0.04–0.15 mg N/l arasında değiştiği gözlenmiştir. Bir diğer problem artan KOI/NH_4^+-N oranıyla çamur içindeki nitrifikasyon organizmalarının oranının azalması ve çok düşük OTH elde edilmesidir. Bu durumda toplam oksijen solunum hızı ile içsel solunum hızı arasındaki fark küçülmekte ve yöntemin uygulanabilirliği mümkün olmamaktadır.

Nowak v.d. (1994)'ın evsel ve endüstriyel atıksu ile yürütülen çalışmalarında OTH ölçümüne dayanarak maksimum çoğalma hızının ve ayrışma hızının belirlenebilmesi için bir yöntem tanımlanmıştır. Yöntem aktif çamurun 50 mg/l konsantrasyonunda amonyak azotu ile beslenmesi ve havalandırılması ertesinde sistemde bir kere direkt olarak bir kere de nitrifikasyon bakterilerinin inhibe edilmesinden sonra oksijen tüketim hızlarının ölçülmesi esasına dayanmaktadır. Serbest amonyak inhibisyonunu

önlemek amacıyla pH bu konsantrasyonda 7.5 'un altında tutulmuştur. Direkt ölçümde oksijen tüketim hızı ototrofların çoğalmasından ve heterotrofların içsel solunumundan kaynaklanmaktadır. Nitrifikasyon organizmaları inhibe edildikten sonra ölçülen tüketim hızı organik madde ilave edilmediğinden sadece heterotrofların içsel solunumunu yansıtmaktadır. Endüstriyel atıksu kökenli aktif çamurların alitioüreye duyarlılığının daha az olması nedeniyle inhibitör olarak hem *Nitrosomonas* hem de *Nitrobacter*'lere aynı şekilde etkili olan sodyum klorat kullanılmıştır. Her iki tüketim hızı arasındaki fark maksimum tüketim hızı OTH_{max} olarak tanımlanmaktadır. Spesifik oksijen tüketimi 4.3 gr O_2 /gr NO_3^- -N olarak kabul edilmekte ve maksimum nitrifikasyon hızı için

$$r_{N,max} = \frac{OTH_{A,max}}{4.3} \quad (2.148)$$

yazılmaktadır. Maksimum çoğalma hızı ile maksimum nitrifikasyon hızı arasındaki bağıntı yazıldığında

$$\hat{\mu}_A = \frac{r_{N,max} Y_A}{X_A} \quad (2.149)$$

elde edilmektedir. Herhangi bir t anında aktif çamurdaki maksimum çoğalma hızı, sistemin toplam hacmi dikkate alınarak (aerobik+anoksik) ve Y_A kabul edilerek

$$\hat{\mu}_{A,t} = \frac{r_{N,max,t} V_T}{\frac{MX_{A,t}}{Y_A}} \quad (2.150)$$

bağıntısı ile ifade edilebilmektedir. Burada

$MX_{A,t}$; t anında sistemdeki toplam ototrofik organizma miktarını [gr UAKM],

V_T ; anoksik ve aerobik hacimlerin toplamını [m^3],

göstermektedir. Bu bağıntının çözülebilmesi için $MX_{A,t}$ 'nin bilinmesi gerekmektedir.

Ototroflar için kütle dengesi yazıldığında

$$\frac{dMX_A}{dt} = Y_A V_T S_{NO} - (b_A + \frac{1}{\theta_x}) MX_A \quad (2.151)$$

bulunmaktadır. Bu denklemin çözülmesi sırasında t_1 ve t_2 periyodlarında üretilen nitrat miktarının, b_A 'nın ve θ_x 'in sabit olduğu kabul edilmektedir. t_2 anındaki ototrof

organizmaların miktarı t_1 anındaki biyokütle miktarı yardımı ile hesaplanmaktadır.

Burada

$$E_A = b_A + \frac{1}{\theta_x} \quad (2.152)$$

kısaltması yapıldığında,

$$\int_{MX_{A_1}}^{MX_{A_2}} \frac{1}{Y_A V_T S_{NO} - E_A MX_A} = \int_{t_1}^{t_2} dt \quad (2.153)$$

elde edilmektedir. Bu ifadenin integrali alındığında

$$\ln \frac{Y_A V_T S_{NO_{1,2}} - E_{A_{1,2}} MX_{A_2}}{Y_A V_T S_{NO_{1,2}} - E_{A_{1,2}} MX_{A_1}} = E_{A_{1,2}} t_{1,2} \quad (2.154)$$

ve düzenlendiğinde,

$$\frac{MX_{A_2}}{Y_A} = \frac{S_{NO_{1,2}}}{E_{A_{1,2}}} (1 - e^{-E_{A_{1,2}} t_{1,2}}) + \frac{MX_{A_1}}{Y_A} e^{-E_{A_{1,2}} t_{1,2}} \quad (2.155)$$

bulunmaktadır. Bu denklem herhangi bir andaki $MX_{A,T}$ toplam biyokütle miktarını Y_A dönüşüm oranına bağlı olarak vermektedir. Bu terim (2.151) denkleminde yerine yazıldığında t anında maksimum çoğalma hızı belirlenebilmektedir. Görüldüğü üzere bu ifadenin kullanılması Y_A 'nın bilinmesi gerekliliğini ortadan kaldırmaktadır. Bu yaklaşımda $MX_{A,T}/Y_A$ oranı günlük olarak belirlenebilmektedir. Sistem denitrifikasyona da çalıştığından üretilen nitrat miktarı çıkış akımındaki TKN miktarı ve biyokütle bünyesine geçen azot miktarı ile hesaplanmaktadır. Diferansiyel denklemin çözümü için başlangıçtaki $MX_{A,T}/Y_A$ değeri ortalama bir değer olarak kabul edilmektedir. Maksimum çoğalma hızının belirlenebilmesi için b_A 'nın bilinmesi gerekmektedir. Bu amaçla aktif çamur ayrı bir bölmede havalandırılarak karıştırılmakta ve OTH'nın azalması ölçülmektedir. Aerobik koşullarda ayrışmanın yanısıra hidroliz olan amonyak üzerinde ototrofların çoğalması da gözlenmektedir. Bu nedenle $OTH_{A,max}$ ölçümlerinin yanısıra nitrat ölçümleri de yapılmaktadır. Aerobik ortamda ayrışma hızı 20°C 'de 0.2 1/gün, anoksik koşullarda ise 0.1 1/gün bulunmaktadır.

Bu çalışmalardan seçilmiş bazı örnekler Tablo 2.6'da verilmektedir. Tablo 2.12 ise 20 °C'de her bir organizma grubunun maksimum çoğalma hızlarını ayrı ayrı göstermektedir. Çoğalma hızı ölçümleri *Nitrosomonas* için $N_{ox}-N$, *Nitrobacter* için ise $NO_3^- - N$ üretimine dayanılarak yapılmıştır.

Tablo 2.12 *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter*'lerin Maksimum Çoğalma Hızları (1/gün) (20 °C 'de)

<i>Nitrosomonas</i>	$\hat{\mu}_A$ (1/gün) <i>Nitrobacter</i>	Kaynak
0.33	0.12	Downing v.d. (1964)
0.3-0.5		Hultman (1971)
0.50		Lawrence (USEPA,1975)
0.71		Loehr (USEPA,1975)
0.78		Gujer (USEPA,1975)
0.84		Wuhrmann (USEPA,1975)
0.87		Gujer (1975)
0.34		Sekoulov (1977)
0.28-1.44		Wagner (1978)
0.5	0.8	Arceivala (1981)

2.4.2. Denitrifikasyon Sürecinde Kinetik Sabitler

Birçok aktif çamur sisteminde karbon ve azot gideriminin birlikte hedeflendiği dikkate alınırsa, heterotrof organizmaların hem aerobik hem de anoksik ortamdaki kinetik sabitlerinin belirlenmesi önem kazanmaktadır. Kinetik sabitler içinde birincil öncelikli parametre maksimum çoğalma hızıdır. Ortamda oksijenin tükenmesi halinde heterotrof organizma topluluğunun ne kadarının aerobik koşullardan anoksik koşullara adapte olabildiği ya da maksimum çoğalma hızlarının yeni koşullardan ne ölçüde etkilendiği özellikle tasarım açısından büyük önem taşımaktadır. Yürütülen deneysel çalışmalarda çoğalma hızlarındaki değişim ile adapte olabilen biyokütle fraksiyonu birbirlerinden ayıramamakta, ancak birbirlerinin çarpımları şeklinde belirlenebilmektedir. Tasarımlarda kullanılan Alman yaklaşımında ise heterotrofların anoksik koşullara adapte olabilen kısmının ölçülebildiği kabul edilmektedir.

Tablo 2.13 bu yaklaşıma ait örnekleri göstermektedir.

Tablo 2.13 Denitrifikasyon Yapabilen Organizmaların Oranı X_{HD}/X_H (%)

Organizma % 'si	Kaynak
75 $T > 10$ °C	Krauth (1980)
60 $T < 10$ °C	Krauth (1980)
70-80	Kayser (1983)
70-95	Matsche (Börner, 1984)
75	Böhnke (1989)

Çoğalma hızlarının belirlenebilmesi için yaygın olarak kullanılan yöntemlerden biri respirometrik ölçümlerdir. Çoğalma

$$\frac{dX}{dt} = \frac{1}{Y} \frac{dS_s}{dt} \quad (2.156)$$

ile ifade edildiğine göre, her iki ortamdaki e^- alıcıları tüketimleri

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\frac{(1-f_x Y_{HD})}{2.86 Y_{HD}} \mu_{HD} X_{HD} - \frac{(1-f_E) b_{HD} f_x X_{HD}}{2.86} \quad (2.157)$$

$$\frac{dS_O}{dt} = -\frac{(1-f_x Y_H)}{Y_H} \mu_H X_H - (1-f_E) b_H f_x X_H \quad (2.158)$$

şeklinde düzenlenerek birbirleriyle karşılaştırıldığında

$$\frac{\frac{dS_{NO}}{dt}}{\frac{dS_O}{dt}} = 2.86 \left[-\frac{\frac{(1-f_x Y_{HD})}{2.86 Y_{HD}} \mu_{HD} X_{HD}}{\frac{(1-f_x Y_H)}{Y_H} \mu_H X_H} - \frac{\frac{(1-f_E) b_{HD} f_x X_{HD}}{2.86}}{(1-f_E) b_H f_x X_H} \right] \quad (2.159)$$

elde edilmektedir. Bu ifade anoksik ve aerobik ortamlardaki stokiometrik ve kinetik parametrelerdeki farklılıkları göstermektedir. Her bir parametrenin sayısal değerlerinin ayrı ayrı belirlenmesi yerine en genel haliyle e^- alıcısı tüketim hızları arasındaki farklılıklar ortaya konmaktadır. Bu değerlendirme η faktörü tanımını getirmektedir.

$$\eta = 2.86 \frac{dS_{NO}/dt}{dS_O/dt} = 2.86 \frac{NTH}{OTH} \quad (2.160)$$

Respirometrik yöntemler ile kinetik sabitlerin belirlenmesi, en hızlı ayrışabilen çözülmüş organik maddelerin tamamının bu hız sabitleri ile giderildiği varsayımına dayanmaktadır. Bu durumda kolay ayrışan substratın kullanıldığı maksimum çoğalma koşullarında η faktörü aerobik ve anoksik maksimum çoğalma hızları oranını karakterize etmekte ve η_g ile gösterilmektedir.

$$\eta_g = 2.86 \frac{NTH_g}{OTH_g} \quad (2.161)$$

Benzer düşünce ile, hızlı ayrışan substratın kısıtlı hale gelmesinden ve ortama yavaş ayrışan substratın hakim olmasından sonraki çoğalma koşullarında yapılan respirometrik değerlendirmeler hidroliz hızlarındaki değişimi ifade etmektedir.

$$\eta_h = 2.86 \frac{NTH_h}{OTH_h} \quad (2.162)$$

Respirometrik ölçümlerde hızı etkileyen bir dizi faktör tanımlanmaktadır (Henze, 1986). Bunlar,

- . Substratın bileşimi
- . Substratın konsantrasyonu
- . Oksijen/Nitrat konsantrasyonu
- . Karıştırma derecesi
- . Askıda katı madde konsantrasyonu (flok büyüklüğü, biyofilm kalınlığı)
- . Sıcaklık
- . pH
- . Nutrient miktarı

şeklinde sıralanabilmektedir. Laboratuvar çalışmalarında amaç gerçek sistem koşullarını yaratarak, aerobik ve anoksik koşullarda OTH ve NTH profillerini elde etmek ve sıralanan faktörler etkisinde heterotrof organizmaların kinetiğini karşılaştırmaktır.

Kinetik sabitlerin belirlenmesi için respirometrik ölçümlerin yanısıra çoğalma hızı ile aralarındaki stokiometrik ilişkiden yararlanılarak spesifik substrat giderim hızı da ölçülebilmektedir. Spesifik substrat giderimi ölçümüne dayanan yöntemlerde substrat ve biyokütle ölçümlerinin sağlıklı yapılamaması nedeniyle yanıltıcı sonuçlar elde edilebileceği gözönünde tutulmalıdır.

Literatürde tüketim hızları NTH/OTH oranları yerine volumetrik hızlar ($\text{mg O}_2/\text{l.saat}$, $\text{mg NO}_3^- - \text{N}/\text{l.saat}$) ya da spesifik hızlar ($\text{mg O}_2/\text{gr UAKM.saat}$, $\text{mg NO}_3^- - \text{N}/\text{gr UAKM.saat}$) bazında da verilmektedir. Ancak oksijen ya da nitrat solunumu sadece aktif biyokütle tarafından yapıldığından, özellikle volumetrik hız değerlerinin kullanılabilirliği tartışılmalıdır. Toplam biyokütle bazındaki hızlarda bile hata süregelmekte, aktif biyokütle/toplam biyokütle oranının çeşitli sistemlerde farklı işletme koşullarında değiştiği dikkate alındığında mevcut bilgilerin güvenilirliği son derece zayıflamaktadır. Bu nedenle biyokütle konsantrasyonundan bağımsız olarak değerlendirme olanağı tanıyan NTH/OTH oranları yaygın kullanım alanı bulmaktadır.

Ekama ve Marais (1986)'nin tanımladıkları respirometrik yöntem bu konudaki temel çalışmalardan birini oluşturmaktadır. Yöntem bir deney setinde hem kolay ayrışan substratın hem de heterotrofların maksimum spesifik çoğalma hızının belirlenmesine olanak sağlamaktadır. Kolay ayrışan organik madde kısıtlayıcı değilse ($S_s \gg K_s$) çoğalma maksimum hızla gerçekleşmekte ve buna bağlı olarak başlangıçta hızlı bir elektron alıcısı tüketimi gözlenmektedir. Bu hızlı tüketim atıksudaki kolay ayrışabilen substrattan olduğu kadar, yavaş ayrışan substratın hidrolizi ile oluşan organik maddeden de kaynaklanmaktadır. Kolay ayrışan organik madde miktarı azaldıkça elektron alıcısı tüketim hızı yavaşlamakta ve hidroliz hızının hakim olduğu ikinci bir seviyeye ulaşmaktadır. Maksimum çoğalma koşullarında içsel solunumdan kaynaklanan e^- alıcısı tüketiminin kolay ayrışan substrat üzerindeki çoğalmadan kaynaklanan tüketim yanında ihmal edilebilecek mertebede olduğu düşünülmektedir.

Bu esaslardan hareketle maksimum çoğalma hızı aerobik koşullarda

$$\hat{\mu}_H = \frac{Y_H}{1 - f_x Y_H} \frac{OTH_1}{X_{H0}} \quad (2.163)$$

ile, anoksik koşullarda ise

$$NTH_1 = \frac{\Delta N_2}{\Delta t}$$

yazarak

$$\hat{\mu}_{HD} = \frac{2.86 Y_H}{(1 - f_x Y_H)} \frac{NTH_1}{X_{H0}} \quad (2.164)$$

bağıntısıyla hesaplanmaktadır. Bu bağıntılarda başlangıçtaki X_{H0} aktif biyokütle konsantrasyonunun deney süresince olan değişimi dikkate alınmamıştır. Aktif biyokütle deney başlangıcında aşılana toplam biyokütle (X_T') konsantrasyonunun bir fraksiyonudur. Aralarındaki ilişki f_a aktivite katsayısı ile verilmektedir. Dikkat edilmesi gereken diğer bir nokta biyokütle konsantrasyonunun toplam hacim içerisinde $X_T' V_{ml} / (V_{ww} + V_{ml})$ olduğudur. Bu durumda X_{H0} aktif biyokütle konsantrasyonu için

$$X_{H0} = \frac{f_a X_T' V_{ml}}{V_{ww} + V_{ml}} \quad (2.165)$$

yazılabilmektedir. Toplam biyokütle içerisindeki aktif fraksiyonun belirlenebilmesi için ampirik ifadelerden yararlanılmaktadır. Aktivite katsayısı çamurun aşılandığı sistemin çamur yaşına bağlı olarak

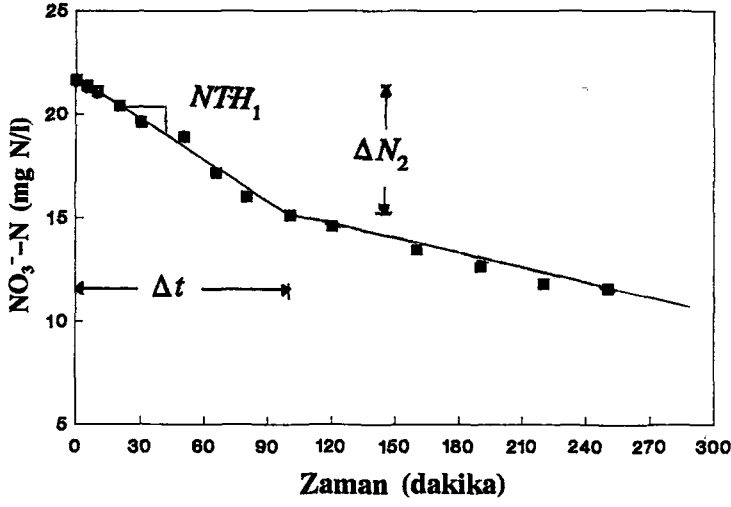
$$f_a = 1.41 (\theta_x)^{-0.53} \quad \text{ham atıksu için}$$

$$f_a = 1.57 (\theta_x)^{-0.43} \quad \text{çökeltilmiş atıksu için}$$

bağıntılarından hesaplanabilmektedir. Görüldüğü üzere aslında maksimum çoğalma hızı,

$$\hat{\mu}_H = Y_H \hat{q}_H \quad ; \quad \hat{\mu}_{HD} = Y_{HD} \hat{q}_{HD} \quad (2.166)$$

gereğince dönüşüm oranı seçilerek, maksimum spesifik substrat giderim hızı ölçümü ile belirlenmektedir. Şekil 2.13 maksimum çoğalma hızının hesaplandığı bir NTH profilini göstermektedir.



Sekil 2.13 NTH profili ile $\hat{\mu}_{\text{TD}}$ 'nin hesaplanması

Çoğalmanın tek bir substrat üzerinde gerçekleştiği bu hidroliz modelinde denitrifikasyon hızlarının belirlenmesi gerektiğinde ilk periyotta gözlenen spesifik nitrat tüketim hızının (NTH_1) kolay ayrışan substrat ve hidroliz ile oluşan substrat üzerindeki çoğalmaya karşı geldiği ve maksimum çoğalma hızı ile ilişkili olduğu dikkate alınmalıdır. Daha öncede belirtildiği gibi maksimum çoğalma koşullarında içsel solunumdan kaynaklanan tüketim hızı ihmal edilmektedir. Bu durumda maksimum çoğalma hızına karşı gelen denitrifikasyon hızı için

$$k_1 = \frac{NTH_1}{X_H} = \frac{1 - f_x Y_H}{2.86 Y_H} \eta_s \hat{\mu}_H \quad (2.167)$$

elde edilmektedir. İkinci fazda gözlenen hız yavaş ayrışan substratın hidrolizi ile oluşan S_s üzerindeki çoğalmadan ve içsel solunumdan kaynaklanmaktadır. Bu fazda kısıtlayıcı hız hidroliz hızıdır. Dolayısıyla

$$k_2 = \frac{NTH_2}{X_H} = \frac{(1 - f_x Y_H)}{2.86} \eta_h k_H \frac{X_s/X_H}{(K_x + X_s/X_H)} f_x + \frac{(1 - f_E)}{2.86} b_H f_x \quad (2.168)$$

olmaktadır. Üçüncü periyod ise S_s ve X_s 'in tamamen bittiği durumda, ortamda biyokütleden başka elektron vericisinin olmaması halinde ölçülen nitrat tüketim hızını göstermektedir. Bu durumda

$$k_3 = \frac{NTH_3}{X_H} = \frac{1 - f_E}{2.86} \eta_E b_H f_x \quad (2.169)$$

olmaktadır. Dual substrat modeli oluşturulduğunda ise

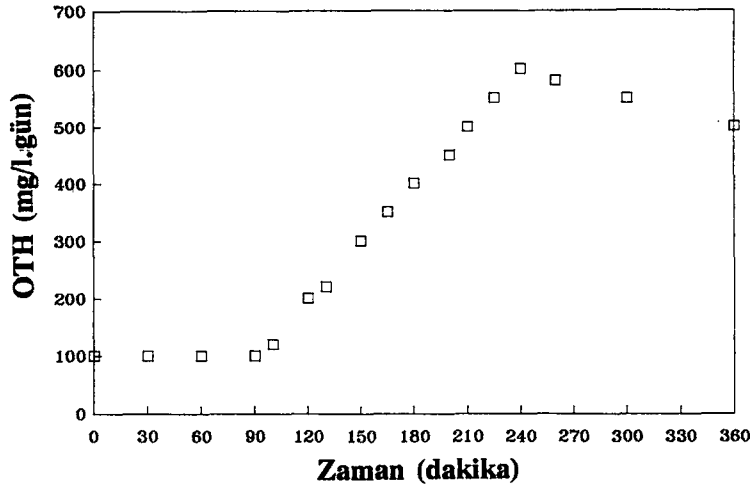
$$k_1^* = \frac{NTH_1 - NTH_2}{X_H}$$

$$k_2^* = \frac{NTH_2 - NTH_3}{X_H}$$

$$k_3^* = \frac{NTH_3}{X_H} = k_3$$

ifadeleri elde edilmektedir.

Heterotrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının belirlenebilmesi amacıyla önerilen bir diğer yöntem başlangıçtaki aktif biyokütle konsantrasyonundan bağımsız olarak sonuç vermesi özelliği ile dikkat çekmektedir (Kappeler ve Gujer, 1992). Bu yöntemde içsel solunum modeli kullanılmış ve hidroliz süreci doygunluk tipi bir reaksiyon yerine yavaş ayrışan substrat konsantrasyonuna bağlı olarak birinci derece bir reaksiyonla ifade edilmiştir. Bu basitleştirmenin OTH profiline önemli bir etkisinin olmadığı belirtilmiştir. Maksimum çoğalma hızının belirlenebilmesi için yürütülen kesikli deneyde santrifüjlenmiş atıksu çok düşük konsantrasyonda biyokütle ile aşıl原因arak (atıksu/biyokütle hacim oranı 10/1) OTH ölçülmüştür. Deneyin ilk periyodunda çoğalma kolay ayrışan substrat üzerinde olduğundan çok hızlı olmakta, düşük mikroorganizma konsantrasyonları ile başladığından artan biyokütle miktarına bağlı olarak gittikçe artan OTH değerleri elde edilmektedir. Kolay ayrışan substrat kısıtlayıcı olduğunda, çoğalma hidroliz sonucu oluşan substrat üzerinde devam etmektedir. Bu kademede OTH hidroliz hızına bağlı olarak yavaşlamaktadır (Şekil 2.14).



Sekil 2.14 Yüksek F/M oranında elde edilen OTH profili

Başlangıç anında ölçülen OTH atıksuda mevcut olan kolay ayrışan substratın, maksimum çoğalma hızının ve aktif biyokütle konsantrasyonunun bir fonksiyonudur. Bu durumda

$$OTH_0 = \frac{(1 - f_x Y_H)}{Y_H} \hat{\mu}_H X_{H0} + (1 - f_E) b_H f_x X_{H0} \quad (2.170)$$

yazılmaktadır. Maksimum çoğalma koşullarının geçerli olduğu (OTH'nın artışının gözlemlendiği bölge) herhangi bir anda ise oksijen tüketim hızı

$$OTH = \frac{(1 - f_x Y_H)}{Y_H} \hat{\mu}_H X_H + (1 - f_E) b_H f_x X_H \quad (2.171)$$

olmaktadır. Biyokütlenin net çoğalması

$$X_H = X_{H0} e^{(\hat{\mu}_H - b_H)t} \quad (2.172)$$

ile ifade edildiğine göre, başlangıçtaki ve herhangi bir andaki OTH oranları ile

$$\frac{OTH}{OTH_0} = e^{(\hat{\mu}_H - b_H)t} \quad (2.173)$$

yazılabilmektedir. Bu ifadenin e tabanına göre logaritması alındığında

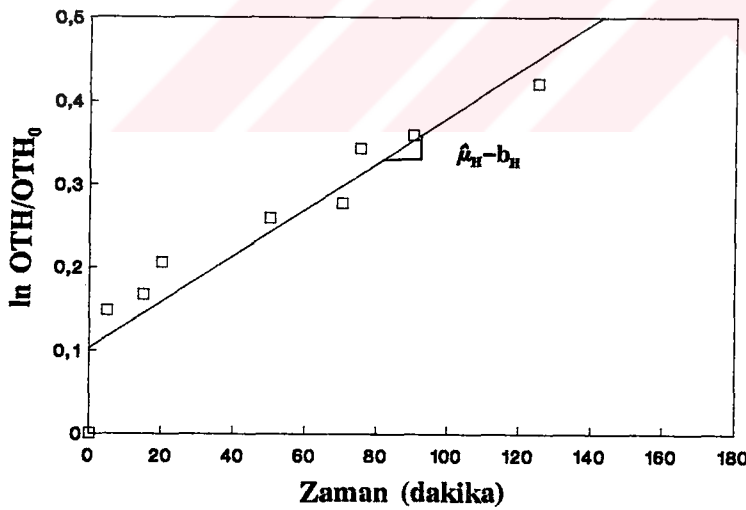
$$\ln \frac{OTH}{OTH_0} = (\hat{\mu}_H - b_H)t \quad (2.174)$$

elde edilmektedir. Bu bağıntı grafik olarak eğimi $\hat{\mu}_H - b_H$ olan bir doğruyu vermektedir (Şekil 2.15). Bu yöntem ile net maksimum çoğalma hızı bulunduğundan $\hat{\mu}_H$ ve b_H ' in ayrı ayrı belirlenebilmesi için yaklaşık olarak $b_H/\hat{\mu}_H$ oranının %5 olduğu kabul edilmektedir. Dolayısıyla maksimum çoğalma hızı

$$\hat{\mu}_H = 1.05 (\hat{\mu}_H - b_H) \quad (2.175)$$

ifadesi ile hesaplanabilmektedir.

Aynı yöntem anoksik koşullar için de uygulanabilir gibi gözükse de her bir t anında nitrat tüketim hızı yerine ancak nitrat konsantrasyonu ölçülebildiğinden böyle bir değerlendirme yapmak mümkün olamamaktadır. Aerobik ortamda ise tüketim çok daha hızlı olduğundan her bir t anında ölçülen oksijen konsantrasyonları ile kısa sürede tüketim hızı belirlenebilmektedir.



Şekil 2.15 OTH ölçümleri ile $\hat{\mu}_H - b_H$ ' in belirlenmesi

Henze (1986)' nin çalışmasında respirometrik yöntemler ile atıksudaki biyokütle miktarının önemi araştırılmıştır. Bu amaçla öncelikle ham atıksu örnekleri ile

çalışılmış, bulgular aktif çamur örneklerinin hız ölçümleri ile kıyaslanmıştır. Başlangıçta 30–50 mg NO₃⁻-N/l ile doyurulmuş olan reaktörlerde volumetrik hızlar (mg NO₃⁻-N/l.saat ve mg O₂/l.saat) ölçülmüştür. Reaktördeki biyokütle konsantrasyonu bilindiğinden hızlar spesifik toplam biyokütle hızlarına dönüştürülebilmektedir. Toplam biyokütle içerisinde oksijeni ve nitratı kullanabilen fraksiyonların belirlenebilmesi için biyokütlenin elektron transfer hızının 20 °C'de 1 e⁻ eşd./gr UAKM.gün olmasından hareket edilmiştir. Giderilen 1 e⁻ eşdeğeri substrata karşılık 8 gr O₂ gerekmektedir. Dönüşüm oranı 0.6 gr KOI/gr KOI kabul edildiğinde, giderilen substratın (1-Y_H) kadarı, yani %40'ı enerji reaksiyonunda kullanılmaktadır. 1 günde 1 gr UAKM oluşması için gerekli oksijen,

$$0.4 \frac{gr KOI}{gr KOI} 8 \frac{gr O_2}{e^- eşd.} 1 \frac{e^- eşd.}{gr UAKM gün} = 3.2 \frac{gr O_2}{gr UAKM gün} = 133 \frac{mg O_2}{gr UAKM saat}$$

olarak elde edilmektedir. Maksimum oksijen tüketim hızı yaklaşık 150 mg O₂/gr UAKM.saat olarak kabul edildiğinde 1 gr aktif biyokütlenin 133–150 mg O₂/saat tükettiği düşünülmektedir. Bu teorik esasla ham atıksu örneklerindeki oksijen tüketiminin ne kadar aktif biyokütle tarafından yapılmış olduğu belirlenebilmektedir. Çalışmanın en önemli noktası anoksik ortamda NTH ölçümü yapılırken nitrit birikiminin de dikkate alınması ve düzeltilmesinin yapılmış olmasıdır. Bu çalışmanın sonuçları değerlendirildiğinde ham atıksuyun η değerinin 0 ile 0.8 arasında değiştiği ve önemli miktarda aktif biyokütle içerdiği (70–300 mg UAKM/l), bu miktarın aktif çamur sisteminde çoğalan biyokütle üzerine büyük etkisi olduğu görülmektedir. Biri denitrifikasyon, diğeri pür oksijen sistemi olan tesislerden alınan aktif çamur örnekleri üzerinde yapılan araştırmalar pür kültür örneğinde oksijen aktivitesinin çok yüksek olduğunu, ancak NTH 'nin düşüklüğü nedeniyle η'nın 0.20 civarında salındığını, denitrifikasyon sistemi örneğinde ise η değerinin yeterince yüksek (0.56–0.58) olduğunu göstermiştir. Tüketim hızlarındaki farklılıkların denitrifikasyon sisteminin ham atıksu, pür oksijen sisteminin ise çökelmiş atıksu ile beslenmesinden kaynaklandığı belirtilmektedir.

Aktif biyokütle içinde denitrifikasyon organizmalarının fraksiyonunun belirlenebilmesi için Henze (1987) tarafından teorik esaslı bir çalışma yapılmıştır.

Bu çalışmada ayrışma süreci için klasik ölüm modeli ve ölüm–yenilenme modeli gibi iki yaklaşım kullanılmıştır. Denitrifikasyon yapan organizmalar ham atıksuda mevcut olabildikleri gibi, esas olarak birincil ve ikincil çöğalma ile oluşmaktadır. Birincil çöğalma ham atıksuda bulunan biyolojik olarak ayrışabilen organik madde üzerindeki çöğalma olarak tanımlanmıştır. İkincil çöğalma ile ise ayrışan biyokütlenin oluşturduğu substrat üzerindeki yeniden çöğalma süreci karakterize edilmiştir. Ölüm–yenilenme modelinde her iki çöğalma birlikte gerçekleşirken, klasik ölüm modelinde sadece birincil çöğalma görülmektedir. Giriş akımındaki potansiyel denitrifikasyon organizmalarının fraksiyonu ham atıksuda mevcut olan denitrifikasyon organizmaları ile birincil çöğalmada oluşan denitrifikasyon organizmalarının toplamı olarak düşünülmüştür. Bu durumda potansiyel anoksik biyokütle fraksiyonu

$$\eta_{PO} = \frac{X_{HDO} + f_D (S_{SO} + X_{SO}) Y_H}{X_{HDO} + X_{AO} + (S_{SO} + X_{SO}) Y_H} \quad (2.176)$$

ile hesaplanmıştır. Burada,

η_{PO} ; girişteki potansiyel denitrifikasyon organizmalarının fraksiyonunu,

X_{HDO} ; giriş akımındaki anoksik biyokütle konsantrasyonunu [mg UAKM/l],

X_{AO} ; giriş akımındaki aerobik biyokütle konsantrasyonunu [mg UAKM/l],

Y_H ; hetrotrof organizmaların dönüşüm oranını [mg UAKM/mg KOI],

S_{SO} ; giriş akımındaki kolay ayrışan substrat konsantrasyonunu [mg KOI/l],

X_{SO} ; giriş akımındaki yavaş ayrışan substrat konsantrasyonunu [mg KOI/l]

f_D ; birincil çöğalmada anoksik fraksiyonu

göstermektedir. İkincil çöğalma sonucu elde edilen anoksik biyokütle fraksiyonu,

$$\eta_1 = \frac{\frac{1}{\theta_x} \{1 + b_H \theta_x [1 - f_x Y_H (1 - f_E)]\} \eta_{PO} + \frac{\theta_{XD}}{\theta_x} b_H Y_H (1 - f_E) f_x}{\frac{1}{\theta_x} \{1 + b_H \theta_x [1 - f_x Y_H (1 - f_E)]\} + \frac{\theta_{XD}}{\theta_x} b_H Y_H (1 - f_E) f_x} \quad (2.177)$$

bağıntısı ile hesaplanmıştır. Burada,

η_1 ; reaktördeki aktif biyokütle içerisindeki denitrifikasyon organizmalarının fraksiyonunu,

b_H ; heterotrofların ayrışma hızını [1/gün],

f_E ; inert biyokütle fraksiyonunu,

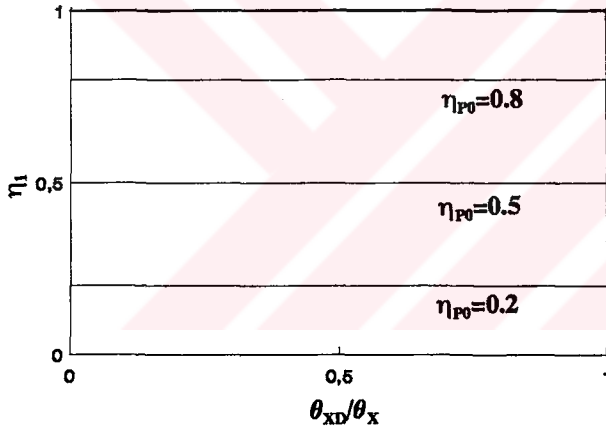
θ_x ; toplam çamur yaşını [1/gün],

θ_{XD} ; anoksik çamur yaşını [1/gün]

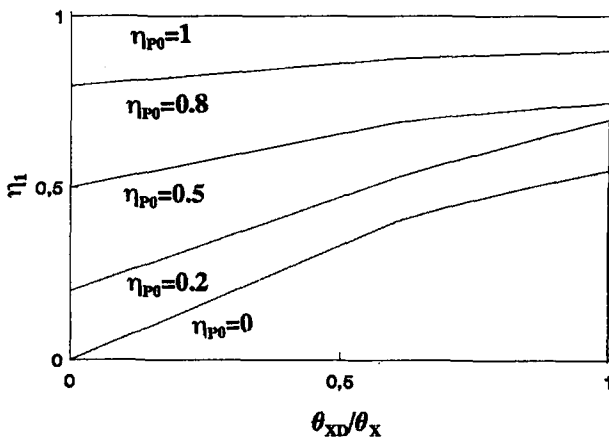
göstermektedir. Ölüm–yenilenme modelinde her iki fraksiyon da olmasına rağmen, ölüm modelinde

$$\eta_1 = \eta_0$$

eşitliği geçerlidir. Buna göre denitrifikasyon organizmalarının fraksiyonu anoksik çamur yaşından etkilenmemekte, ancak giriş akımındaki potansiyel denitrifikasyon organizmaları ile artmaktadır. Ölüm–yenilenme modelinde ise ölen biyokütlenin bir kısmı yeniden çoğalmada kullanıldığından artan anoksik çamur yaşı fraksiyonu ile denitrifikasyon organizmaları fraksiyonu artmaktadır. Şekil 2.16 denitrifikasyon organizmalarının giriş akımındaki potansiyel biyokütle fraksiyonuna ve çamur yaşına bağlı olarak değişimini göstermektedir.



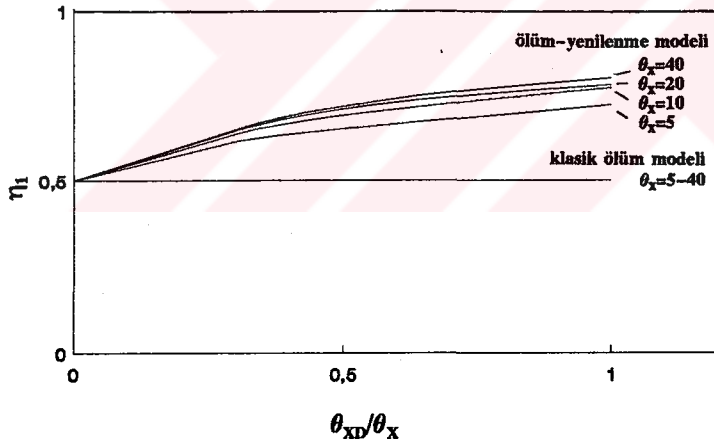
Klasik Ölüm Modeli



Ölüm–Yenilenme Modeli

Şekil 2.16 Aktif çamurdaki denitrifikasyon organizmalarının çamur yaşı ve potansiyel giriş fraksiyonu ile değişimi (Henze, 1987)

Pratikte θ_{XD}/θ_X yaklaşık olarak 0.25'den büyük seçildiğinden ve potansiyel giriş fraksiyonu genellikle 0.4–0.8 arasında değiştiğinden sistemde üretilen anoksik fraksiyon 0.4–0.9 aralığında hesaplanmıştır. Sonuç olarak denitrifikasyon organizmalarının aktif çamurdaki fraksiyonunun giriş akımındaki potansiyel denitrifikasyon biyokütle fraksiyonuna, anoksik çamur yaşına ve toplam çamur yaşına bağlı olduğu görülmektedir. Giriş akımındaki biyokütlenin aktif çamurda oluşan biyokütle fraksiyonu üzerinde büyük etkisi olduğu ve atıksu karakterine, sistem konfigürasyonuna ve işletme koşullarına bağlı bir büyüklük olduğu belirtilmektedir. Ham atıksudaki fraksiyonu yüksek tutabilmek için öncelikle anoksik arıtmanın uygulanması önerilmektedir. Anoksik çamur yaşının mümkün olabildiği kadar yüksek seçilmesinin aktif çamurda oluşacak denitrifikasyon fraksiyonunu maksimize edeceği belirtilmektedir. Toplam çamur yaşı arttıkça aynı anoksik çamur fraksiyonunda model klasik ise biyokütle fraksiyonu değişmediği, ölüm–yenilenme modelinde ise çok etkisi olmamakla birlikte arttığı görülmektedir (Şekil 2.17).



Şekil 2.17 Potansiyel giriş fraksiyonunun toplam çamur yaşı ve anoksik çamur fraksiyonu ile değişimi (Henze, 1987)

Teorik hesapların yanısıra ham atıksudaki biyokütle konsantrasyonunun aktif çamurda OTH ve NTH üzerindeki etkisi deneysel olarak araştırılmıştır (Henze, 1989). Bu amaçla aynı F/M oranında (0.06 gr KOI/gr UAKM.gün) yüklenen, ancak farklı askıda madde konsantrasyonlarına sahip üç ayrı reaktör ile çalışılmıştır.

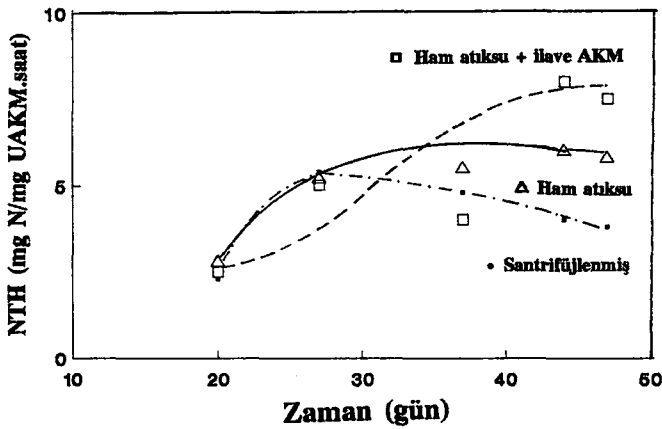
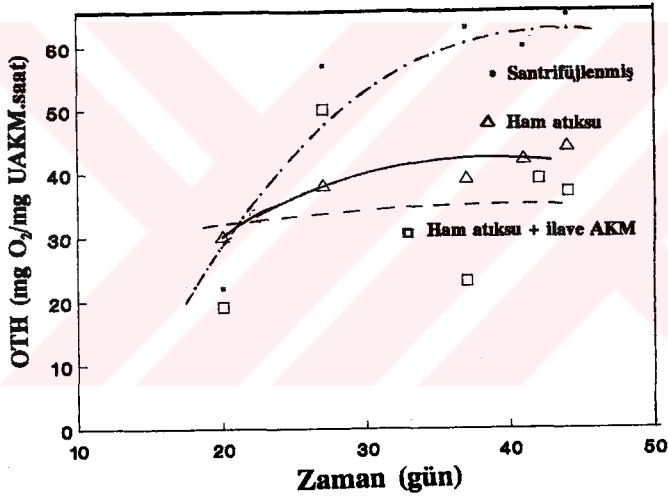
Doldur-boşalt şeklinde 2 saat aerobik, arkasından 4 saat anoksik işletilen reaktörlerde değişik zamanlarda OTH ve NTH ölçülmüştür. Giriş akımlarındaki askıda madde konsantrasyonları;

.sıfır (santrifüjlenmiş atıksu)

.orta (ham atıksu)

.yüksek (ham atıksu+extra askıda madde)

olarak karakterize edilmiştir. Sonuçlar aktif çamurda ölçülen OTH'nın santrifüj atıksuyunda en yüksek değere ulaştığını ve artan AKM konsantrasyonu ile düştüğünü, NTH ölçümleri ise bu durumun aksi bir sıralamayı göstermektedir. Aynı bekletme süresinde yüksek AKM konsantrasyonuna sahip atıksuda en yüksek NTH ölçülmekte ve hız AKM konsantrasyonunun azalması ile düşmektedir. Şekil 2.18 atıksu türüne bağlı olarak OTH ve NTH ölçümlerinin değişimini göstermektedir.

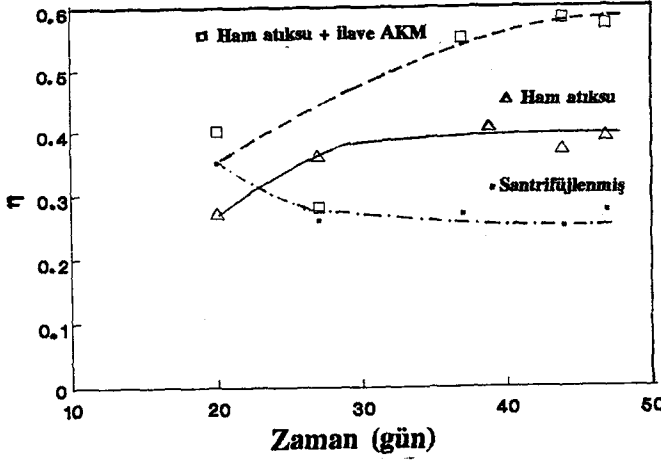


Şekil 2.18 Atıksu türüne bağlı olarak OTH ve NTH ölçümlerinin değişimi (Henze, 1989)

Solunum hızlarının ancak uzun süreler sonunda artış göstermesi, aşı çamurlarının kullanılan atıksulara aktime edilmemiş farklı tesislerden alınmış olmasından kaynaklanmaktadır. Santrifüj edilmiş atıksu ile beslenen sistemde OTH'nın maksimum olmasının nedeni bu atıksuda çoğalan biyokütlenin ham atıksuda mevcut olan biyokütleden daha yüksek aktiviteye sahip olmasıdır. Bu nedenle ham atıksu biyokütlesi ile sürekli aşılama yapılması oksijen tüketim aktivitesi üzerinde olumsuz etki yapacaktır.

Nitrat tüketiminde ise Henze (1987)'de teorik olarak hesaplandığı gibi giriş akımındaki biyokütlenin, sistemde çoğalan biyokütleden daha yüksek bir solunum aktivitesine sahip olduğu görülmektedir. Dolayısıyla giriş akımındaki yüksek AKM'nin aktif çamurun mikrobiyolojik aktivitesi, yani relatif denitrifikasyon aktivitesi üzerinde büyük bir etkisi olduğu sonucuna varılmaktadır. Bu bulgular ışığında organik madde oksidasyonu veya nitrifikasyon için sistemin başında AKM giderilmesinin yararlı olduğu söylenebilir. Denitrifikasyon sözkonusu olduğunda azot giderim hızının artırılabilmesi için ham atıksu biyokütlesi sisteme direkt verilmelidir. Dolayısıyla birleşik sistemlerde herhangi bir ön işlem yapılması gerekmez iken, ayırık çamurlu sistemlerde karbon giderimi ve nitrifikasyon aktivitesini artırabilmek için ön çökeltme yapılması yararlıdır. Ham atıksudaki biyokütlenin sistemden uzaklaştırılmaması ya da denitrifikasyon reaktörüne by-pass edilmesi halinde denitrifikasyon aktivitesi artırılabilmektedir. Görüldüğü üzere giriş akımındaki biyokütlenin aktivite ve sistem tasarımı üzerinde büyük etkisi vardır. Ölçülen OTH ve NTH sonuçlarının e^- eşdeğeri bazında değerlendirilmesi Şekil 2.19'da gösterilmiştir. Bu gözlem η 'ya karşı gelmektedir.

Benzer çalışmalar tüketim hızlarının biyokütlenin alındığı sistemler ile direkt bağlantılı olduğunu göstermek üzere Kristensen v.d. (1992) tarafından pilot ve büyük ölçekli tesislerde tekrarlanmıştır. Bu amaçla ham, çökeltilmiş ve kimyasal arıtmadan geçirilmiş farklı C/N oranlarına sahip atıksular ile farklı işletme koşullarında çalıştırılan sistemlerin biyokütle örneklerinde OTH, NTH ve ATH (amonyak tüketim hızı) ölçülerek, biyokütlenin çeşitli fonksiyonel gruplarının atıksu karakteri ile



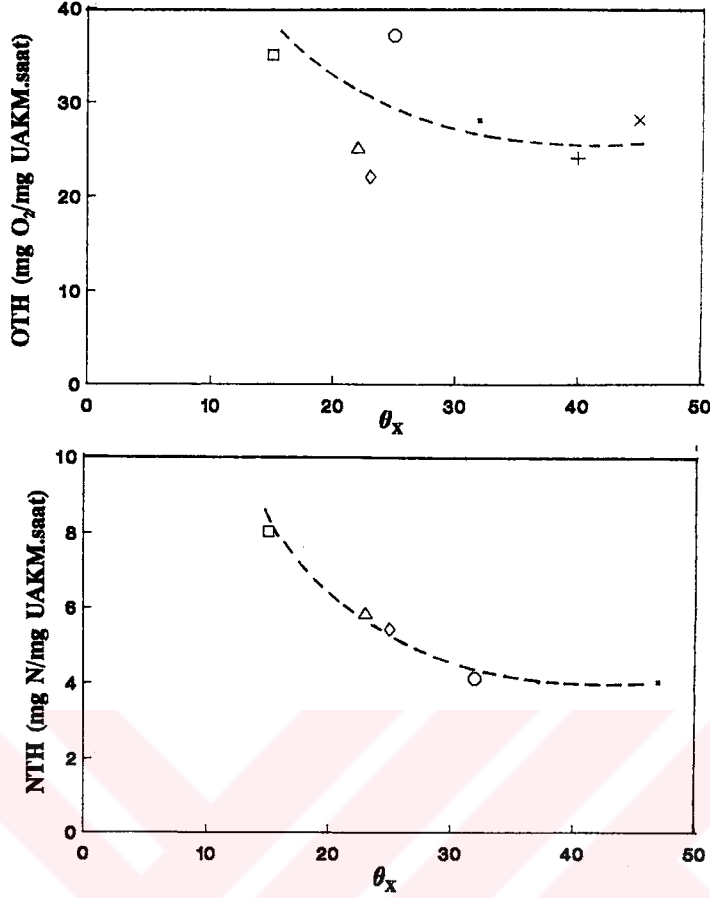
Şekil 2.19 Atıksu türüne bağlı olarak η 'nın değişimi (Henze, 1989)

değişimi incelenmiştir. Deneyler karbon kaynağı olarak asetat ve hidrolisatın (primer çamurun hidrolizi ile elde edilmektedir) kullanıldığı setlere ilave olarak içsel solunum fazında da yürütülmüştür. ATH ölçümleri biyokütle konsantrasyonu 3000–4000 mg/l olan, başlangıçta 20 mg NH_4^+-N ilave edilmiş, oksijene doyurulmuş reaktörlerde yapılmıştır. 3–4 saat boyunca her 15–30 dakikada bir alınan çözünmüş numunelerde amonyak azotu ile nitrit ve nitrat azotu ölçülmüştür. Zamana karşı elde edilen azot profilinin eğiminden ATH hesaplanmış ve deneysel olarak elde edilen ATH profilinin kontrolü amacıyla değerlendirmeye alınmıştır. NTH ölçümleri atmosfere kapalı, başlangıçtaki biyokütle konsantrasyonu 3000–4000 mg/l, nitrat azotu konsantrasyonu 20–30 mg/l olan ve karbon kaynağı olarak asetat ya da hidrolisatın kullanıldığı tam karışımli kesikli reaktörlerde yapılmıştır. İçsel solunum fazında çalıştırılan reaktörlerde deneylere daha yüksek konsantrasyonlarda aktif çamur ile başlanmış ve karbon ilavesi yapılmamıştır. 3–4 saat süren bir periyotta 15 ile 30 dakika aralıklarla alınan numunelerde nitrat ve nitrit azotları ölçülmüştür. OTH ölçümleri ise aktif çamur konsantrasyonu 2000–3000 mg/l olan, 200 mg/l KOI konsantrasyonunda asetat ya da hidrolisat içeren, nitrifikasyonun inhibe edildiği oksijene doymuş ortamda yapılmıştır.

ATH sonuçları yüksek KOI/Toplam N oranıyla çalıştırılan sistemlerde nitrifikasyon hızının düştüğünü göstermektedir. KOI'nin yüksek olması ortamda heterotrofların

baskın hale geçmesi nedeniyle sentezde kullanılan azotun artması, ototroflara nitrifikasyon için kalan azotun azalması, dolayısıyla nitrifikasyon hızının düşmesi anlamına gelmektedir. Hidrolizat ile yapılan ölçümlerde OTH ve NTH ölçümlerinin asetata oranla % 10–20 daha yüksek olduğu görülmüştür. Bu durum hidrolizatın asetattan daha geniş spektrumlu bir karbon kaynağı olması ve daha fazla organizma türüne çoğalma olanağı tanıyabilmesi düşüncesi ile açıklanmaktadır. NTH 'nın azalan çözünmüş KOI/toplam KOI oranı ile arttığı gözlenmektedir. Bu gözlem daha önceki çalışmalarda atıksudaki AKM konsantrasyonunun yüksek olması halinde yüksek aktivite değerlerinin elde edilmesi sonucunu doğrulamaktadır. Diğer bir gözlem NTH' nın azalan θ_x ile artmasıdır. Ancak düşük θ_x ile çalışan sistemlerde kullanılan atıksu yüksek miktarda partiküler madde içerdiğinden bu kademedeki NTH artışının hangi özellikten etkilendiği doğru olarak değerlendirilememektedir. OTH ise NTH'nın tersine artan çözünmüş KOI/toplam KOI oranı ile artmıştır. Atıksudaki partiküler madde oranı arttıkça inert partiküler maddenin aktif biyokütle üzerindeki artan relatif etkisi ile düşük OTH değerleri elde edilmiştir. Şekil 2.20 işletme koşulları farklı olan çeşitli sistemlerde NTH ve OTH ölçümleri ile çamur yaşı arasındaki ilişkiyi ortaya koymaktadır. Bu sonuçlardan hareketle η değerlerinin %41–73 arasında değiştiği hesaplanmıştır. Şekil 2.21 ise η değerlerinin KOI ve çamur yaşı ile değişimini göstermektedir. Ayrık nitrifikasyon sistemine sahip ve anoksik sürecin çok kısa olduğu tesisden alınan örnek, η 'nın ancak % 15–20 olduğunu göstermiştir.

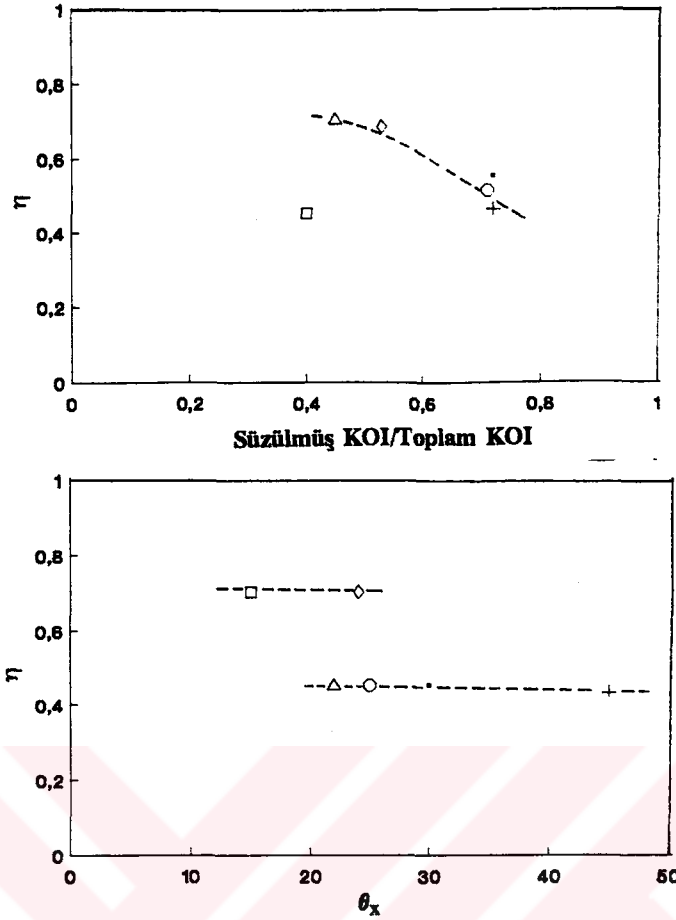
Pratikteki kullanımı ilginç olabilecek bir sonuç içsel solunum fazında 1'e yakın elde edilen η değerleridir. Bu değer aktif çamurdaki partiküler maddelerin aerobik ve anoksik koşullarda aynı hız ile ayrıştığını göstermektedir. Literatürde anoksik koşullardaki hidroliz hızının aerobik koşullardakinden daha düşük olduğu belirtilmektedir. Bu değerlendirmelerin atıksudaki partiküler KOI'nin hidrolizine ait olduğu dikkate alınmalıdır. Biyokütle hidrolizinin aerobik ve anoksik ortamda aynı hızla gerçekleşmesi, özellikle azot giderimine yönelik sistemlerde çamur stabilizasyonu açısından önem taşımaktadır.



Şekil 2.20 Çeşitli sistemlerde OTH ve NTH ile KOI ve çamur yaşı arasındaki ilişki (Kristensen v.d., 1992)

Kesikli sistemlerde respirometrik yöntemin bir başka uygulaması Givens v.d. (1991) tarafından sentetik elyaf endüstrisi atıksuları ile yapılmıştır. Maksimum çoğalma koşullarında η_g için 0.84, 0.98, 1.16, hidroliz fazında ise η_h için 0.70, 0.64, 0.72 gibi değerler hesaplanmıştır. η_g faktörünün 1' den büyük olamayacağı düşüncesiyle 1.16, 1 olarak değerlendirilmiştir.

Krauth ve Schwentner (1994) 'in çalışması atıksudaki askıda madde konsantrasyonunun denitrifikasyon sürecine etkisini araştırmaya yöneliktir. Bu çalışmada ultrafiltrasyondan geçirilmiş tamamen çözünmüş nitelikteki atıksu ve primer çamur ilave edilerek askıda madde konsantrasyonu artırılmış ham atıksu aynı karakterdeki aktif çamur örnekleri ile kesikli olarak çalıştırılmış ve OTH ile NTH



Şekil 2.21 Çeşitli sistemlerde η değerlerinin KOI ve çamur yaşı ile değişimi (Kristensen v.d., 1992)

ölçümleri yapılmıştır. Bu reaktörlere paralel olarak substratın ilave edilmediği, içsel solunum fazında çalışan bir referans reaktör kullanılmıştır. Deneyler NTH 'nın primer çamurun ilave edildiği ham atıksu örneğinde maksimum olduğunu, bunu ultrafiltre edilmiş atıksu ve içsel solunum fazı örneklerinin izlediğini göstermektedir. Aynı sıralama OTH ölçümleri için de geçerlidir. Substratın ilave edildiği her iki reaktörde de hem aerobik, hem anoksik koşullarda maksimum çoğalma koşullarında kullanılan e^- alıcısı tüketim hızlarının birbirlerinden çok farklı olmadıkları gözlenmektedir. η_g askıda madde miktarının fazla olduğu reaktörde 0.69, çözünmüş substrat ile beslenen reaktörde ise 0.8 bulunmaktadır. İçsel solunum fazında çalışan reaktör η_E 'nin 0.82 olduğunu göstermektedir. Çözünmüş substratın olduğu reaktörde ikinci fazda gözlenen hız içsel solunum reaktöründe gözlenen hıza yakındır. Primer çamur ilaveli reaktörde ise OTH ve NTH değerlerinin içsel solunum fazı OTH ve NTH 'ından farklı daha büyük bir hızla ikinci fazı tamamladığı, çok uzun süreler

çamur ilaveli reaktörde ise OTH ve NTH değerlerinin içsel solunum fazı OTH ve NTH 'ından farklı daha büyük bir hızla ikinci fazı tamamladığı, çok uzun süreler sonunda içsel solunum hızına eriştiği görülmektedir. Primer çamurun ilave edildiği atıksu örneğinde NTH ve OTH değerlerinin çözünmüş substrat ile beslenen reaktöre oranla daha yüksek olması yapılan ilave nedeniyle KOI 'nin artmasından kaynaklanmaktadır.

Nitrat azotu tüketimine dayanan respirometrik ölçümlerde nitrit azotu birikiminin dikkate alınmaması halinde maksimum çoğalma hızı hesabında $1.72 \Delta \text{NO}_2^- - \text{N}$ kadar pozitif bir hata yapılacağı gözönünde bulundurulmalıdır.

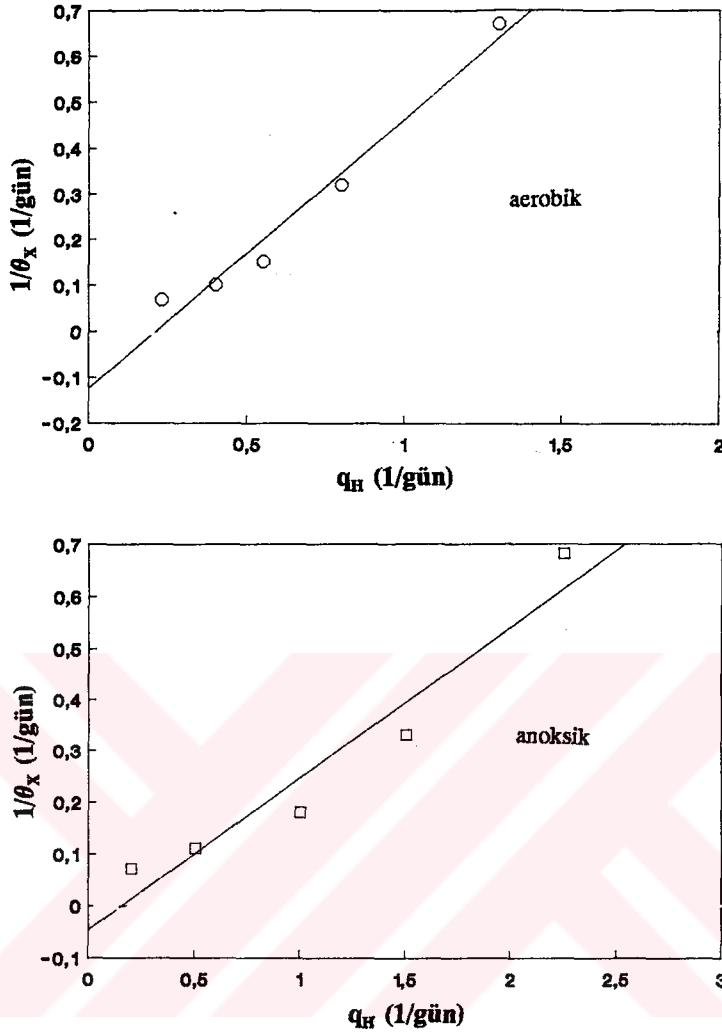
Elektron alıcıları tüketim hızları ölçümü yerine spesifik substrat giderim hızı ölçümlerine dayanan yöntemin bir uygulaması Clintock v.d. (1988) tarafından yapılmıştır. Bu çalışmada diğerlerinden farklı olarak aerobik ve anoksik koşullarda kemostat sistemler çalıştırılmıştır. Reaktörler sentetik atıksu ile beslenerek, çamur yaşı 1.5 ,3, 6, 10 ve 15 gün olarak paralel işletilmiştir. Her bir reaktörde

$$\frac{1}{\theta_x} = Y_H q_H - k_d \quad (2.178)$$

$$q_H = \frac{C_{so} - C_s}{X_H \theta} \quad (2.179)$$

bağıntıları gereğince spesifik substrat giderim hızı izlenmiş,aerobik ve anoksik koşullarda $1/\theta_x - q_H$, $1/\theta_x - q_{HD}$ grafikleri çizilmiştir (Şekil 2.22).

Elde edilen doğruların eğimleri Y_H ve Y_{HD} maksimum dönüşüm oranlarını, y eksenini kestiği noktalar k_d ve k_{dD} değerlerini vermektedir.Sonuçlar aerobik ortamdaki maksimum dönüşüm oranının ve içsel solunum hızının anoksik ortamın iki katı olduğunu göstermektedir. Yaklaşık 25 °C sıcaklıkta aerobik ortamda Y_{Hmax} 0.503 mg UAKM/mg KOI, k_d 0.111 1/gün, anoksik ortamda ise Y_{HDmax} 0.272 mg UAKM/mg



Şekil 2.22 Aerobik ve anoksik spesifik substrat giderim hızı ile çamur yaşının ilişkisi (Clintock v.d., 1988)

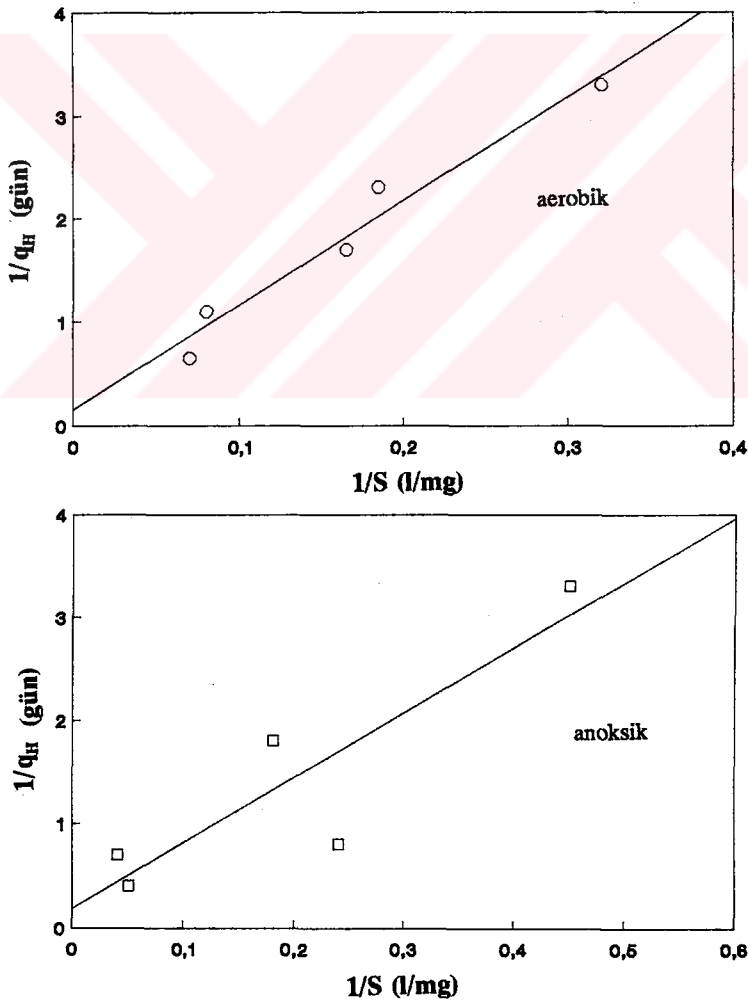
$$Y_N = \frac{Y_{\max}}{1 + k_d \theta_x} \quad (2.180)$$

bağıntısı ile hesaplanmaktadır. Bu bağıntı dikkate alındığında θ_x 10 gün ve daha düşük değerleri için aerobik ve anoksik Y_N değerlerinin birbirlerinden %30–40 farklı olduğunu, dolayısıyla çamur miktarının %30–40 azaldığı görülmektedir. 15 günden daha uzun çamur bekletme sürelerinde bu fark azalmaktadır.

Diğer kinetik sabitlerin bulunabilmesi için her bir reaktördeki ayrışamayan KOI'nin belirlenebilmesi gerekmektedir. Spesifik substrat giderim hızı ,çıkış KOI'sine karşı çizilerek hem anoksik hem de aerobik reaktör için S_R bulunmuştur. Bulunan bu değerler çıkış KOI'sinden çıkartılarak biyolojik olarak ayrışabilen organik madde bulunmuştur.

$$\frac{1}{q_H} = Y_H \frac{K_S}{\hat{\mu}_H} \frac{1}{S_S} + \frac{Y_H}{\hat{\mu}_H} \quad (2.181)$$

eşitliğine göre aerobik ve anoksik ortamlarda $1/q_H$ ve $1/S_S$ grafiği çizilerek, K_S ve $\hat{\mu}_H$ elde edilmiştir. Sonuçlar maksimum çoğalma hızlarının aerobik ve anoksik koşullarda sırasıyla 3.4 ve 3.2 1/gün olduğunu göstermektedir. Aynı sıralama ile K_S değerleri için 67 ve 76 mg/l bulunmuştur. Şekil 2.23 aerobik ve anoksik reaktörlerdeki deney sonuçlarını göstermektedir.



Şekil 2.23 Aerobik ve anoksik reaktörlerde kinetik sabitlerin belirlenmesi (Clintock v.d., 1988)

Bu çalışmanın sonuçları değerlendirildiğinde maksimum çoğalma koşullarında η_g 'nin 0.94, içsel solunum fazında ise Kristensen v.d. (1992)'den farklı olarak η_E 'nin 0.51 olduğu görülmektedir.

Anoksik koşullardaki maksimum substrat tüketim hızı q_{HD} , (μ_{HD}/Y_{HD}) aynı θ_X 'de aerobik koşullara oranla daha büyüktür. Yani birim biyokütle başına organik madde giderimi daha hızlı olmaktadır. Aynı θ_X 'de anoksik ortamdaki maksimum Y_{HD} daha düşük olduğu için q_{HD} substrat giderim hızının daha yüksek olması doğaldır.

Tablo 2.14 literatürde η için bulunan değerlerden bazı örnekler vermektedir.

Tablo 2.14 η Değerlerinin Değişimi

η_g	η_h	Karbon Kaynağı	Kaynak
0.38		Evsel	van Haandel v.d.(1981)
0-0.79*		Evsel	Henze (1986)
0.56-0.58		Evsel	Henze (1986)
0.20		Evsel(çök)	Henze (1986)
0.80	0.40	Evsel	Henze v.d.(1987)
0.94		Evsel	Clintock v.d.(1988)
0.15-0.73		Asetat	Kristensen v.d. (1992)
	0.18-0.73	Hidrolisat	Kristensen v.d. (1992)
0.85	0.80	Evsel	Oles ve Wilderer (1991)
0.84-1.16	0.64-0.72	Endüst.	Givens v.d.(1991)
0.69-0.80		Evsel	Krauth ve Schwentner (1994)

* Ham evsel atıksuda mevcut olan potansiyel

BÖLÜM 3 MAKSİMUM ÇOĞALMA HIZLARININ BELİRLENEBİLMESİ İÇİN GELİŞTİRİLEN YÖNTEMLER

3.1 Ototrof Organizmaların Maksimum Çoğalma Hızlarının Belirlenmesi

3.1.1 Kullanılan Yöntemin Kritiği

Ototrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının belirlenebilmesi için kullanılan yöntemlerden biri herhangi bir kısıtın olmadığı koşullarda N_{ox} -N artışının ölçümüne dayanmaktadır. Yöntem reaktör hidroliginden bağımsız sonuçlar vermesi nedeniyle yaygın olarak kesikli reaktörlere uygulanmaktadır. Nitrifikasyon mekanizması içinde hız kısıtlayıcı adım *Nitrosomonas*'lar tarafından nitrite yükseltgenme adımı olarak bilinmektedir. Ancak nitritin bir ara ürün olması hangi adımda ne kadar üretildiğinin ya da tüketildiğinin ayırımına olanak vermemektedir. Nitrit ve nitrat azotuna yükseltgenme ardışık iki reaksiyon olduğundan, ikinci adım sonunda ölçülen nitrit ve nitrat azotu toplamalarının reaksiyon zincirindeki ilk adımın veriminin bir göstergesi olduğu düşünülmektedir. Bu yaklaşım ile tüm nitrifikasyon sürecini karakterize edebilecek organizma topluluğu *Nitrosomonas*'ların maksimum net çoğalma hızları belirlenebilmektedir.

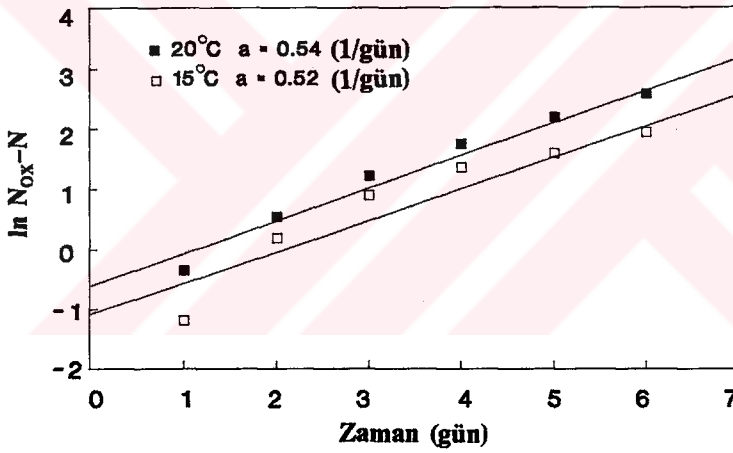
Bu yöntemin teorik esası ve matematiksel ifadesi Bölüm 2.4.1 de detaylı olarak verilmiştir. Belirtilen esaslar çerçevesinde deneysel bir çalışma Antoniou v.d.(1990) tarafından kesikli reaktörlerde yürütülmüştür. Bu çalışmanın sonuçlarının değerlendirmesi (2.109) denklemine göre yapılmaktadır. Nitrifikasyon sürecindeki reaksiyon ifadesi ise genel haliyle (2.107) denklemi ile verilmektedir. (2.107) denkleminin (2.108) denklemine geçerken başlangıç periyodu dışında (2.107) denkleminin sağ tarafındaki S_{NO0} ve $(X_{A0} \hat{\mu}_A)/[Y_A (\hat{\mu}_A - b_A)]$ terimlerinin birbirlerinin

ters işaretlisi sabitler olması ve exponansiyel artan terim yanında küçük olması nedeniyle ihmal edilebileceği düşünülmüştür. Elde edilen (2.108) denkleminin e tabanına göre logaritması alınarak değerlendirmelerde kullanılan (2.109) denklemi elde edilmiştir. Bu ifadeye göre zamana karşı $N_{OX}-N$ 'nin doğal logaritmasının çizilmesi ile elde edilen doğrunun eğimi *Nitrosomonas*'ların maksimum net çoğalma hızını vermektedir. Yapılan ihmaller nedeniyle başlangıçta bir kaç datanın lineerlikten uzaklaşacağı, aynı sapmaların uzun süreler sonunda NH_4^+-N 'nin kısıtlı olduğu bölgelerde de gözleneceği belirtilmiştir.

Ancak yapılan ihmaller matematiksel olarak değerlendirildiğinde lineerliğin her koşulda sağlanabilmesi için S_{NOO} ile $(X_{A0} \hat{\mu}_A)/[Y_A (\hat{\mu}_A - b_A)]$ terimlerinin aynı mertebelerde olması gerektiği sonucuna varılmaktadır. Başlangıçta atıksu içindeki oksitlenmiş azot konsantrasyonu hemen hemen sıfırdır. Reaktörde ölçülebilen kısım ise ($t=0$ anında) aşılana çamur içindeki konsantrasyondan ibarettir. Dolayısıyla $(X_{A0} \hat{\mu}_A)/[Y_A (\hat{\mu}_A - b_A)]$ teriminin de oldukça küçük bir değerde olması gerekmektedir. Bu terimi küçültmek ise ancak çok küçük biyokütle konsantrasyonları ile aşmak yoluyla mümkün olabilmektedir. Kaba bir hesaplama ile $\hat{\mu}_A/(\hat{\mu}_A - b_A)$ terimi ≈ 1 , Y_A 0.24 gr KOI/gr N olarak düşünüldüğünde ihmal edilen terimin 4.2 X_{A0} 'a eşit olduğu görülmektedir. Dolayısıyla 150–300 mg/l (Antoniou v.d.,1990) ya da 400 mg UAKM/l (Givens v.d., 1991) gibi aktif çamur konsantrasyonları ile başlamak 4.2 X_{A0} teriminin artmasına neden olmakta ve matematik olarak çözümün hatasını yükseltmektedir. Diğer taraftan başlangıç konsantrasyonu S_{NOO} 'yı ihmal ederek lineerleştirme yapmak, farklı sıcaklıklarda bile birbirlerine yakın eğimli doğruların geçmesine neden olabilmektedir. Başlangıç koşulu tanımlanmadığından en küçük kareler yöntemi ile yapılan lineerleştirmede hemen hemen aynı eğimli iki doğrunun elde edilebilmesi mümkün olmaktadır. Şekil 3.1, Tablo 3.1 ile verilen 20 °C–15 °C sıcaklıklarda evsel atıksu ile yürütülmüş kesikli deneylerin sonuçlarının lineerleştirilmesini göstermektedir. Burada belirtilmesi gereken önemli bir nokta başlangıçta yapılan kabullerin doğru olması halinde lineerleştirme sonucu elde edilecek doğrunun büyük bir yaklaşıklıkla gerçek başlangıç noktasından geçeceğidir. Bu durumda başlangıç noktasının işaretlenip, işaretlenmemesi pek önem taşımayacaktır. Ancak bunun gerçekleşmediği durumlarda uygulanan modelin doğru olmadığı görülmektedir.

Tablo 3.1 Ototrofik Çoğalmada Evsel Atıksu ile Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları (6.Set)

Gün	$N_{ox}-N$	
	20 °C	15 °C
0	0.2	0.2
1	0.7	0.3
2	1.7	1.2
3	3.3	2.4
4	5.6	3.8
5	8.8	4.8
6	13	6.8
7	20	9.5



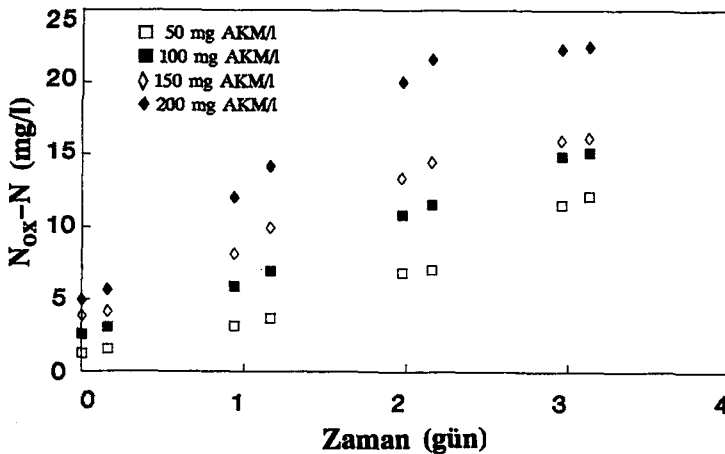
Şekil 3.1 Evsel atıksu deney sonuçlarının lineerleştirme yöntemi ile değerlendirilmesi
[$a = (\hat{\mu}_A - b_A)$]

3.1.2 Önerilen Yöntem

Bu yöntem esas alınarak yapılan değerlendirmelerde deney sonuçlarının büyük bölümünün bir doğru yerine hiperbol çizdiği görülmüştür. Uygulanan yöntemin deney koşullarına bağlı olarak değişmesini ve tesadüfen doğru sonuçlar vermesini önlemek amacıyla (2.107) ile verilen genel bağıntının kullanılmasının daha gerçekçi sonuçlar vereceği düşünülmüştür. Bu durumda zamana karşı $N_{ox}-N$ ölçümüne

dayanan yöntemde elde edilen verilerin "eğriye uydurma" (curve fitting) metodu ile değerlendirilmesi gerektiği sonucuna varılmıştır.

Bu koşullarda deneyin hassasiyetini artırabilmek için çok düşük X_{A0} başlangıç biyokütle konsantrasyonları ile aşılama yapılmalıdır. Ototrof organizmalar karışık kültür içerisinde heterotrof organizmalar ile birlikte aşılacaklarından düşük konsantrasyon deney süresi boyunca özellikle amonyak azotunun kısıtlı hale gelmemesi açısından da önem taşır. Bu yöntemde uygun başlangıç biyokütle konsantrasyonunun bulunabilmesi amacıyla 50, 100, 150 ve 200 mg AKM/l gibi değişen karışık kültür konsantrasyonları ile aşılama düşünülmüştür. Yüksek biyokütle konsantrasyonları ile aşılama halinde kısıtlı bölgeye çabuk girildiğinden çalışılan sürede anlamlı sonuçlar elde edebilecek data sayısının son derece az olabildiği, düşük konsantrasyonların avantaj sağladığı gözlenmiştir. Şekil 3.2 bu çalışmanın sonuçlarını göstermektedir. Ancak düşük konsantrasyonlar ile üretilen $N_{ox}-N$ miktarının kısa sürelerde az olacağı, bu nedenle farkların en rahat gözlenebileceği aralıklarda numune alınması gerektiğine dikkat edilmelidir. Yapılan ön çalışmalar yaklaşık 50 mg AKM/l konsantrasyonu ile aşılansın sistemlerde gün içerisinde en az 3-4 saat aralıklarla alınan en az 2 numunenin anlamlı sonuçlar verdiğini ortaya koymuştur.



Şekil 3.2 Başlangıç biyokütle konsantrasyonunun $N_{ox}-N$ ölçümlerine etkisi

Bu esaslar çerçevesinde (2.107) denklemi

$$(S_{NO} - S_{NO0}) \frac{Y_A}{X_{A0}} \frac{\hat{\mu}_A - b_A}{\hat{\mu}_A} + 1 = e^{(\hat{\mu}_A - b_A)t} \quad (3.1)$$

şeklinde yazıldığında, belirli bir deney süresince sabit olan bilinmeyen terimler için

$$k = \frac{Y_A}{X_{A0}} \frac{\hat{\mu}_A - b_A}{\hat{\mu}_A} \quad (3.2)$$

ve

$$a = \hat{\mu}_A - b_A \quad (3.3)$$

kısaltmaları yapıldığında,

$$(S_{NO} - S_{NO0}) k + 1 = e^{a t} \quad (3.4)$$

elde edilmektedir. Bu ifadenin e tabanına göre logaritması alındığında ,

$$\ln [(S_{NO} - S_{NO0}) k + 1] = (\hat{\mu}_A - b_A) t = a t \quad (3.5)$$

bulunmaktadır.

k'ya göre nonlineer bir denklem olan (3.5) denkleminin çözümü özel teknikler gerektirmektedir. Bu amaçla kullanılan tek boyutlu Fibonacci hesap yöntemi (Wilde, 1964) verilen bir aralıkta ardışık iterasyonlarla model ve deney sonuçları arasında en küçük kareler yönteminin uygulanması ile optimum a ve k çiftinin bulunmasını hedeflemektedir.

Bu çalışmada ototrof organizmaların maksimum net çoğalma hızlarının belirlenebilmesi için zamana karşı N_{OX} -N ölçümü yapılacak, benimsenen eğriye uydurma yöntemi çerçevesinde çoğalmayı karakterize eden nonlineer denklem Fibonacci tekniği ile çözülecektir.

Fibonacci Tekniğinin Özellikleri

J. iterasyon adımımda non-linear parametre k'nın optimum değerini içeren aralığın uzunluğu kendisinden sonra gelen iki aralığın uzunluğunun toplamına eşittir.

$$L_j = L_{j+1} + L_{j+2} \quad (3.6)$$

Her bir terim

$$L_{j+1} = \frac{L_j}{2} + \frac{\epsilon}{2} \quad (3.7)$$

$$L_{j+2} = \frac{L_j}{2} - \frac{\epsilon}{2} \quad (3.8)$$

şeklinde ifade edilmektedir. Burada ϵ herhangi bir iterasyon adımımda $\phi(k_1)$ and $\phi(k_2)$ gibi en küçük kareler yöntemine göre anlamlı farklar veren k'nın iki değeri k_1 ve k_2 arasındaki L_1 başlangıç aralığının fraksiyonunu göstermektedir (Şekil 3.3). Herhangi bir iterasyon adımımda k_1 ve k_2 değerleri L_j noktası etrafında simetrik olup,

$$k_1 = k_I + L_{j+2} = k_I + \frac{L_j}{2} - \frac{\epsilon}{2} \quad \forall \quad k_1 = k_F - L_{j+1} = k_F - \left(\frac{L_j}{2} + \frac{\epsilon}{2}\right) \quad (3.9)$$

$$k_2 = k_I + L_{j+1} = k_I + \frac{L_j}{2} + \frac{\epsilon}{2} \quad \forall \quad k_2 = k_F - L_{j+2} = k_F - \left(\frac{L_j}{2} - \frac{\epsilon}{2}\right) \quad (3.10)$$

şeklinde ifade edilmektedirler. Burada k_I ve k_F j.iterasyon adımımdaki L_j aralığının uç noktalarıdır. L_j 'nin (3.7) denkleminde çözümü ile

$$L_j = 2 L_{j+1} - \epsilon \quad (3.11)$$

elde edilmektedir. (3.11) denkleminde $j=n-1$ yazılarak

$$L_{n-1} = 2 L_n - \epsilon \quad (3.12)$$

bulunmaktadır. $j=n-1$, $j=n-2$, $j=n-3$ ve $j=n-4$ ifadeleri (3.6)'da yazıldığında

$$L_{n-1} = L_n + L_{n+1} \quad (3.13)$$

$$L_{n-2} = L_{n-1} + L_n \quad (3.14)$$

$$L_{n-3} = L_{n-2} + L_{n-1} \quad (3.15)$$

$$L_{n-4} = L_{n-3} + L_{n-2} \quad (3.16)$$

elde edilmektedir. (3.12) denkleminin (3.14)'de yerine konulması ile

$$L_{n-2} = 3 L_n - \epsilon \quad (3.17)$$

ve

(3.12) ile (3.17) denklemlerinin (3.15) ile birlikte değerlendirilmesi sonucu

$$L_{n-3} = 5 L_n - 2 \epsilon \quad (3.18)$$

benzer şekilde

$$9L_{n-4} = 8 L_n - 3 \epsilon \quad (3.19)$$

ve

$$L_{n-5} = 13 L_n - 5 \epsilon \quad (3.20)$$

bulunmaktadır.

Bu ifadelerde ardışık rakamlar $F_0=F_1=1$ ile başlamakta ve kendisinden önceki iki rakamın toplamı olarak devam etmektedir. Bu rakamlar Fibonacci sayıları adını almaktadır.

F_0	F_1	F_2	F_3	F_4	F_5	F_6	F_7	F_8	F_9	F_{10}	F_{11}
1	1	2	3	5	8	13	21	34	55	89	144

Fibonacci sayıları dikkate alınarak (3.12), (3.17), (3.18), (3.19) ve (3.20) denklemleri

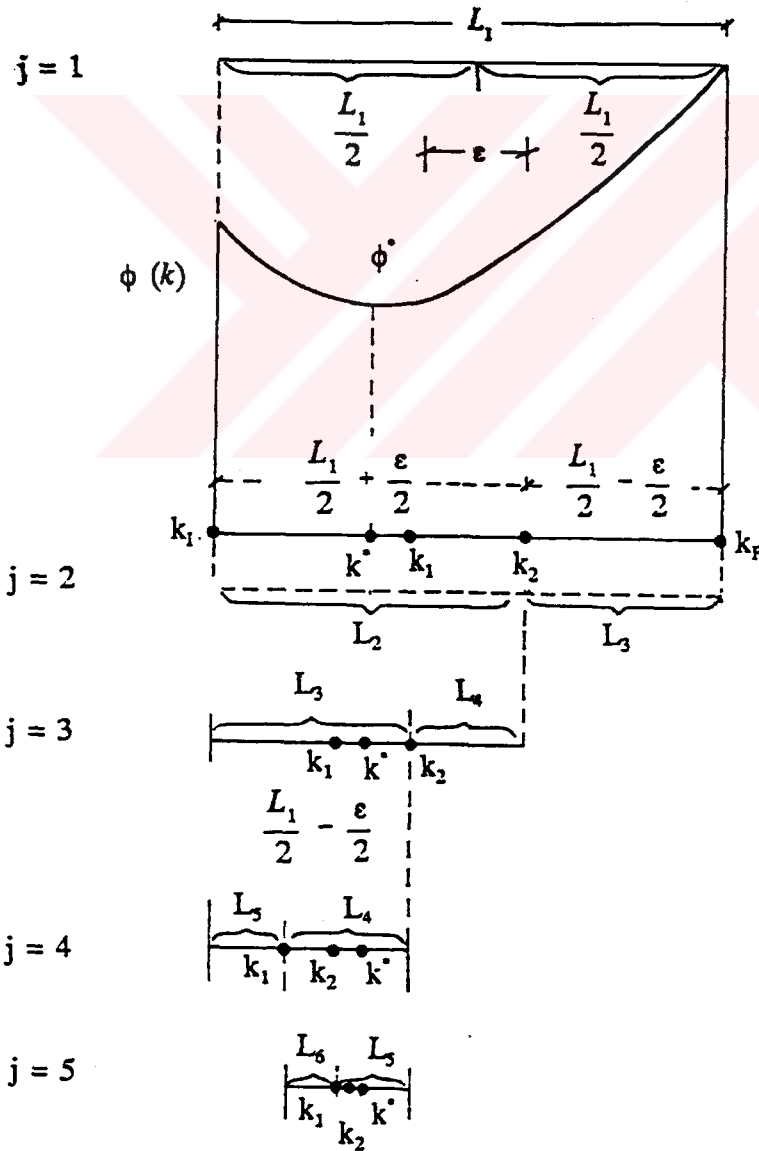
$$L_{n-m} = F_{m+1} L_n - F_{m-1} \epsilon \quad (3.21)$$

şeklinde ifade edilebilmektedir. Burada $n=m+1$ yazıldığında (3.21) denkleminde

$$L_1 = F_n L_n - F_{n-2} \epsilon \quad (3.22)$$

elde edilmektedir. Bu denklem yardımıyla n .ci iterasyonda elde edilen L_n aralığında çözüm yapılabilir. Bu çözüm yapılabilir.

$$L_n = \frac{L_1}{F_n} + \frac{F_{n-2}}{F_n} \epsilon \quad n = 2, 3, 4, \dots \quad (3.23)$$



Şekil 3.3 Fibonacci yönteminde hesaplama aralıkları

Fibonacci Yönteminin Uygulanması

(3.23) denkleminde $n=2$, $F_2=2$, $F_0=1$ yazıldığında k 'nın optimum değerini içeren aralığın uzunluğu ilk iterasyonda

$$L_2 = \frac{L_1}{2} + \frac{\varepsilon}{2} ; \left[L_3 = \frac{L_1}{2} - \frac{\varepsilon}{2} \right] \quad (3.24)$$

olarak bulunmaktadır. Burada,

$L_1=k_F - k_I$ eşitliğini,

$k_I = 0$ başlangıç aralığı L_1 'in absis üzerindeki başlangıç değerini,
 $k_F = 2$ başlangıç aralığı L_1 'in absis üzerindeki son değerini,
göstermektedir. Başlangıçta $L_1=2$, ε ise her adımda aralığın %1'i olarak seçilmektedir. Daha sonra ilk iterasyon için $L_2=1.01 L_1$ olmaktadır. k_1 ve k_2 'nin yerleşimleri simetrik olduğundan, orjinal L_1 aralığında (3.8) ve (3.9) denklemleri uyarınca k_1 , k_F 'in L_2 birim kadar sağına, k_2 ise k_I 'nin L_2 birim kadar soluna kaymaktadır.

$$k_1 = k_F - L_2 = 2 - \frac{1}{2} \cdot 1.01 \cdot 2 = 0.99 \quad (3.25)$$

$$k_2 = k_I + L_2 = 0 + \frac{1}{2} \cdot 1.01 \cdot 2 = 1.01 \quad (3.26)$$

k_1 ve k_2 hesaplandığında farklarının karelerinin toplamı da $\phi(k_1)$ and $\phi(k_2)$ hesaplanabilmektedir. Her bir iterasyon adımıdaki aralığı küçültebilmek için $\phi(k_1)$ ve $\phi(k_2)$ karşılaştırılmaktadır. Eğer $\phi(k_1) < \phi(k_2)$ ise k_I k_1 'in yerine, ya da $\phi(k_1) > \phi(k_2)$ ise k_F k_2 'nin yerine kaydırılmaktadır. Böylece aralık L_2 'ye indirilmekte ve bu aralıktaki minimum $\phi(k')$ değeri bulunmaktadır. Bu uygulama (3.23), (3.9) ve (3.10) denklemleri birlikte kullanılarak tekrarlanmakta ve seçilen bir δ (örneğin $\delta=10^{-6}$) için $L_n < \delta$ elde edilince bitirilmektedir. Fibonacci yöntemini içeren bilgisayar programı ve bu yöntemin Tablo 3.1 ile verilen evsel atıksuya uygulaması bir program çıktısı halinde Ek A'da verilmektedir.

3.2 Heterotrof Organizmaların Maksimum oğalma Hızlarının Belirlenmesi

3.2.1 Kullanılan Yöntemin Kritiği

Heterotrof organizmaların aerobik ve anoksik koşullardaki çoğalma hızlarının belirlenmesi doğrultusunda yapılan çalışmaların esası bu organizma grubunun her iki ortamdaki elektron alıcısı tüketim hızlarının ölçümüne dayanmaktadır. OTH ve NTH ölçümlerinin birbirleri ile kıyaslanması sonucu η faktörü bulunabilmektedir. Bu respirometrik ölçümler ile ayrıca atıksudaki kolay ayrışan organik madde miktarı da belirlenebilmektedir.

Elektron alıcısı tüketimi Bölüm 2.4.2'de de belirtildiği gibi başlangıçtaki aktif biyokütle konsantrasyonunun bir fonksiyonudur. Mikroorganizma miktarı genellikle gravimetrik olarak AKM veya UAKM bazında ölçüldüğünden bu yöntem ile aktif kısmın belirlenmesi mümkün olamamaktadır. Çoğalma hızlarının birbirleri ile oranlanması halinde başlangıçtaki aktif biyokütle miktarı her iki koşulda da aynı olduğundan bir önem taşımamaktadır. Ancak tekil olarak aerobik çoğalma hızının ya da anoksik çoğalma hızının veya denitrifikasyon hızlarının belirlenmesi hedeflendiğinde mutlaka aktif biyokütle miktarının bilinmesi gerekmektedir.

Bu konuda yapılan çalışmalar aktif fraksiyonun biyokütlenin alındığı sistemin çamur yaşına, substrat giderimine bağlı olarak hesaplanması esasına dayanmaktadır (Ekama ve Marais, 1986; Ekama ve Marais, 1984). Diğer bir yaklaşımda ise 1 gr UAKM bazında ölçülmüş aktif biyokütlenin 1 saat içerisinde 133–150 mg oksijen tüketeceği kabul edilmektedir (Henze, 1986).

Anoksik koşullarda sadece NO_3^- -N ve hatta N_{ox} -N tüketim hızına bağlı olarak bir değerlendirme yapılması hem η değerlerinin hem denitrifikasyon hızlarının hem de kolay ayrışan substrat konsantrasyonunun belirlenmesinde yanıltıcı sonuçlar verebilmektedir. Bazı durumlarda üretilen nitritin tamamı hemen azot gazına dönüşememekte ve reaktörde birikebilmektedir. Biriken miktar o anda reaktörde mevcut olan nitrat azotu konsantrasyonu yanında ihmal edilemeyecek mertebede

olabilmektedir. Bu birikimin dikkate alınmaması halinde 3 elektron eşdeğeri substratın yükseltgenmediği, dolayısıyla gram bazında $1.72 \Delta NO_2^- - N$ elektronun transfer olmadığı değerlendirilmeye alınmamakta, daha yüksek hızlar ve daha yüksek S_s konsantrasyonları hesaplanmaktadır.

3.2.2 Önerilen Yöntem

Aerobik ve anoksik çoğalma hızları ile kolay ayrışan organik madde konsantrasyonunun belirlenmesi için bu çalışmada önerilen yöntem literatürde yaygın olarak kullanılan yöntem ile aynıdır (Ekama ve Marais, 1986). Ancak sonuçların değerlendirilmesi aşamasında gerçekçi sonuçların elde edilebilmesi için mutlaka nitrit düzeltmesinin yapılması gerekmektedir. Bu yöntemin uygulanması ile kolay ayrışan organik madde konsantrasyonu hem NTH hem de OTH ölçümlerine dayanılarak hesaplanmakta, doğrulukları karşılaştırılarak kontrol edilmektedir. Özet olarak bu çalışmada atıksudaki S_s konsantrasyonu

$$S_{so} = \frac{2.86}{(1 - f_x Y_H)} (NTH_1 - NTH_2) \Delta t \quad (2.89)$$

$$= \frac{2.86}{1 - f_x Y_H} \Delta N_1$$

$$= \frac{2.86}{1 - f_x Y_H} (\Delta NO_3^- - N - 0.6 \Delta NO_2^- - N) \quad (3.27)$$

ve

$$S_{so} = \frac{\Delta O}{1 - f_x Y_H} \quad (2.99)$$

bağıntıları ile hesaplanacaktır.

Maksimum çoğalma hızları ise, anoksik ortamda

$$\hat{\mu}_{HD} = \frac{2.86 Y_H}{(1 - f_x Y_H)} \frac{NTH_1}{f_a X_T} \quad (2.164)$$

aerobik ortamda

$$\hat{\mu}_H = \frac{Y_H}{1 - f_x Y_H} \frac{OTH_1}{f_a X_T} \quad (2.163)$$

ifadeleri ile bulunacaktır. Her iki bağıntının birbirine oranlanması ile η_g hesaplanmaktadır. Hidroliz fazı olarak tanımlanan ikinci fazda e^- alıcılarının tüketim hızlarının ölçülmesi ve oranlanması ile η_h elde edilecektir.

Aktif biyokütle miktarının belirlenebilmesi için aerobik ve anoksik koşullarda Ekama ve Marais (1986) tarafından tanımlanan yöntem gereğince çalıştırılan iki paralel reaktörün yanısıra, başlangıç biyokütle konsantrasyonundan bağımsız olarak aerobik maksimum çoğalma hızının belirlenebildiği deney düzeninin de (Kappeler ve Gujer, 1992) kurulması planlanmıştır. Oksijen tüketimi ölçümüne dayanan her iki yöntem arasındaki temel fark başlangıç koşullarıdır (Farklı F/M oranları). Aşılama aynı reaktörden yapıldığı için biyokütlenin aktif fraksiyonunun her iki reaktörde de aynı olması beklenmektedir. Kappeler ve Gujer (1992) yönteminde deneye çok küçük biyokütle konsantrasyonları ile başlanmasına rağmen içsel solunumdan kaynaklanan elektron alıcısı tüketimi değerlendirilmeye alınmaktadır. Ekama ve Marais (1986) yönteminde ise bu süreçteki tüketim, çoğalmada kullanılan elektron alıcısı yanında ihmal edilmektedir. İki yöntem ile elde edilen maksimum çoğalma hızlarının eşitlenmesi aşamasında bu ikilemi önleyebilmek amacıyla Kappeler ve Gujer (1992) yönteminin teorik esasını oluşturan (2.170) ve (2.171) ifadelerinin

$$OTH_0 = \frac{(1 - f_x Y_H)}{Y_H} \hat{\mu}_H X_{H0}$$

$$OTH = \frac{(1 - f_x Y_H)}{Y_H} \hat{\mu}_H X_H$$

şeklinde değiştirilmesinin uygun olacağı düşünülmüştür. (2.172) bağıntısı ise

$$X_H = X_{H0} e^{\hat{\mu}_H t}$$

olarak düzenlendiğinde, başlangıçtaki ve herhangi bir andaki OTH oranları oluşturularak, her iki tarafın doğal logaritması alındığında

$$\ln \frac{OTH}{OTH_0} = \hat{\mu}_H t \quad (3.28)$$

elde edilmektedir. Bu yöntem ile başlangıçtaki mikroorganizma konsantrasyonundan bağımsız olarak maksimum çoğalma hızı belirlenebilmektedir. Bu hız Ekama ve Marais (1986) yönteminde maksimum çoğalma hızının hesaplandığı bağıntıya eşitlendiğinde aktif biyokütle fraksiyonu

$$f_a = \frac{Y_H}{1 - f_x Y_H} \frac{OTH_1}{\hat{\mu}_A X_T} \quad (3.29)$$

olarak hesaplanabilmektedir. Burada X_T başlangıç anında reaktörde UAKM bazında ölçülen biyokütle konsantrasyonunu göstermektedir. Bu durumda denitrifikasyon hızları aktif biyokütle bazında yorumlanabilecektir.

Bu çalışmada tek substrat üzerinde çoğalmanın olduğu hidroliz modeli esas alındığından, denitrifikasyon hızları Bölüm 2.4.2'de tanımlandığı üzere k_1 , k_2 ve k_3 bazında hesaplanacaktır. Ancak sentetik atıksu ile yürütülen deneylerde kullanılan sentetik çözelti, tamamen çözünmüş organik maddelerden oluştuğundan, ikinci fazda gözlenen hız hidroliz sürecinden bağımsız olarak, daha yavaş ayrışan organik maddenin kullanım hızını karakterize etmektedir. Bu nedenle ikinci fazdaki bu hız (yavaş ayrışan organik maddenin hidroliz adımından geçerek kullanımı ile elde edilen k_2 hızından farklı olarak k_1' ile tanımlanmaktadır. Başka bir ifade ile k_1' kolay ayrışan organik maddelerin tüketim hızına karşı gelen k_1 hızından daha yavaş ayrışan organik maddelerin kullanım hızını göstermektedir. Üçüncü fazda gözlenen NTH_3' ün içsel solunum hızından ya da daha yavaş ayrışan organik madde üzerindeki çoğalmadan kaynaklanıp kaynaklanmadığına karar verilemeyen durumlar için k_3^+ tanımı yapılmıştır. Sadece içsel solunumdan kaynaklanan denitrifikasyon hızları için k_3 tanımı geçerlidir.

Paralel yürütülen bu deneyler yardımıyla aktivite katsayısının yanısıra dönüşüm oranınının da belirlenmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla her iki yöntemin hem evsel atıksuya (veya dönüşüm oranı bilinen bir başka atıksuya) hem de dönüşüm oranı belirlenmek istenen endüstriyel atıksuya uygulanması gerekmektedir. Ancak buradaki en önemli nokta biyokütlenin her iki atıksuya da aklime edilmiş olması gerektiğidir. Her iki yöntemin evsel atıksuya uygulanması halinde dönüşüm oranı kabul edilerek (yaygın olarak kullanılan değer 0.45 mg UAKM/mg KOI) yukarıda belirtilen esaslar çerçevesinde aktivite katsayısı hesaplanabilir.

Gerek evsel gerekse endüstriyel atıksu deneyleri için kullanılan biyokütle aynı reaktörden alındığına göre aktivitesinin değişmemesi gerekir. Paralel olarak endüstriyel atıksuya uygulanan Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile biyokütle konsantrasyonundan bağımsız olarak μ_H belirlenebilir. Endüstriyel atıksuyun maksimum çoğalma hızı ve aktivite katsayısı bilindiğine göre (3.29) bağıntısı ile Y_H hesaplanabilir. Ancak bu hesaplamada evsel atıksu dönüşüm oranının 0.45 mg UAKM/mg KOI olduğu kabulünden hareket edildiğinden bulunan dönüşüm oranı relatif bir değeri yansıtmaktadır. Diğer önemli bir nokta da içsel solunumdan kaynaklanan OTH'nın çoğalma sırasında gözlenen OTH yanında ihmal edildiğidir. Maksimum çoğalma hızları ile birlikte içsel solunum hızları da belirlenerek, o deney seti için yapılan ihmalin doğruluğu kontrol edilmelidir.

İçsel solunum hızının belirlenebilmesi amacıyla yürütülecek kesikli deneylerin esası yüksek biyokütle konsantrasyonları ile kurulan reaktörlerde içsel solunum fazında uzun süre yapılan OTH ölçümlerine dayanmaktadır. Bu ölçümlere başlangıçta ölçülen OTH'nın 1/10'u elde edinceye kadar devam edilmiştir.

$$\frac{dS_o}{dt} = -(1-f_E) b_H f_x X_H \quad (3.30)$$

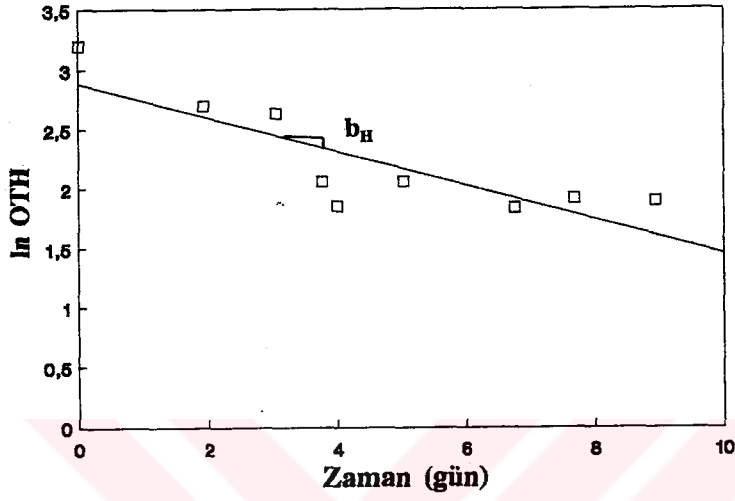
ve

$$X_H = X_{H0} e^{-b_H t} \quad (3.31)$$

bağıntıları uyarınca oluşturulan

$$\ln OTH = \ln [- (1 - f_E) b_H f_x X_{H0}] - b_H t \quad (3.32)$$

ifadesi eğimi b_H olan bir doğruyu vermektedir (Şekil 3.4).



Şekil 3.4 OTH ölçümleri ile b_H belirlenmesi

Bu çalışmada açıklanan yöntemlerin evsel ve endüstriyel atıksulara uygulaması yapılmaktadır.

BÖLÜM 4 DENEYSEL ÇALIŞMA

4.1 Ototrof Mikroorganizmalar ile Yürütülen Deneysel Çalışma

4.1.1 Deney Düzeni

Ototrof mikroorganizmalar ile yürütülen deneysel çalışmaların esas amacı bu organizma grubunun maksimum çoğalma hızlarının sıcaklığa bağlı olarak çeşitli atıksu tipleri ve kombinasyonları ile değişiminin belirlenmesidir. Bu temel hedef doğrultusunda deneylerde İstanbul Kadıköy evsel atıksuyu, entegre bir et endüstrisi atıksuyu ve sentetik olarak hazırlanan bir atıksu kullanılmıştır. Deneysel çalışmalar esas olarak aklimasyon ve kinetik sabit (maksimum çoğalma hızı) belirlenmesi aşamalarından oluşmaktadır.

Mikroorganizmaların evsel ve et endüstrisi atıksularına aklimasyonu çamur yaşı 10 gün olan oda sıcaklığında sadece aerobik olarak çalıştırılan, 2 l hacimli silindirik doldur-boşalt sistemlerde yapılmıştır. Evsel atıksuya aklimasyonda bir et endüstrisi arıtma tesisinden alınan aktif çamur örneği kullanılmıştır. Et endüstrisi atıksuyuna aklimasyonda endüstrinin mevcut arıtma sisteminden alınan çamur kullanıldığından aklimasyon çok daha hızlı gerçekleşmiş, sadece mikroorganizmaların laboratuvar koşullarına alışması beklenmiştir. Et endüstrisi atıksuyu kendi bünyesinde evsel atıksuyu da içerdiğinden evsel-et endüstrisi atıksuları karışımı ile yapılan kesikli deneyler için et çamuru aklimasyon reaktörü ayrıca evsel atıksuya aklime edilmemiştir.

Kinetik sabitin bulunmasına yönelik deneyler ise bu sistemlerden alınan 50 mg AKM/l konsantrasyonundaki aşı çamurları ile kurulan ve çeşitli sabit sıcaklıklarda çalıştırılan 1 l hacimli silindirik kesikli reaktörlerde yürütülmüştür. Sabit sıcaklık koşulları 10 °C–20 °C ve 15 °C–20 °C'de paralel olarak çalıştırılan inkübatörlerde sağlanmıştır. Hava debisi havalandırma sırasında çözünmüş oksijen konsantrasyonu tüm reaktörlerde sürekli 2 mg/l 'nin üzerinde olacak şekilde ayarlanmıştır. Reaktörlerdeki pH çalışma aralığı 7.5–8.5'dur. Otomatik pH kontrol sistemi mevcut olmadığından pH ayarlaması ancak numune alma esnasında reaktörden CO₂ gazı geçirilerek yapılmıştır. Deneylerin kendi aralarındaki güvenilirliğini sağlayabilmek amacıyla her atıksu çalışmasında en az 2 reaktör aynı koşullarda çalıştırılmıştır. Bu reaktörlerde çözünmüş numunelerde zamana karşı N_{ox}–N artışı izlenmiştir. Zaman aralıkları başlangıçta 1 gün seçilmiş, ancak deney sonuçlarının yorumlanmasında karşılaşılan zorluklar nedeniyle numune alma sayısı artırılmış, günde 2 kere ve hatta mümkün olduğu durumlarda 3 numune alınmıştır. Deneyler günde bir numune alınan setlerde 6–7 gün, birden fazla numune alınan setlerde ise 4–5 gün sürdürülmüştür.

Evsel atıksu, et endüstrisi atıksuyu, evsel–et atıksuları karışımları ile yürütülen deneylerde atıksulara dışarıdan herhangi bir kimyasal madde ilavesi yapılmamıştır. Sentetik atıksu ile yürütülen deneylerde kullanılan çözelti organik madde içermemekte, sadece NH₄Cl ve NaHCO₃ 'den oluşmaktadır. Bu reaktörlere mikrobiyolojik faaliyetler için gerekli olan eser elementler ve tampon çözeltiler Tablo 4.1'de tanımlandığı üzere ilave edilmiştir (J.T.O'Connor, 1972). Çözeltilerin her birinden 10 ml/l kullanılmıştır. Sentetik atıksu yeterince NH₄Cl içerdiğinden, bu aşamada A çözeltisi içerisinde ayrıca NH₄Cl hazırlanmamıştır.

4.1.2. Analiz Yöntemleri

Tüm analizler Standart Methodlar'da (APHA,1989) belirtildiği şekilde yapılmıştır. Çökeltilmiş numune ham atıksuyun laboratuvarında Imhoff konisinde 2 saat bekletilmesi sonunda elde edilen yüzey suyudur (supernatant). Süzüntüdeki

Tablo 4.1 A ve B Çözeltilerinin Bileşimi

A Çözeltisi	K_2HPO_4	320 g/l
	KH_2PO_4	160 g/l
	NH_4Cl	120 g/l
B Çözeltisi	$MgSO_4 \cdot 7 H_2O$	15 g/l
	$FeSO_4 \cdot 7 H_2O$	0.5 g/l
	$ZnSO_4 \cdot 7 H_2O$	0.5 g/l
	$MnSO_4 \cdot 3 H_2O$	0.5 g/l
	$CaCl_2$	2.0 g/l

deneyler Whatman GF/C cam elyaf filtreden süzölmüş numunelerde yapılmıştır. AKM ve UAKM bazında ölçölen partiköler bileşenler için de Whatman GF/C cam elyaf filtreler kullanılmıştır.

Oksitlenmiş azot $N_{ox}-N$ ölçömleri süzölmüş numunelerde CHEM LAB otoanalizöründe hidrazin indirgeme, sülfanilamid ile renklendirme yöntemine göre yapılmıştır.

4.2 Heterotrof Mikroorganizmalar ile Yürütölen Deneysel Çalışma

4.2.1 Deney Düzeni

Heterotrof mikroorganizmalar ile yürütölen deneysel çalışmaların temel hedefi çeşitli atıksu tiplerine ve de kombinasyonlarına bağılı olarak OTH (Oksijen Tüketim Hızı) ve NTH (Nitratt Tüketim Hızı) ölçömleri ile bu organizma grubunun aerobik ve anoksik koşullardaki çoğalma hızlarının farklılığını ortaya koymak, çeşitli koşullarda denitrifikasyon hızlarını belirlemek ve önemli bir sistem bileşeni olan S_s 'i karakterize etmektir. Bu amaçla deneylerde İstanbul Kadıköy evsel atıksuyu, sentetik olarak

hazırlanan bir atıksu, entegre bir et endüstrisi atıksuyu, entegre bir süt endüstrisi atıksuyu, şekerleme endüstrisi atıksuyu ve bunların çeşitli kombinasyonları kullanılmıştır. Deneyisel çalışmalar esas olarak aklımasyon ve kinetik sabit (maksimum çoğalma hızı) belirlenmesi aşamalarından oluşmaktadır.

Mikroorganizmaların deneylerde kullanılan atıksulara aklımasyonu çamur yaşı 7 gün olan ve oda sıcaklığında 1 gün aerobik, 1 gün anoksik olarak çalıştırılan, 4 l hacimli silindirik doldur-boşalt sistemlerde yapılmıştır. Bu çalışmalar öncesinde kısa bir dönemde evsel atıksu ile yürütülen deneylerde çamur yaşı 10 gün olan bir aklımasyon reaktörü kullanılmıştır. Evsel atıksuya aklımasyon bir et endüstrisi arıtma tesisinden alınan aktif çamur örneği ile başlatılmıştır. Evsel atıksuyla yapılan deneyler bitirildikten sonra aynı reaktör evsel-sentetik atıksu karışımı ile beslenmiştir. Et ve şeker endüstrisi atıksularına aklımasyon işlemlerinde endüstrilerin mevcut arıtma sistemlerinin biyolojik arıtma ünitelerinden alınan çamur kullanılmıştır. Süt endüstrisi atıksuyuna aklımasyonda ise endüstrinin mevcut biyolojik arıtma ünitesi biyolojik kule olduğundan çamur alınamamış, aklımasyon işlemi et endüstrisi çamuru ile başlatılmıştır. Evsel-endüstriyel atıksu karışımları deneyleri için süt ve şekerleme endüstrisi aklımasyon reaktörlerine 1/2 -1/1 hacim oranlarında evsel atıksu da ilave edilmiştir. Şekerleme endüstrisi atıksuyunun pH'ı çok düşük olduğundan 6 N NaOH ile pH ayarlaması yapılmıştır. Et endüstrisi atıksuyu bünyesinde evsel atıksuyu da içerdiğinden bu tür bir besleme et endüstrisi aklımasyon reaktörü için düşünülmemiştir. Aerobik koşullar tüm aklımasyon reaktörlerinde 2 mg/l üzerinde çözünmüş oksijen konsantrasyonu ile sağlanmıştır. Anoksik beslemelerde $KOI/NO_3^- -N$ oranı 5 olacak şekilde her bir reaktöre dışarıdan KNO_3 ilave edilmiş, reaktördeki mevcut oksijenin sıyrılması için beslemeden sonra N_2 gazı geçirilmiştir. Dışarıdan oksijen girişini engellemek amacıyla reaktörler strech folyo ile kapatılmıştır. Karıştırma işlemi manyetik karıştırıcılar ile yapılmıştır.

Aerobik ve anoksik koşullardaki kinetik sabitlerin bulunmasına yönelik çalışmalarda aynı başlangıç koşulları ile biri aerobik diğeri anoksik ortamda kesikli olarak çalıştırılan iki paralel reaktör kullanılmıştır. Kesikli deneyler seçilen belirli bir F/M

oranında 0.7–1 l arasında değişen hacimlerde oda sıcaklığında yürütülmüştür. Hava debisi aerobik ortamdaki OTH ölçümlerinin en az 6–7 mg/l çözünmüş oksijen konsantrasyonu ile başlayacak şekilde ayarlanmıştır. Nitrifikasyon, Formula 2533™ (Hach Company) inhibitörü kullanılarak inhibe edilmiştir. Hem havalandırılan hem de manyetik karıştırıcı ile karıştırılan aerobik kesikli reaktörün tam karışımından aktif çamur süspansiyonu olarak nitelendirilebilecek numune ayrı bir hücreye alınmış ve 4–5 dakika boyunca çözünmüş oksijen konsantrasyonundaki azalma ölçülmüştür. Numune kabının ağzı oksijen probu genişliğinde olduğundan ölçüm sırasında dışarıdan oksijen girişi olmamıştır. Numune alma işlemi başlangıçta her 5 dakikada bir, daha sonraları 10 ile 15 dakika arasında değişen zaman aralıklarıyla yapılmıştır. Bu süre zarfında elde edilen çözünmüş oksijen konsantrasyonu farkı, o zaman dilimindeki OTH olarak işaretlenmiştir. OTH ölçümleri 3–4 saat boyunca sürdürülmüştür. Kesikli anoksik reaktörlerde yapılan çalışmalarda da KOI/N oranı 5–7 olacak şekilde dışarıdan KNO_3 ilavesi yapılmıştır. Deney başlangıcında atıksu içerisinde bulunabilecek çözünmüş oksijeni sistemden atabilmek için N_2 gazı geçirilmiş, daha sonra biyokütle ilave edilmiştir. Deney boyunca da dışarıdan oksijen girişini engellemek için deney reaktörünün üzeri tamamen kapatılmış, numune alma esnasında reaktöre N_2 gazı verilmiştir. Deney başlangıcından itibaren önceleri her 5 dakikada bir, daha sonraları ise 10, 15 ve 30 dakika gibi zaman aralıkları ile numune alınmış ve süzülen bu numunelerde NO_2^- -N ve N_{ox} -N ölçülmüştür. Anoksik deneyler anoksik koşullardaki çoğalmanın aerobik koşullardan daha yavaş gerçekleştiği düşüncesiyle daha uzun sürelerde (4–5 saat) sürdürülmüştür. N ve P kısıtlaması olmaması için gerektiği durumlarda 10 ml/1000 mg KOI olacak şekilde A ve B çözeltilerinden kullanılmıştır.

Deneylerde UAKM bazında kullanılan biyokütlenin aktif kısmının bulunabilmesi için yukarıdaki deneylere paralel olarak aerobik koşullarda uygulanan ve başlangıçtaki biyokütle miktarından bağımsız olarak direkt maksimum çoğalma hızının belirlenebildiği diğer bir yöntem kullanılmıştır. Her iki yöntemin aerobik koşullardaki karşılaştırması ile deneylerde kullanılan biyokütlenin aktif fraksiyonu hesaplanmıştır. Bu amaçla KOI/UAKM oranı 4 olan ve santrifüjlenmiş atıksu kullanılan bir kesikli deney düzeneği kurulmuştur. Havalandırılan ve karıştırılan bu

sistemin tam karışımından alınan numunelerde bir önceki yöntemin aerobik uygulamasındaki esaslar doğrultusunda OTH ölçümleri yapılmıştır.

Aerobik ve anoksik içsel solunum hızının belirlenebilmesi için başlangıçta 2500 mg AKM/l toplam biyokütle içeren biri aerobik diğeri anoksik ortamda çalıştırılan iki reaktör kurulmuştur. Aerobik reaktöre düşük konsantrasyonda organik madde ilave edilmiş ve reaktör içinde oksijen konsantrasyonunun yeterli olması sağlanmıştır. Anoksik reaktör ise direkt içsel solunum fazında çalıştırılmış ve reaktöre elektron alıcısı olarak nitrat azotu (KNO_3) ilave edilmiştir. Her iki reaktörde de zamana karşı elektron alıcısı tüketim hızı ölçülmüştür. Aerobik reaktördeki ölçümler başlangıçta ölçülen OTH değerinin 1/10'u elde edilinceye kadar sürdürülmüştür.

4.2.2. Analiz Yöntemleri

Tüm analizler Standart Methodlar'da (APHA, 1989) belirtildiği şekilde yapılmıştır. Çöktürülmüş numune ham atıksuyun laboratuvarında Imhoff konisinde 2 saat bekletilmesi sonunda elde edilen yüzey suyudur (supernatant). Süzüntüdeki deneyler Whatman GF/C cam elyaf filtreden süzölmüş numunelerde yapılmıştır. AKM ve UAKM bazında ölçülen partiküler bileşenler için de Whatman GF/C cam elyaf filtreler kullanılmıştır.

Oksitlenmiş azot $\text{N}_{\text{ox}}\text{-N}$ ölçümleri süzölmüş numunelerde hidrazin indirgeme, sülfanilamid ile renklendirme yöntemi ile nitrit $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ölçümleri de hidrazin ile indirgeme yapılmadan sülfanilamid renklendirme yöntemi ile CHEM LAB otoanalizöründe yapılmıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu WTW OXI DIGI 550 oksijenmetresi ve buna bağlı Rang Hilger W+W Recorder 600 yazıcısı ile ölçülmüştür.

BÖLÜM 5 DENEYSEL SONUÇLAR

Ototrof ve heterotrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının atıksu cinslerine ve karışımlarına bağlı olarak değişiminin belirlenmesi amacıyla yürütülen deneysel çalışma iki aşamadan oluşmaktadır. Birinci aşamada evsel atıksu, et endüstrisi atıksuyu, her iki atıksuyun karışımları ve sentetik atıksu üzerinde ototrof organizmaların maksimum çoğalma hızlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. İkinci aşamada ise aklimesyonu birinci aşamadakinden farklı koşullarda yapılmış sistemlerde aerobik ve anoksik çoğalma koşullarında heterotrof organizmaların çoğalma kinetiği araştırılmıştır. Bu çalışmaya paralel olarak atıksudaki kolay ayrışan organik madde konsantrasyonu, (S_{s0}), belirlenmiştir. Bu amaçla evsel atıksu, evsel ve sentetik atıksu karışımı, et endüstrisi atıksuyu, süt endüstrisi atıksuyu, şekerleme endüstrisi atıksuyu ve evsel-endüstriyel atıksu karışımları kullanılmıştır.

5.1 Ototrof Mikroorganizmalar ile Yürütülen Deneysel Çalışmaların Sonuçları

5.1.1 Evsel Atıksu ile Yürütülen Deneyler

Evsel atıksu ile yürütülen deneylerin ilk bölümü çamur yaşı 10 gün olan doldur-boşalt sistemlerdeki aklimesyon çalışmalarıdır. Bu sistemden alınan 50 mg AKM/l konsantrasyonundaki aş çamuru ile 10 °C ve 20 °C'lerde paralel olarak çalışan kesikli reaktörler kurulmuştur. Tablo 5.1 her bir deney setinde kullanılan evsel atıksuyun karakterizasyonunu göstermektedir. Evsel atıksuya ait tüm deney verileri Ek B'de verilmektedir. Bu verilerin Bölüm 3'de tanımlanan Fibonacci yöntemine göre değerlendirmesi ise Tablo 5.2'de sunulmaktadır. Şekil 5.1, 5.2, 5.3 ve 5.4 çeşitli setlerde evsel atıksu ile yürütülen deneyleri ve Fibonacci sonuçlarını göstermektedir.

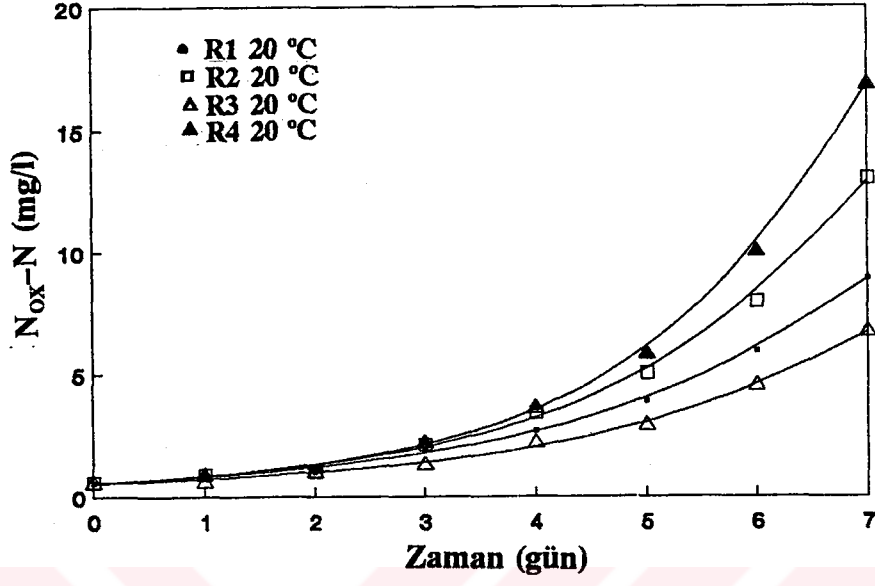
Tablo 5.1 Ototrofik Çoğalmada Kullanılan Evsel Atıksuyun Karakterizasyonu

DENEY SETİ	KOI (mg/l)		TKN (mg/l)		NH ₄ ⁺ -N (mg/l)		TP (mg/l)		T.ALK (mg/l)	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)
	TOP	ÇÖK	ÇÖZ	TOP	ÇÖK	ÇÖZ	TOP	ÇÖK	ÇÖZ		
1.SET	250		140	45		25			160	250	
2.SET	450		200	50		37			290		
3.SET	390	320	105	60	55	43	10	5	5	290	235
4.SET	700	430	170	62	58	48	12	8	7	300	390
5.SET	485	350	130	53						385	320
6.SET	540		140	50		38				330	280
7.SET	255			43		33				320	
8.SET	455	360	210	55	52	50				395	
9.SET	775	525	210	73	64	57	15	14.5	10	370	330
10.SET	505	300	190	69	62	57				400	
11.SET	770		265	78			13.9			495	
12.SET	800		240	68		44				375	
ort.	531	381	182	59	58	51	12.8	9.2	7.3	347	311
st.sap.	184	76	47	11	4.4	5.4	1.9	4	2.1	77	52

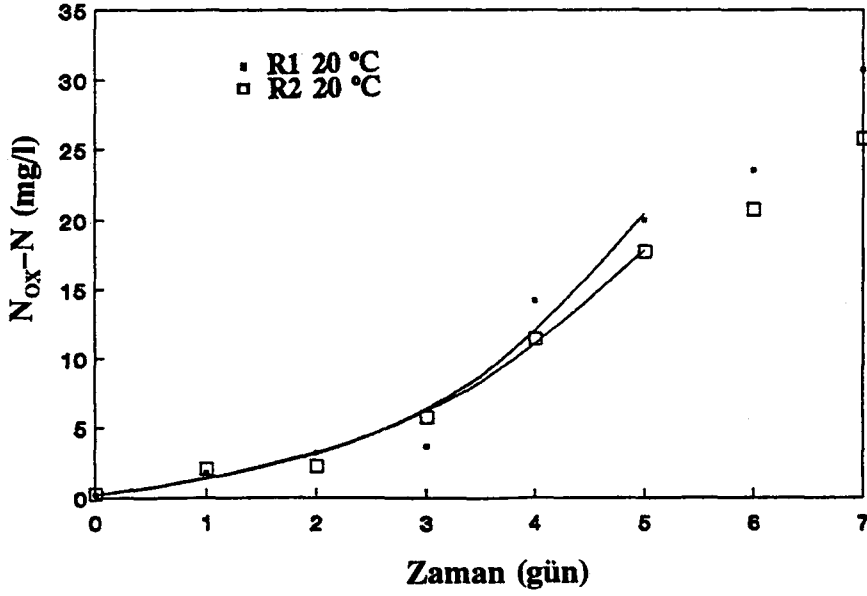
Tablo 5.2 Ototrofik Çoğalmada Evsel Atıksu İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	REAKTÖR	$a=(\mu_A-b_A)$ (1/gün)	k (l/mg N)	ϕ
1.SET	R1 20 °C	0.41	2.07	0.036
	R2 20 °C	0.48	2.28	0.060
	R3 20 °C	0.43	3.23	0.037
	R4 20 °C	0.55	2.76	0.058
2.SET	R1 20 °C	0.37	0.87	0.064
3.SET	R1 20 °C	0.28	0.17	0.275
	R2 20 °C	0.19	0.10	0.207
	R3 20 °C	0.26	0.13	0.383
4.SET	R1 20 °C	0.46	0.33	0.167
	R2 20 °C	0.50	0.43	0.097
	R3 20 °C*	0.48	0.42	0.103
	R4 20 °C*	0.52	0.44	0.355
	R5 20 °C*	0.59	0.59	0.065
5.SET	R1 20 °C	0.56	0.77	0.760
	R2 20 °C	0.48	0.57	0.290
6.SET	R1 20 °C	0.42	0.84	0.045
	15 °C	0.26	0.56	0.104
7.SET	R1 20 °C	0.25	0.41	0.134
	10 °C	0.12	0.54	0.007
8.SET	R1 20 °C	0.30	0.63	0.032
	10 °C	0.14	0.47	0.019
9.SET	R1 20 °C	0.39	0.98	0.110
	10 °C	0.17	1.78	0.014
10.SET	R1 20 °C	0.36	0.37	0.055
	10 °C	0.10	0.15	0.054
11.SET	R1 20 °C	0.39	1.29	0.009
	10 °C	0.15	1.19	0.001
12.SET	R1 20 °C	0.37	0.16	0.065
	10 °C	0.13	0.12	0.032

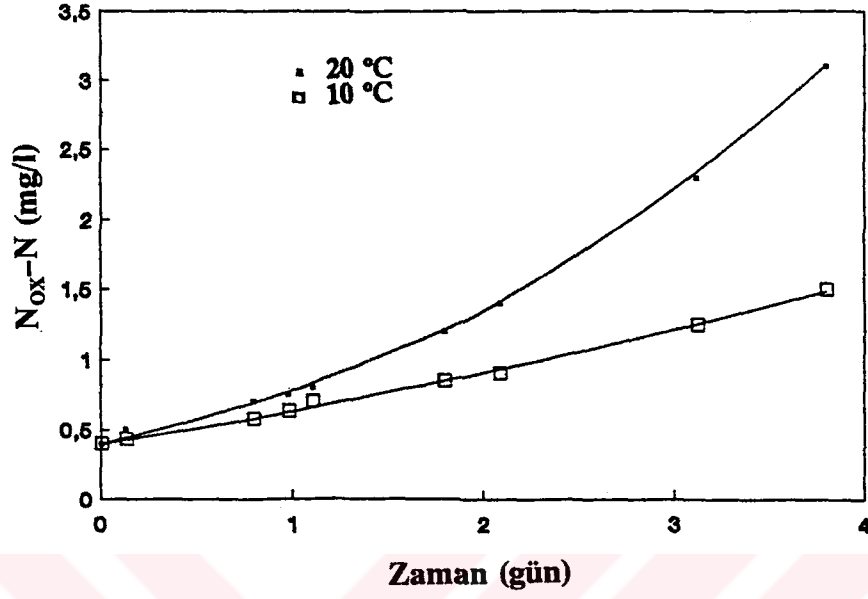
* çökelmiş atıksu



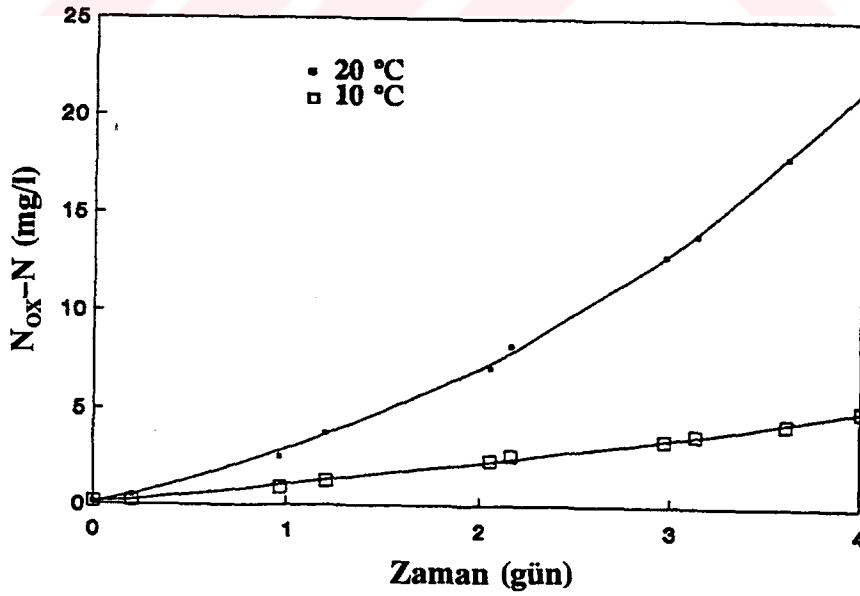
Şekil 5.1 Eysel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (1.SET)



Şekil 5.2 Eysel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (5.SET)



Şekil 5.3 Evsel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (11.SET)



Şekil 5.4 Evsel atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (12.SET)

5.1.2 Et Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler

Et endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerin de ilk bölümünü aklımasyon çalışmaları oluşturmaktadır. Bu aşamada evsel atıksudaki aklımasyon çalışmasının benzer bir uygulaması yürütülmüştür. Kesikli reaktörler çamur yaşı 10 gün olan doldur-boşalt bir sistemden alınan 50 mg AKM/l konsantrasyonundaki aşı çamurları ile kurulmuştur. Paralel olarak birden fazla reaktör çalıştırılarak sonuçların güvenilirliğinin artırılması yoluna gidilmiştir. Et endüstrisi atıksuyu içinde evsel nitelikli atıksu da mevcut olduğundan her iki atıksuyun karışımları ile kurulan reaktörler için ayrı bir aklımasyon çalışması yapılmamıştır. Paralel yürütülen setlerde evsel ve et endüstrisi atıksuyu karakterizasyonları aynı set numaraları ile verilmiştir. Tablo 5.3 et endüstrisi atıksuyunun karakterizasyonunu göstermektedir. Karışımlarda kullanılan evsel atıksu karakteri Tablo 5.1'de olduğu gibidir. Et endüstrisi atıksuyu ve evsel-et endüstrisi atıksuları karışımları ile yürütülen deneylerin Fibonacci yöntemi ile değerlendirilmesi Tablo 5.4'de, deney verileri Ek B'de verilmektedir. Şekil 5.5 ve 5.6 ise bu çalışmadan iki örnek sunmaktadır.

5.1.3 Sentetik Atıksu ile Yürütülen Deneyler

Evsel atıksu ile yürütülen deneylere paralel olarak aynı koşullarda sentetik olarak hazırlanan bir atıksu ile de çalışılmıştır. Bu aşamada evsel atıksu aklımasyon reaktöründen alınan biyokütle organik madde içermeyen, sadece NH_4Cl ve NaHCO_3 içeren bir çözelti ile beslenmiştir. Çalışılan pH aralığında serbest amonyak konsantrasyonunun inhibisyon etkisi yaratması istenmediğinden çözelti en fazla 50 mg N/l içerecek şekilde hazırlanmıştır. Mikrobiyolojik faaliyetler için Tablo 4.1 'de bileşimi verilen A ve B çözeltilerinden de kullanılmıştır. Deney düzeni evsel ve et endüstrisi atıksularına uygulanan düzen ile aynıdır. Hazırlanan sentetik atıksu bileşimi Tablo 5.5 'de verilmektedir. Bu çalışmanın değerlendirilmesi ile Tablo 5.6 'daki sonuçlar elde edilmektedir. Deneylerin hangi evsel atıksu deneylerine paralel yürütüldüğünün kolaylıkla görülebilmesi amacıyla aynı set numaraları kullanılmıştır. Sentetik atıksuya ait deney verileri Ek B'de sunulmaktadır. Değerlendirilmesi yapılmış sentetik atıksu deneylerinden iki örnek Şekil 5.7 ve 5.8'de verilmektedir.

Tablo 5.3 Ototrofik Çoğalmada Kullanılan Et Endüstrisi Atıksuyunun Karakterizasyonu

DENEY SETİ	KOI (mg/l)	TKN (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	TP (mg/l)	ALK. (mg/l)	AKM (mg/l)
6.SET	2050	125	80	8	395	785
7.SET	1500	128	70		498	795
8.SET	610	72	68	5	260	550

Tablo 5.4 Ototrofik Çoğalmada Et Endüstrisi Atıksuyu ve Evsel-Et Endüstrisi Atıksuyu Karışımları İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

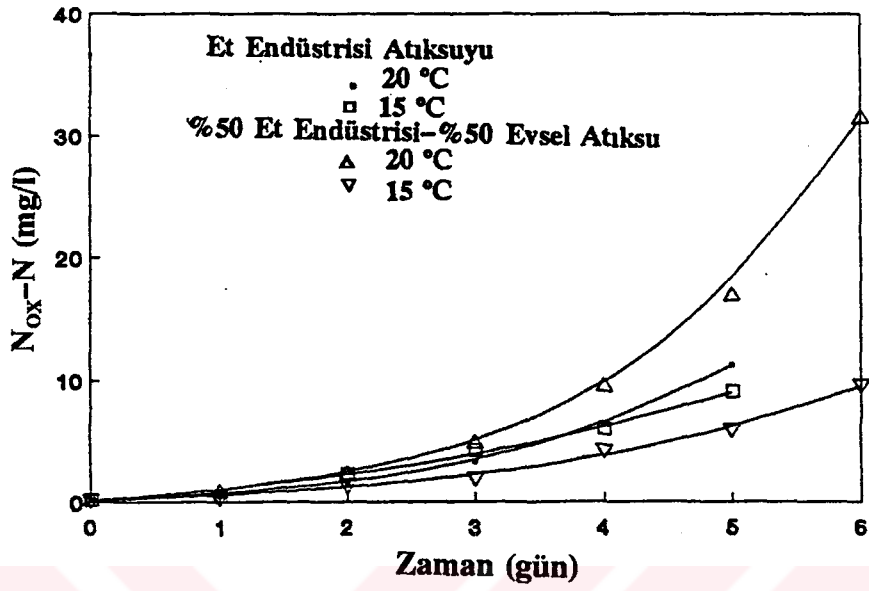
DENEY SETİ	REAKTÖR	$a=(\mu_A-b_A)$ (1/gün)	k (l/mg N)	ϕ
6.SET	R1 20 °C	0.57	1.43	0.058
	15 °C	0.30	0.41	0.131
	R2 20 °C	0.58	0.99	0.057
	15 °C	0.42	1.24	0.107
7.SET	R1 20 °C	0.56	1.31	0.030
	10 °C	0.33	1.94	0.011
	R2 20 °C	-	-	-
	10 °C	0.12	0.37	0.012
8.SET	R1 20 °C	0.63	0.34	0.164
	10 °C	0.22	0.16	0.077
	R2 20 °C	0.58	0.80	0.044
	10 °C	0.22	0.77	0.034
	R3 20 °C	0.43	0.79	0.044
	10 °C	0.20	0.29	0.066
	R4 20 °C	-	-	-
	10 °C	0.24	0.42	0.014

R1:Sadece et endüstrisi atıksuyu

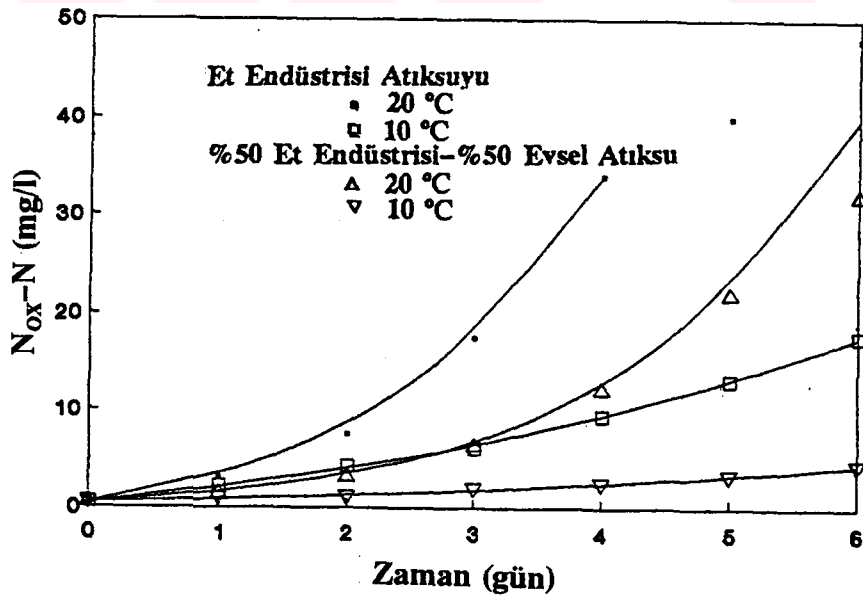
R2:% 50 Et endüstrisi-% 50 Evsel atıksu karışımı

R3:% 25 Et endüstrisi-% 75 Evsel atıksu karışımı

R4:% 75 Et endüstrisi-% 25 Evsel atıksu karışımı



Şekil 5.5 Et endüstrisi ve %50 evsel-%50 et endüstrisi atıksuyu karışımında deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (6.SET)



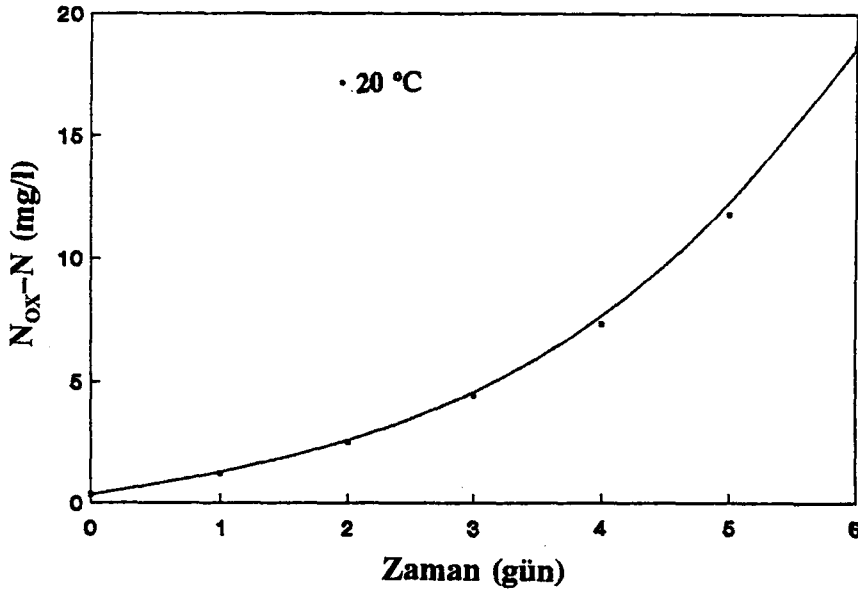
Şekil 5.6 Et endüstrisi ve %50 evsel-%50 et endüstrisi atıksuyu karışımında deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (8.SET)

Tablo 5.5 Ototrofik Çoğalmada Kullanılan Sentetik Atıksuyun Bileşimi

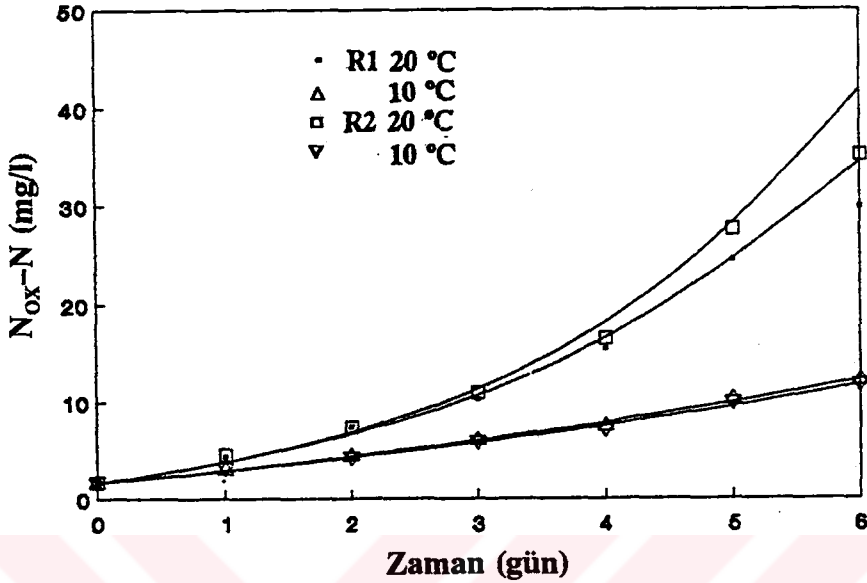
BİLEŞEN	KONSANTRASYON
NH_4Cl	195 mg/l
NaHCO_3	650 mg/l
A Çözeltisi (NH_4Cl 'süz)	10 ml/l
B Çözeltisi	10 ml/l

Tablo 5.6 Ototrofik Çoğalmada Sentetik Atıksu İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	REAKTÖR	$a=\mu_A-b_A$ (1/gün)	k (l/mg N)	ϕ
2.SET	R1 20 °C	0.41	0.62	0.010
3.SET	R1 20 °C	0.33	0.21	0.162
5.SET	R1 20 °C	0.45	0.08	0.187
10.SET	R1 20 °C	0.37	0.21	0.291
	10 °C	0.13	0.10	0.087
	R2 20 °C	0.39	0.23	0.385
	10 °C	0.13	0.11	0.106



Şekil 5.7 Sentetik atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (2.SET)



Şekil 5.8 Sentetik atıksu deney ve Fibonacci yöntemi sonuçlarının karşılaştırılması (10.SET)

5.2 Heterotrof Mikroorganizmalar ile Yürütülen Deneysel Çalışmaların Sonuçları

5.2.1 Evsel Atıksu ve Sentetik Atıksu ile Yürütülen Deneyler

5.2.1.1 Evsel Atıksu ile Yürütülen Deneyler

Karakterizasyonu Tablo 5.7'de verilen evsel atıksuya ait çalışmalar iki farklı dönemde yürütülmüştür. SET 13–21 olarak tanımlanan bölümde biyokütlenin aklımasyonu çamur yaşı 10 gün olan, SET 22–30 ile tanımlanan örneklerin aklımasyonu ise çamur yaşı 7 gün olan bir gün aerobik bir gün anoksik çalıştırılan doldur-boşalt sistemlerde yapılmıştır. Çamur yaşının azaltılması ile biyokütlenin aktivitesinin artırılması hedeflenmiştir. Aklımasyon reaktörlerinden alınan biyokütle ile Ekama ve Marais (1986) yöntemi çerçevesinde, seçilen bir F/M oranında aerobik ve anoksik koşullarda kesikli reaktörler kurulmuş ve zamana karşı OTH (Çokgör, 1995) ve NTH gözlenmiştir. Bu çalışmaya paralel olarak Kappeler ve Gujer (1992) yöntemine göre

Tablo 5.7 Heterotrofik Çoğalmada Kullanılan Evsel Atıksuyun Karakterizasyonu

DENEY SETİ	TOP	KOI (mg/l) ÇÖK	ÇÖZ	TKN (mg/l) ÇÖK	NH ₄ ⁺ -N (mg/l) ÇÖZ	TP (mg/l) ÇÖK	ÇÖZ	T.ALK (mg/l)	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)
13.SET	505	300	180	50	44	40	35		400	
14.SET	500									
15.SET	550									
16.SET	580									
17.SET	410									
18.SET	395	300		45			32	8.2	260	190
19.SET	440									
20.SET	485	350	130	55			42	7	300	200
21.SET	425									
ort.	480	317	157	50	44	40	36	7.6	280	195
st.sap.	60	23.5	20.5	4			4.2	0.6	84	5
22.SET	650	470	220	65	53	50	37	10	393	275
23.SET	630		230	60			42			
24.SET	410		125	45			36			
25.SET	840	585	220	75			46		390	
26.SET	500	420	155	49	48	38	27	10.2	368	285
27.SET	770		265	78			50	14	495	
28.SET	800	530	240	68	63	58	44		376	310
29.SET	524	450	184	74	73	65	53	11.6	405	
30.SET	870		230	84			54	9.2	427	430
31.SET	605		235	118			61		490	
32.SET	700		235	95			55			
ort.	664	491	213	74	59	57	46	11	418	325
st.sap.	142	59	39	20	10	10	9.5	1.7	46	62

aerobik koşullarda kesikli olarak oksijen tüketim hızı ölçülmüş ve biyokütle konsantrasyonundan bağımsız olarak $\hat{\mu}_H$ belirlenmiştir. Her iki yöntemin karşılaştırması ile de biyokütle aktivitesinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Elektron alıcısı tüketimi profilleri ile Bölüm 3'de belirtilen esaslar çerçevesinde S_{SO} , η_g , η_h , k_1 , k_2 ve k_3 değerleri hesaplanmıştır. Bu çalışmanın sonuçları Tablo 5.8'de özetlenirken, tablonun oluşturulmasına esas teşkil eden hesap yöntemi 28.SET'e ait deney verileri üzerinde aşağıda açıklanmaktadır.

Kolay ayrıışan organik madde konsantrasyonu, S_{SO} hem aerobik, hem de anoksik ortamdaki elektron alıcısı tüketim hızı profilleri ile ayrı ayrı hesaplanmış ve sonuçlar birbirleri ile karşılaştırılmıştır. Hesaplarda her iki ortamdaki dönüşüm oranının aynı olduğu kabul edilmiş ve Y_H 0.45 mg UAKM/mg KOI alınmıştır. Bu durumda gerekli hacim düzeltmeleri yapılarak, anoksik koşullarda elde edilen profilden (Şekil 5.10a),

$$S_{SO} (NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (122.7 - 115) \frac{(0.35 + 0.04)}{0.35} = 74 \text{ mg KOI/l}$$

aerobik koşullarda elde edilen profilden ise (Şekil 5.10c),

$$S_{SO} (OTH) = \frac{1}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (18) \frac{(0.70 + 0.08)}{0.70} = 60 \text{ mg KOI/l}$$

bulunmaktadır.

η_g ve η_h ise çoğalma ve hidroliz fazlarını karakterize eden elektron alıcısı tüketim hızlarının birbirlerine oranlarını yansıtmaktadır. Bu durumda

$$\eta_g = 2.86 \frac{\frac{(122.7-109.5) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{65 \text{ mg/l saat}} = 0.58$$

$$\eta_g = 2.86 \frac{\frac{(109.5-88.1) \text{ mg N/l}}{225 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{17 \text{ mg/l saat}} = 0.96$$

olmaktadır.

Denitrifikasyon hızları k_1 , k_2 ve k_3 'ün belirlenebilmesi için biyokütlenin aktif kısmının bilinmesi gerekmektedir. Bu amaçla Ekama ve Marais (1986) yöntemi ile birlikte Kappeler ve Gujer (1992) yönteminden elde edilen OTH profillerinden yararlanılmıştır. 28.SET'de Şekil 5.10'd'de gösterilen profil ile bu sete ait $\hat{\mu}_H$ değerinin 6.5 1/gün olduğu sonucuna ulaşılmaktadır. Bu değer Ekama ve Marais (1986) yöntemi profilinin değerlendirme esaslarında dikkate alındığında (Şekil 5.10c)

$$\hat{\mu}_H = 6.5 \text{ 1/gün} = \frac{0.45}{1 - 1.48 \cdot 0.45} \cdot \frac{(65 - 24) \text{ mg/l.gün}}{f_a \cdot 1300 \text{ mg UAKM/l}}$$

olmakta ve

$$f_a = 0.25$$

elde edilmektedir. Bu sonuç aktif biyokütle bazında denitrifikasyon hızlarının hesaplanmasında kullanılmıştır.

$$k_1 = \frac{(122.7 - 109.5) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.25 \cdot 1300 \text{ mg UAKM/l}} = 0.040 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(109.5 - 88.1) \text{ mg N/l}}{225 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.25 \cdot 1300 \text{ mg UAKM/l}} = 0.018 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(88.1 - 84.2) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.25 \cdot 1300 \text{ mg UAKM/l}} = 0.008 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

13–21.SET deneyler 15 günlük bir süre içerisinde tamamlanmıştır. Bu nedenle bu gruba ait deneylerde biyokütle aktivitesinin değişmediği kabul edilmiştir. 13.SET'de Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile $\hat{\mu}_H$ 4.5 1/gün olarak bulunmuş ve aktivite katsayısı 0.55 olarak hesaplanmıştır. Bu değer 14–21.SET deneylerde denitrifikasyon hızlarının ve maksimum spesifik çoğalma hızlarının hesaplanmasında kullanılmıştır.

22–30.SET grubunda ise birbirlerine çok yakın zamanlarda yürütülen deneylerde aktivite değerlerinin aynı olduğu kabulü ile hareket edilerek $\hat{\mu}_H$ değerleri hesaplanmıştır. 22.SET'den 0.39 olarak hesaplanan aktivite değeri 23 ve 24.SET

sonuçlarının değerlendirilmesinde kullanılmıştır. 25., 26. ve 27.SET'lerde aktivite 0.33, 0.40 ve 0.37 olarak bulunmuştur. 28.SET sonuçları değerlendirildiğinde aktivite katsayısının birdenbire 0.25'e düştüğü görülmektedir. 29. ve 30. SET'lerde aktivite değerleri 0.45 ve 0.35 olarak hesaplanmıştır.

Şekil 5.9 13.SET'e ait NTH ve OTH profilleri ile μ_H 'ın hesaplandığı OTH profilini göstermektedir. Şekil 5.10, 5.11 ve 5.12 28, 29 ve 30.SET'lere aittir. İçsel solunum hızının belirlenmesi amacıyla yürütülen deneyde OTH ölçülmüş ve 3.32 ifadesi ile değerlendirilmiştir. Şekil 5.13 b_H 'ın 0.24 1/gün bulunduğu bu çalışmayı göstermektedir.

5.2.1.2 Sentetik Atıksu ile Yürütülen Deneyler

Hazırlanan sentetik çözelti uçucu yağ asidi, karbonhidrat, alkol ve aminoasit gibi direkt metabolize olabilen organik maddeleri içermektedir. Bu özelliği ile çözeltinin evsel atıksudaki kolay ayrışan organik maddeyi (S_{SO}) karakterize ettiği düşünülmektedir. Henze (1992) ham atıksudaki kolay ayrışabilen organik maddenin bileşimini bir örnek ile tanımlamaktadır (Tablo 5.9). Bu örnek esas alınarak oldukça konsantre (12000 mg KOI/l) bir çözelti hazırlanmış (Tablo 5.10) ve bu sentetik atıksuya aklımasyon işlemi evsel atıksu reaktöründe yapılmıştır. Evsel atıksuda kullanılan yöntemler aynı şekilde sentetik atıksuya da uygulanmıştır. Elde edilen sonuçlar Tablo 5.11'de verilmektedir. Evsel atıksu ile paralel yürütülen deneylerin gösterilebilmesi amacıyla aynı set numaraları kullanılmıştır. Paralel yürütülen deneylerde aktivite katsayısının değişmediği kabul edilmiştir. Substrat konsantrasyonu dönüşüm oranı $Y_H=0.45$ mg UAKM/mg KOI kabul edilerek hesaplanmıştır. Bazı setlerde hesaplanan substrat miktarı başlangıçta ilave edilen substrat miktarının tamamını yansıtmamaktadır. Bu setlerde deney süresinin seçilen F/M oranında ilave edilen substratın tamamının kullanılabilmesi için yeterli olmadığı, bu nedenle de substratın ancak belirli bir kısmının tüketiminin gözlemlendiği düşünülmektedir. Diğer taraftan özellikle NTH ölçümlerinde ilave edilen sentetik çözeltinin değişik hızlar ile ayrıştırıldığı gözlenmekte, bu nedenle de substrat konsantrasyonunun tamamı ardışık

Tablo 5.8 Evsel Atıksu ile Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	F/M (gr KOI/gr UAKM)	T °C	S ₅₀ (NTH) (mg KOI/l)	S ₅₀ (OTH)	η_g	η_h	Denitrifikasyon Hızları mg NO ₃ ⁻ -N/mg UAKM.saat	$\hat{\mu}_H$ 1/gün	f _i
13.SET	0.45*	20	53	86	0.38	0.67	k_1 0.018 k_2 0.009 k_3 -	4.5#	0.55
14.SET	0.24*	21	77	62	0.84	0.90	0.008	0.005	2.7
15.SET	0.56*	22	30	24	0.56	0.90	0.010	-	4.0
16.SET	0.86*	22	53	75	0.36	0.83	0.012	-	5.6
17.SET	0.48*	23	42	32	0.70	0.68	0.010	-	3.7
18.SET	0.48*	24	43	40	0.83	1	0.019	0.009	3.6
19.SET	0.48*	24.5	41	-	-	-	0.006	-	-
20.SET	0.48*	23	12	21	0.27	0.38	0.010	-	3.4
21.SET	0.48*	22.5	48	40	0.53	0.92	0.020	-	3.4
22.SET	0.53*	17.5	68	61	0.80	1.28	0.037	-	4.2#
23.SET	0.43*	15	56	50	0.46	0.90	0.019	-	3.8
24.SET	0.45*	14.5	36	-	-	-	0.018	-	4.2
25.SET	0.54*	15.5	92	80	0.98	1	0.049	0.019	4.7#
26.SET	0.60*	17	26	23	0.32	0.70	0.021	-	6.0#
27.SET	0.45*	16	44	42	0.42	0.52	0.023	-	5.1#
28.SET	1.05	16	74	60	0.58	0.96	0.040	0.008	6.5#
29.SET	0.73	17	50	45	0.73	1.48	0.055	-	6.5#
30.SET	0.85	17.5	64	58	0.74	0.93	0.046	-	5.5#

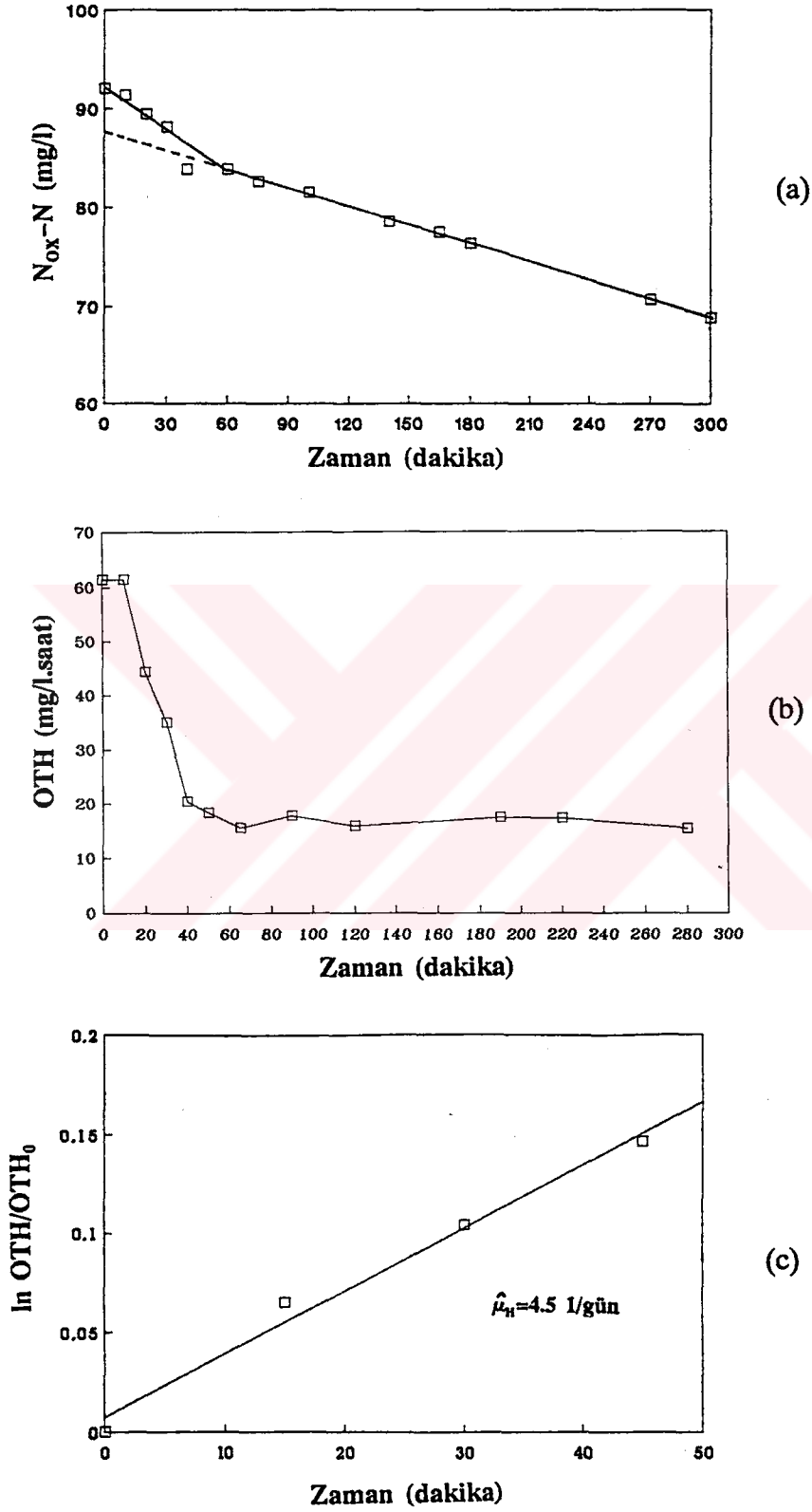
k_1 :NTH₁ ile hesaplanan hız

k_2 :NTH₂ ile hesaplanan hız

k_3 :NTH₃ ile hesaplanan hız (daha yavaş ayrılan substrat üzerinde ve/veya içsel solumun fazında denitrifikasyon hızı)

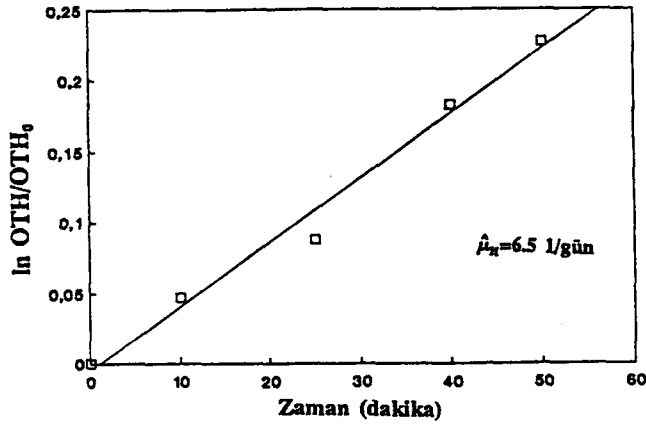
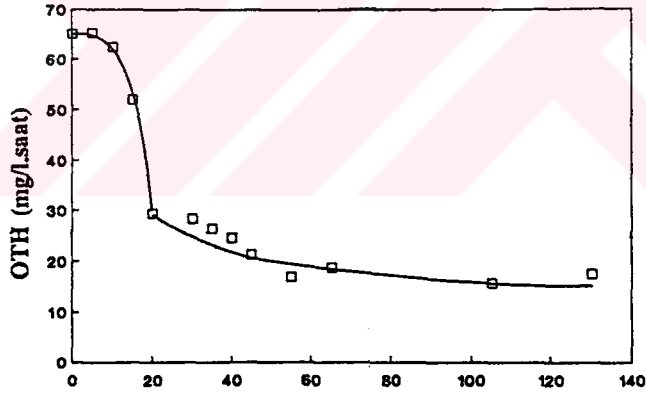
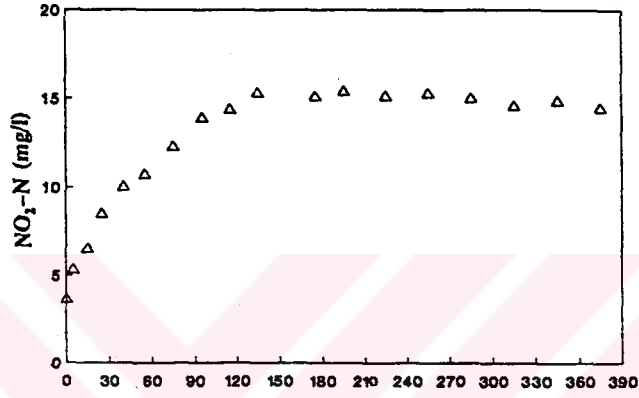
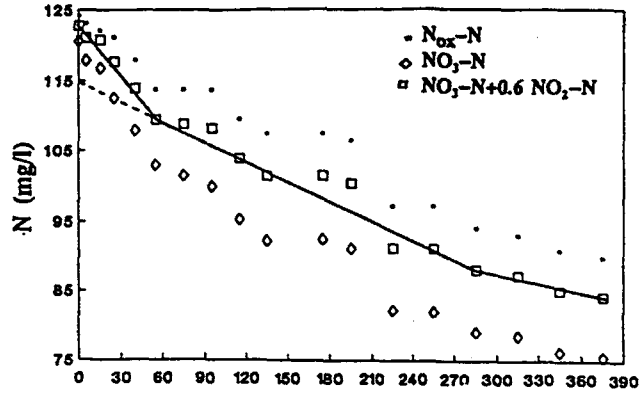
* Nitrit düzeltmesinin yapılmadığı setler

Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile ölçülmüş değerler



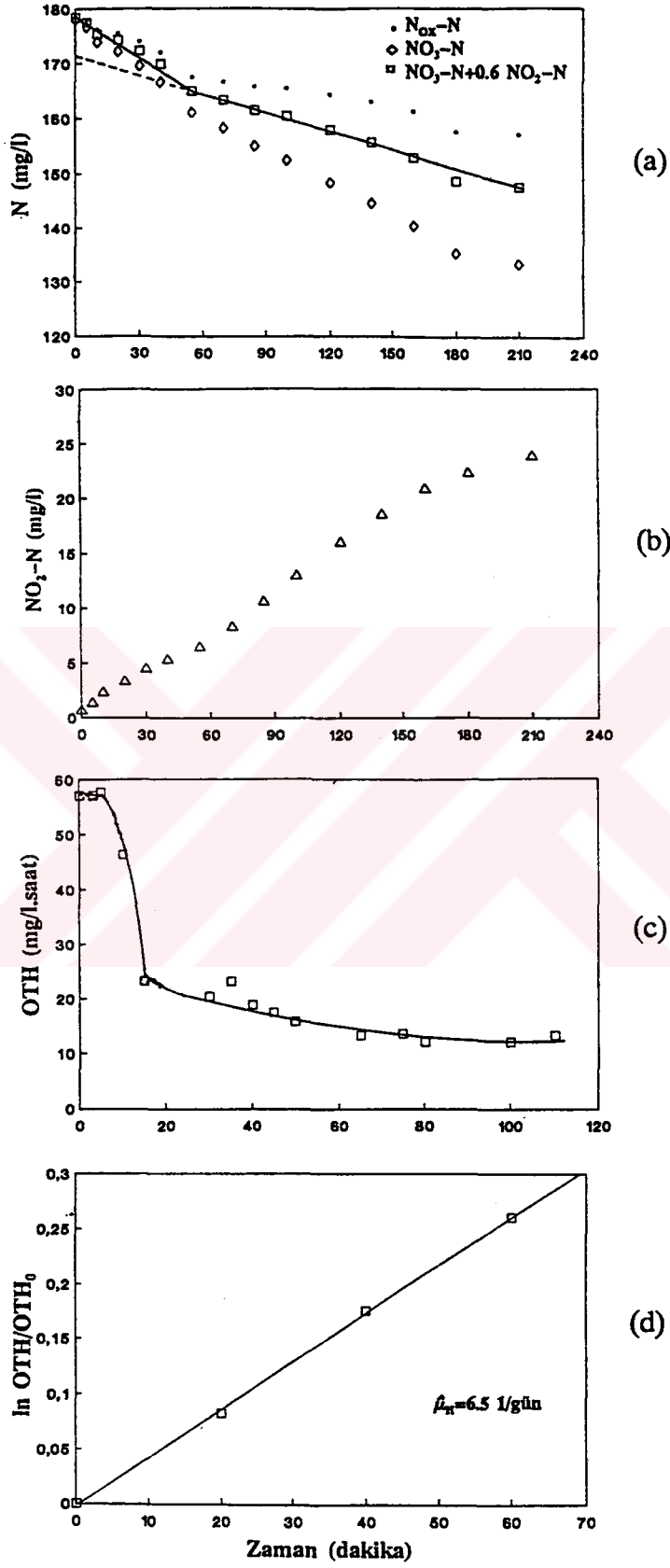
Şekil 5.9 13.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları

a) $N_{ox}-N$ profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili



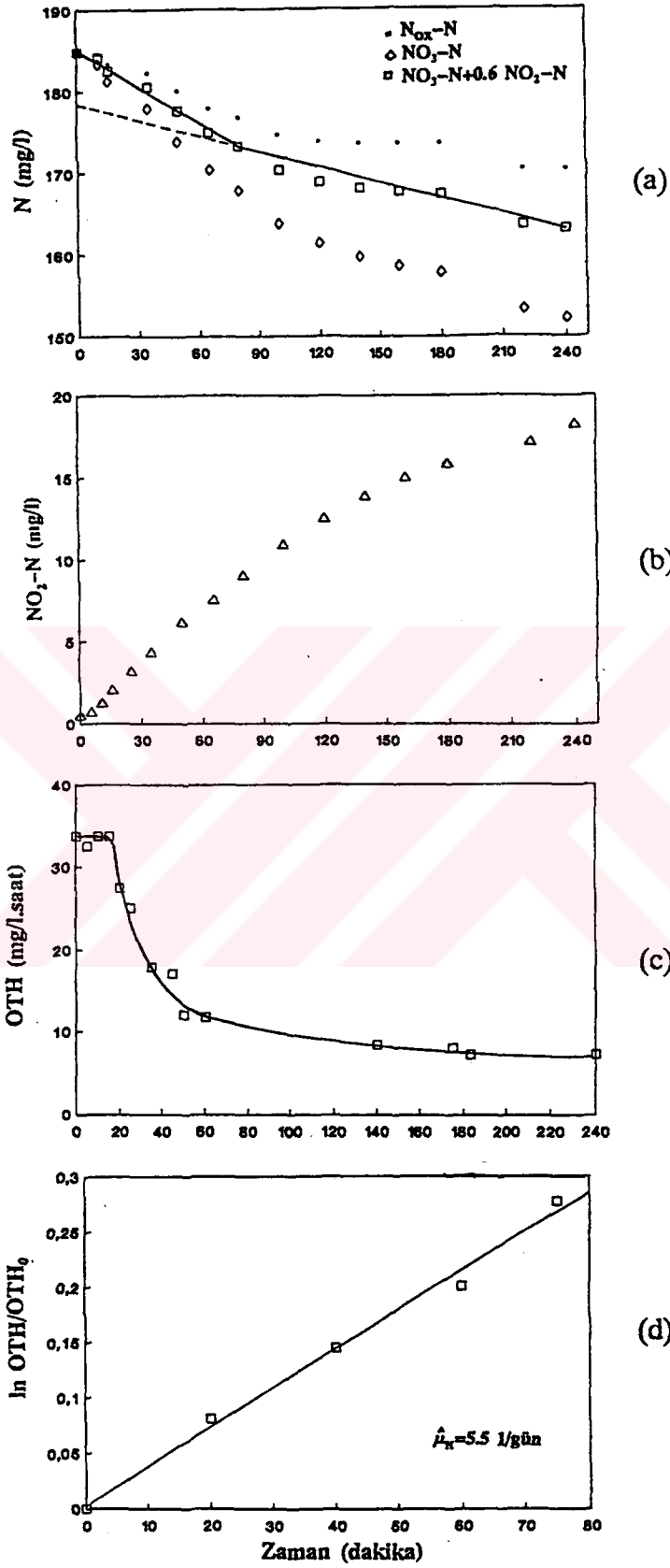
Şekil 5.10 28.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları

a) N profili b) NO_2^- -N profili c) OTH profili d) $\ln \text{OTH}/\text{OTH}_0$ profili



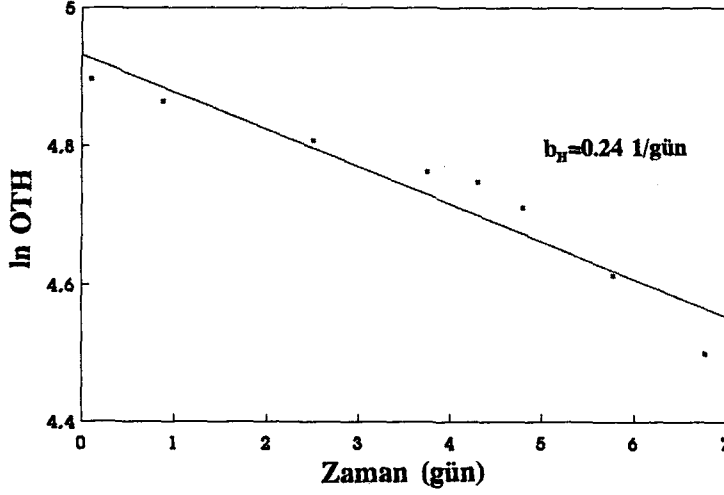
Şekil 5.11 29.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları

a) N profili b) NO_3-N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili



Şekil 5.12 30.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları

a) N profili b) NO_2-N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili



Şekil 5.13 Evsel atıksuda b_H 'ın belirlenmesi

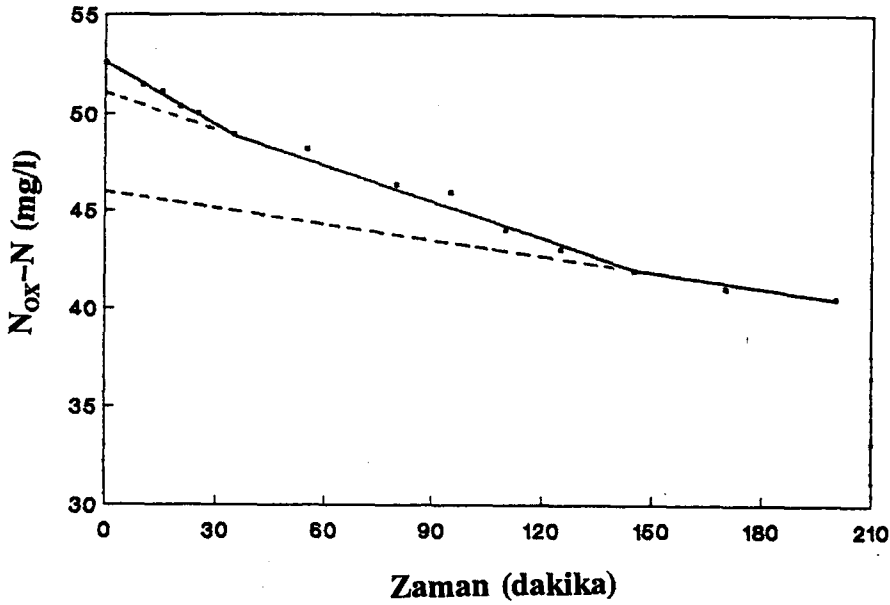
fazlardaki tüketim hızlarının toplamı ile hesaplanabilmektedir. Tabloda NTH ölçümleri sütununda sırayla belirtilen S_{s0} değerleri sentetik çözelti içerisinde en hızlı ayrışan, yavaş ayrışan ve daha yavaş ayrışan kısımları temsil etmektedir. Başlangıçta reaktöre ilave edilen konsantrasyon bilindiği için hesaplanan S_{s0} değerleri yardımıyla gözlenen hızın daha yavaş ayrışan bileşen üzerindeki çoğalmadan ya da içsel solunumdan kaynaklandığına karar verilebilmiş ve bu duruma ayrıca işaret edilmiştir. Evsel atıksuya paralel yürütülen 25. ve 26.SET'lerde aktivite katsayısı aynı kabul edilerek μ_H ve denitrifikasyon hızları hesaplanmıştır. 28.SET evsel atıksu deneyinde aktivite katsayısı 0.25 olarak belirlenmesine rağmen, aynı setin sentetik atıksu ile uygulamasına ait deney sonuçlarının değerlendirilmesi ile 0.35 bulunmuştur. Bu farkın muhtemelen deney hatalarından kaynaklanabileceği düşünülmüştür. Denitrifikasyon hızları oluşturulurken 0.35 değeri kullanılmıştır. 31. ve 32.SET'lerde aktivite katsayısı 0.4 ve 0.35 olarak bulunmuştur. 33., 34. ve 35.SET'lerin değerlendirilmesinde mikroorganizmaların aktivite katsayısı 0.35 kabul edilmiştir. Şekil 5.14 kolay ayrışan substratın tamamının elde edilemediği 26.SET'i, Şekil 5.15 ise daha düşük yüklemde çalışılan ve S_{s0} 'ın tamamının ölçülebildiği 32.SET'i göstermektedir.

Tablo 5.9 Kolay Ayrışan Substrat Bileşimi Örneği (Henze,1992)

BİLEŞEN	mg KOI/l	gr N/gr KOI
Asetik asit	25	0.00
Uçucu asitler	10	0.00
Alkol	5	0.00
Amino asit	10	0.14
Basit karbonhidratlar	10	0.00

Tablo 5.10 Heterotrofik Çoğalmada Kullanılan Sentetik Atıksuyun Bileşimi

BİLEŞEN	DENEYSEL KOI	MİKTAR/l
Asetik asit	1000 mg/ml	5 ml
Propiyonik asit	1290 mg/ml	1.55 ml
Etanol	1190 mg/ml	0.84 ml
Glutamik asit	1105 mg/gr	1.81 gr
Glukoz	880 mg/gr	2.27 gr

Şekil 5.14 26.SET sentetik atıksuya ait deney sonuçları (N_{ox} profili)

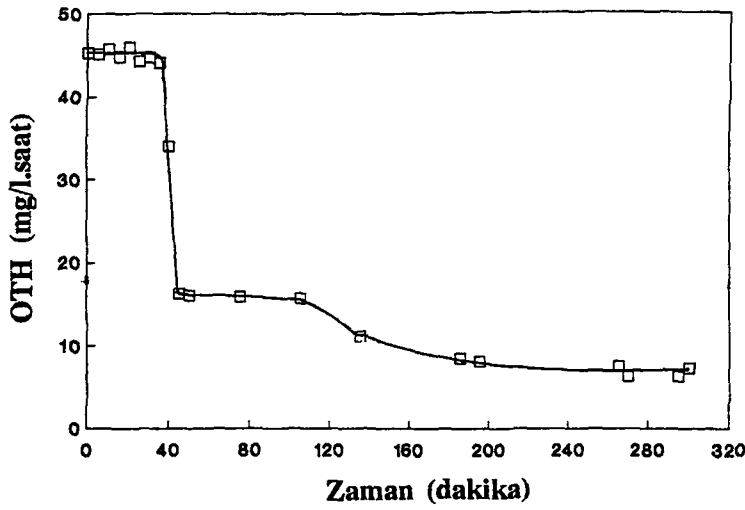
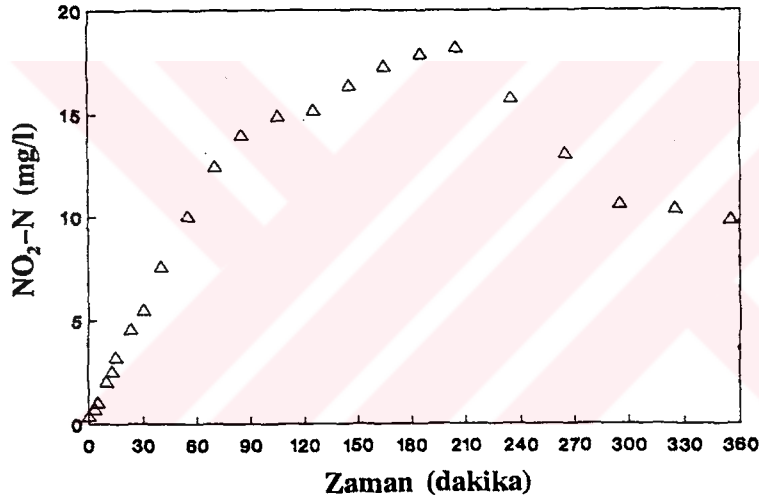
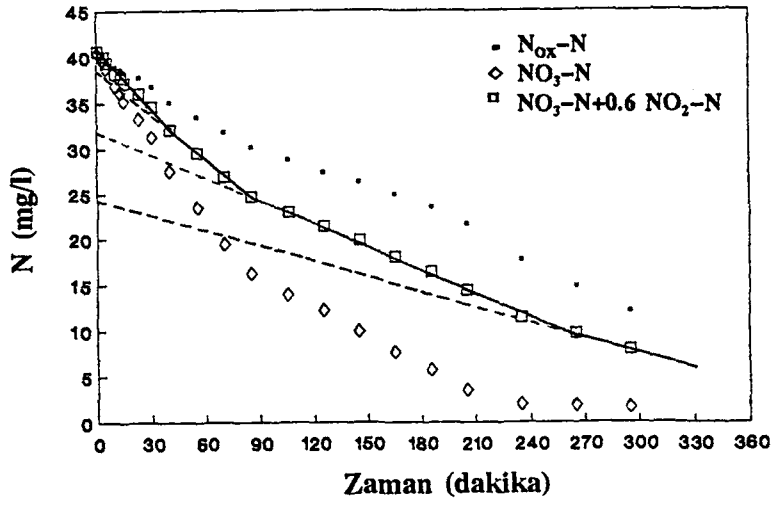
Tablo 5.11 Sentetik Atıksu İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	F/M (gr KOI/gr UAKM)	T °C	C _R [*] (mg KOI/l)	S _{SO} (NTH) (mg KOI/l)	S _{SO} (OTH) (mg KOI/l)	η _g	η _h	Denitrifikasyon Hızları mg NO ₃ ⁻ -N/mg UAKM.saat	k ₁	k ₁ '	k ₃	μ _H 1/gün	f ₁
25.SET	0.45*	18.5	58	19;54	18	0.72	0.95	0.051	0.016	0.016	0.003	6.8	0.33
26.SET	0.60*	19	118	13;50	53	1.2	1	0.083	0.048	0.048	0.034+	6.2	0.40
28.SET	0.50	17	117	64;112	55	1.2	1	0.091	0.048	0.048	0.026	7.2#	0.35
31.SET	0.45*	17	58	10;36	35	0.81	1.4	0.098	0.060	0.060	0.038+	10#	0.40
32.SET	0.45*	17	115	53	46	2.3	0.94	0.278	0.038	0.038	-	-	0.40
	0.13	18	57	28;58	-	-	-	0.054	0.027	0.027	0.011	7.0#	0.35
	0.13	18	108	35;117	110	0.84	1	0.062	0.042	0.042	0.010	-	0.35
33.SET	0.20	15.5	62	36;55	50	1	1.6	0.051	0.026	0.026	0.020	6.0	0.35
34.SET	0.22	17.5	72	29;63	-	-	-	0.071	0.037	0.037	0.023	5.7	0.35
	0.22	16	156	16;77;135	125	0.83	1.9	0.051	0.039	0.039	0.020+	6.2	0.35
35.SET	0.19	16	60	-	67	-	-	-	-	-	-	6.2	0.35
	0.19	16	180	-	141	-	-	-	-	-	-	6.2	0.35

k₁ :NTH₁ ile hesaplanan hızk₁' :NTH₂ ile hesaplanan hız (yavaş ayrışan çözünmüş organik madde üzerinde denitrifikasyon hızı)k₃+ :NTH₃ ile hesaplanan hız (daha yavaş ayrışan substrat üzerinde ve içsel solunum fazında denitrifikasyon hızı)k₃ :NTH₃ ile hesaplanan içsel solunum hızıC_R^{*} :ilave edilen sentetik çözeltinin reaktördeki konsantrasyonu

* Nitrit düzeltmesinin yapılmadığı setler

Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile ölçülmüş değerler



Şekil 5.15 34.SET sentetik atıksuya ait deney sonuçları
a) N profili b) NO₂⁻-N profili c) OTH profili

5.2.1.3 Evsel ve Sentetik Atıksu Karışımları ile Yürütülen Deneyler

Kolay ayrışabilen substrat miktarına bağlı olarak hız profillerinin değişimini incelemek amacıyla evsel atıksuya hesaplanmış konsantrasyonlarda sentetik atıksu ilave edilmiştir. Hazırlanan sentetik çözelti oldukça konsantre olduğundan ilave edilen hacimler toplam reaktör hacmi yanında ihmal edilebilmektedir. Tablo 5.12 evsel-sentetik atıksu karışımları ile yürütülen deneylerin sonuçlarını göstermektedir. Set numaraları karakterizasyonu Tablo 5.7'de verilen evsel atıksu ile yapılan karışımları göstermektedir. Substrat miktarları $Y_H=0.45$ mg UAKM/mg KOI esas alınarak hesaplanmıştır. Evsel atıksu ile paralel yürütülen deneylerde aktivite katsayılarının değişmediği düşünülmüştür. 23.SET'de Kappeler ve Gujer (1992) yöntemine göre maksimum çoğalma hızı 4 1/gün olarak bulunmuştur. Bu değer yardımıyla aktivite katsayısı 0.41 olarak hesaplanmıştır. Evsel atıksuyun aynı set deneyine ait aktivite değeri 0.39 olduğuna göre yapılan hata %5 mertebesinde. Diğer setlerde kabul edilen aktivite katsayıları aynı setlere ait evsel atıksu değerleridir. Şekil 5.16 ve 5.17 evsel-sentetik atıksu karışımları ile elde edilen profilleri göstermektedir.

5.2.2 Et Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler

Et endüstrisi atıksuyu ile yürütülen kesikli deneyler çamur yaşı 7 gün olan, anoksik-aerobik olarak dönüşümlü işletilen doldur-boşalt sistemlerden alınan biyokütle üzerinde yapılmıştır. Karakterizasyonu Tablo 5.13 'de verilen et endüstrisi atıksuyu işletmedeki personelden kaynaklanan evsel atıksuyu da içermektedir.

Et endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerde de aynı set içerisinde hem evsel, hem de endüstriyel atıksuya Kappeler ve Gujer (1992) ile Ekama ve Marais (1986) yöntemleri paralel olarak uygulanmıştır (27.SET). İlk yöntem ile her iki atıksu üzerindeki maksimum çoğalma hızları belirlenmiştir ($\mu_{Het}=3.6$ 1/gün; $\mu_{Hev}=4.9$ 1/gün).

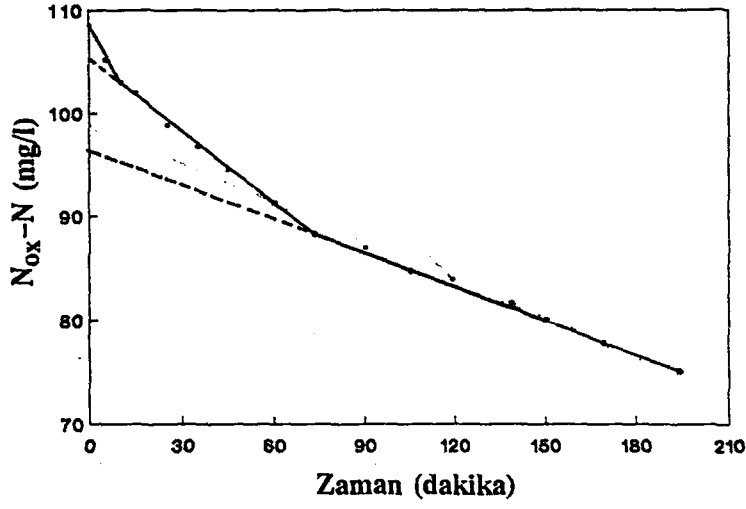
Tablo 5.12 Evsel-Sentetik Atıksu Karışımları İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	F/M (gr KOI/gr UAKM)	T °C	C _A [*] (mg KOI/l)	S ₈₀ (NTH) (mg KOI/l)	S ₈₀ (OTH)	η_g	η_h	Denitrifikasyon Hızları (mg NO ₃ -N/mg UAKM.saat) k ₁ k ₂ k ₃	A _H 1/gün	f _g
23.SET	0.50*	16	67	31;118	98	1.45	1	0.063 0.026 0.013	4#	0.41
24.SET	0.57*	14	117	80;191	162	0.55	0.85	0.027 0.015 0.009		0.41
25.SET	0.45*	16.5	236	80;306	276	0.89	-	0.076 0.040 0.003	7.8	0.37
26.SET	0.54*	17.5	60	85	85	1	1	0.055 0.015 -	5.4	0.33
29.SET	0.50*	16	116	144	144	0.30	0.64	0.019 0.007 -	5.7	0.40
30.SET	0.73	16	97	132	130	0.71	1.9	0.053 0.028 -	6.8	0.45
	0.85	14	110	100	103	0.89	1.8	0.051 0.028 -	5	0.35

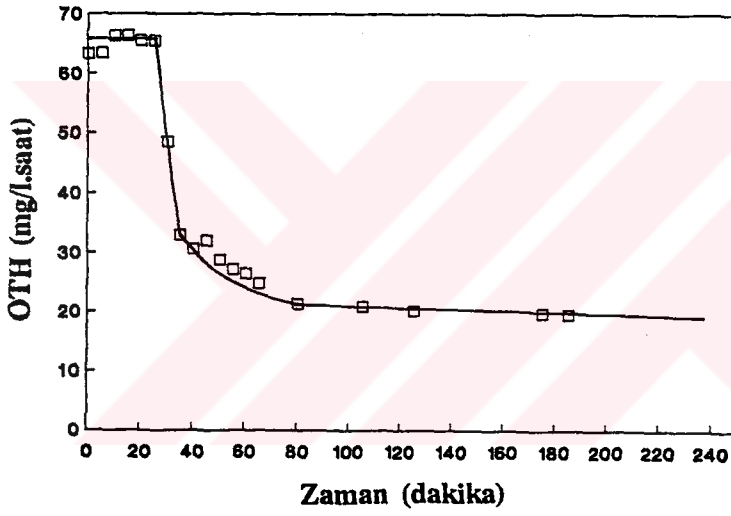
k₁ :NTH₁ ile hesaplanan hızk₂ :NTH₂ ile hesaplanan hızk₃ :NTH₃ ile hesaplanan hız (daha yavaş ayrışan substrat üzerinde ve/veya içsel solumun fazında denitrifikasyon hızı)C_A^{*}:İlave edilen sentetik çözeltinin atıksudaki konsantrasyonu

* Nitrit düzeltmesinin yapılmadığı setler

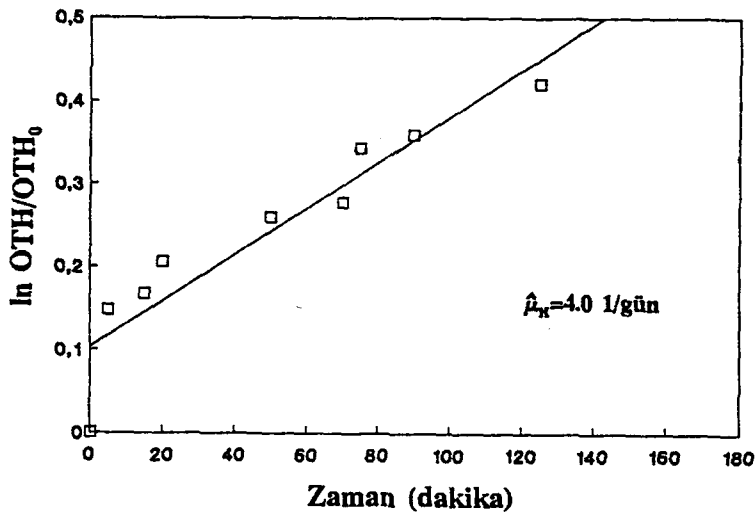
Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile ölçülen değerler



(a)

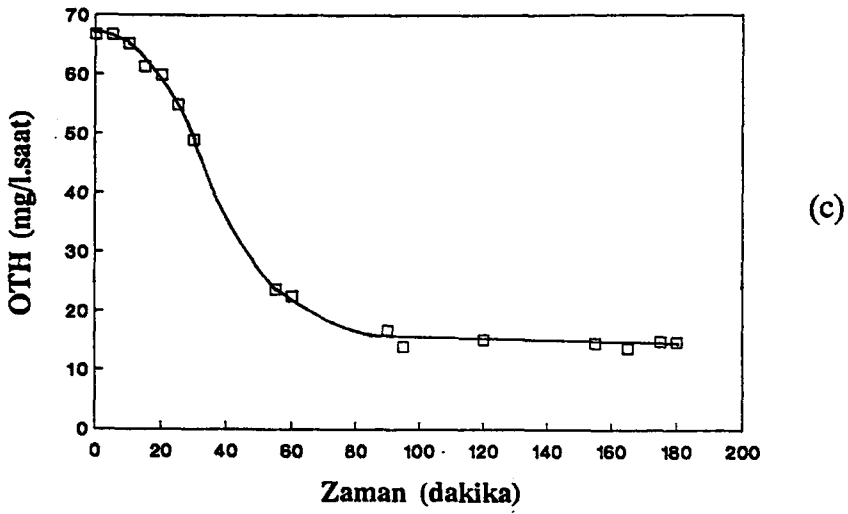
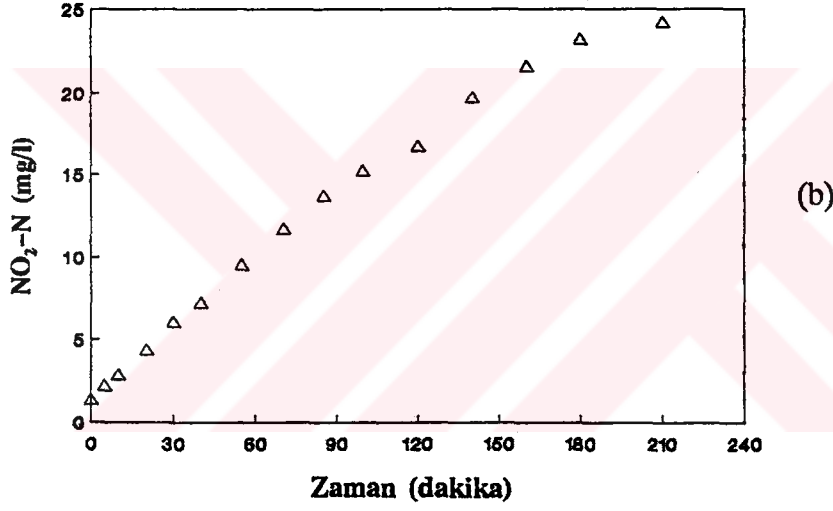
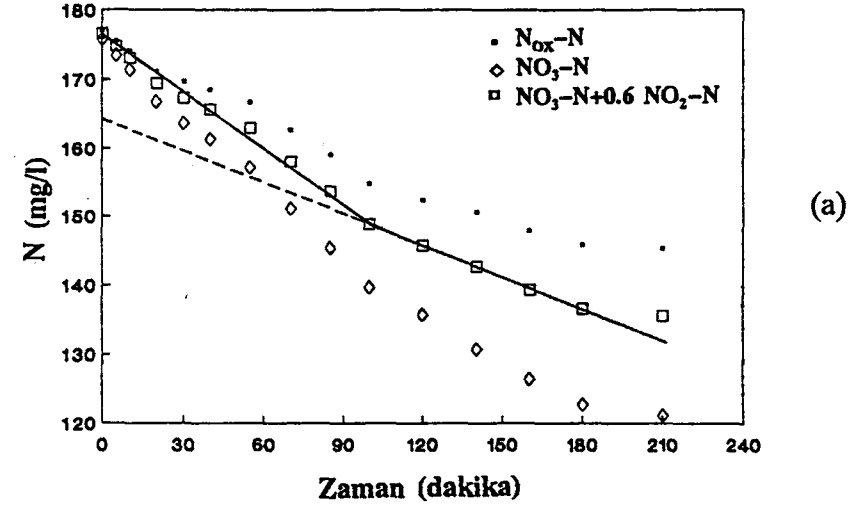


(b)



(c)

Şekil 5.16 23.SET evsel-sentetik atıksu karışımına ait deney sonuçları
a) $N_{ox}-N$ profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili



Şekil 5.17 29.SET evsel-sentetik atıksu karışımına ait deney sonuçları
a) N profili b) NO_2-N profili c) OTH profili

Evsel atıksudaki dönüşüm oranı 0.45 mg UAKM/mg KOI olarak kabul edilmiş ve Bölüm 3.2.2'de belirtilen esaslardan hareketle aktivite katsayısı 0.42, et endüstrisi dönüşüm oranı ise 0.46 mg UAKM/mg KOI olarak hesaplanmıştır. Her iki dönüşüm oranı birbirine çok yakın değerler olduğundan karışımlar ile yürütülen deneylerde S_{s0} hesaplanırken 0.45 mg UAKM/mg KOI değeri kullanılmıştır. Deney sonuçları Tablo 5.14'de özetlenmiştir. Evsel atıksuya ve et endüstrisi atıksuyuna ait olan tablolar incelenirken aynı set numaralarının karışımları kullanılan endüstriyel ve evsel atıksuların karakterizasyonunu temsil ettiği dikkate alınmalıdır. Değerlendirmede aktivite değişim aralığı 0.40–0.48 bulunmuştur. 32.SET deneyde et endüstrisi atıksuyundaki köpürme nedeniyle et endüstrisi atıksuyunda ve et endüstrisinin hacim olarak ağırlıklı olduğu karışımda aerobik ortamda deneyler yürütülememiştir. Şekil 5.18 ve 5.19 27.SET'e ait, 5.20 ve 5.21 ise nitrit düzeltmesinin yapıldığı 28.SET'e ait et endüstrisi ve evsel atıksu deneylerinde elde edilen profilleri göstermektedir.

Tablo 5.13 Heterotrofik Çoğalmada Kullanılan Et Endüstrisi Atıksuyunun Karakterizasyonu

DENEY SETİ	KOI (mg/l)	TKN (mg/l)	NH_4^+-N (mg/l)	TP (mg/l)	ALK. (mg/l)	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)
26.SET	1500	128	70		500		
27.SET	2760	185	52		444	900	280
28.SET	3534	190	67	11	620	1760	1630
32.SET	2950	280	150	8		795	
ort.	2686	196	85	10	521	1152	1073
st.sap.	742	54	38	1.5	73	432	551

Tablo 5.14 Et Endüstrisi ve Evsel-Et Endüstrisi Atıksuları Karışımları İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	F/M (gr KOI/gr UAKM)	T °C	S ₅₀ (NTH) (mg KOI/l)	S ₅₀ (OTH)	η_g	η_h	Denitrifikasyon Hızları mg NO ₃ -N/mg UAKM.saat			$\hat{\mu}_H$ 1/gün	f_a
							k_1	k_2	k_3		
26.SET	R1 0.88*	17	260;387	380	1.4	1.2	0.067	0.020	0.016	4.2#	0.48
27.SET	R1 0.87*	15	416	410	1.6	1.7	0.065	0.023	-	3.6#	0.42
	R2 0.45*	15	44	46	0.42	0.98	0.022	0.016	-	4.9#	0.42
	R3 0.45*	15	222	-	-	-	0.039	0.012	-	-	0.42
	R4 0.45*	15	106	100	0.40	0.74	0.016	0.006	-	3.8	0.42
	R5 0.45*	15	330	-	-	-	0.064	0.024	0.009	-	0.42
28.SET	R1 0.57	17	390	386	1.4	1.6	0.061	0.029	-	3.6	0.42
	R2 1.17	20.5	50	51	0.62	0.74	0.028	0.016	-	4.2	0.42
32.SET	R1 1.1	20.5	304	-	-	-	0.061	0.034	-	-	0.42
	R2 0.58	22	50	70	0.42	0.98	0.029	0.009	-	8.5#	0.42
	R3 1.6	22	172	170	0.61	0.75	0.050	0.028	-	7.8	0.42
	R4 1.6	20.5	140	138	0.77	0.77	0.053	0.030	-	6.6	0.42
	R5 1.6	20.5	233	-	-	-	0.065	0.042	-	-	0.42

 k_1 :NTH₁ ile hesaplanan hız k_2 :NTH₂ ile hesaplanan hız k_3 :NTH₃ ile hesaplanan hız (daha yavaş ayrıışan substrat üzerinde ve/veya içsel solumun fazında denitrifikasyon hızı)

R1 : Et endüstrisi atıksuyu

R2 : Evsel atıksu

R3 : % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı

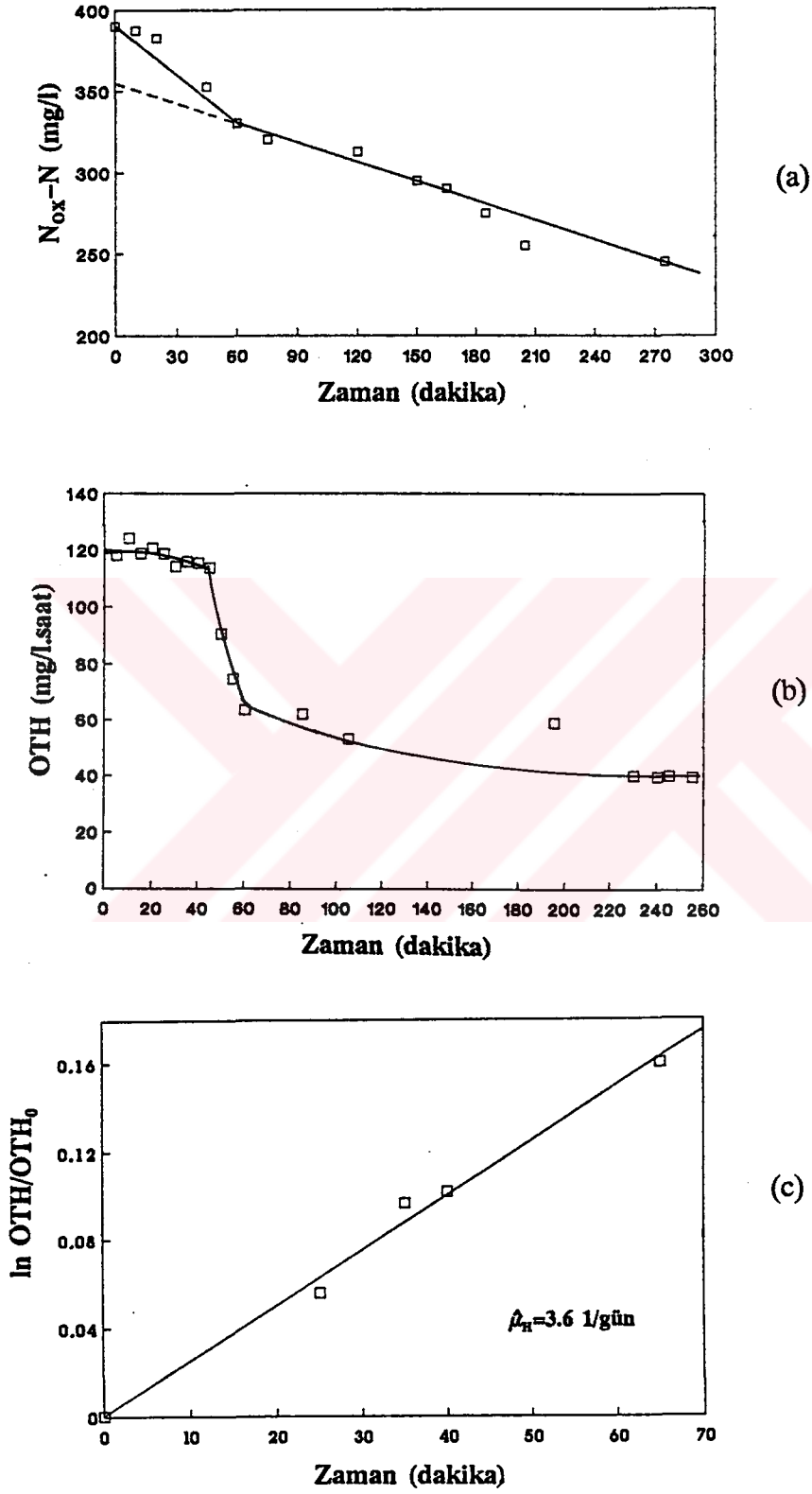
R4 : % 30 et endüstrisi-% 70 evsel atıksu karışımı

R4': % 20 et endüstrisi-% 80 evsel atıksu karışımı

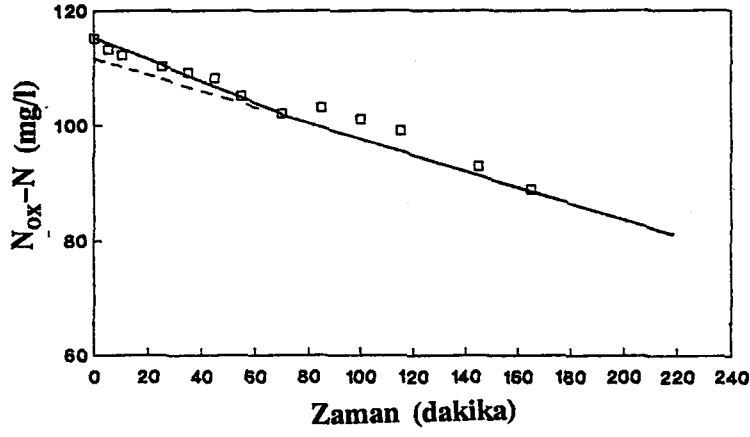
R5 : % 70 et endüstrisi-% 30 evsel atıksu karışımı

* Nitrit düzeltmesinin yapılmadığı setler

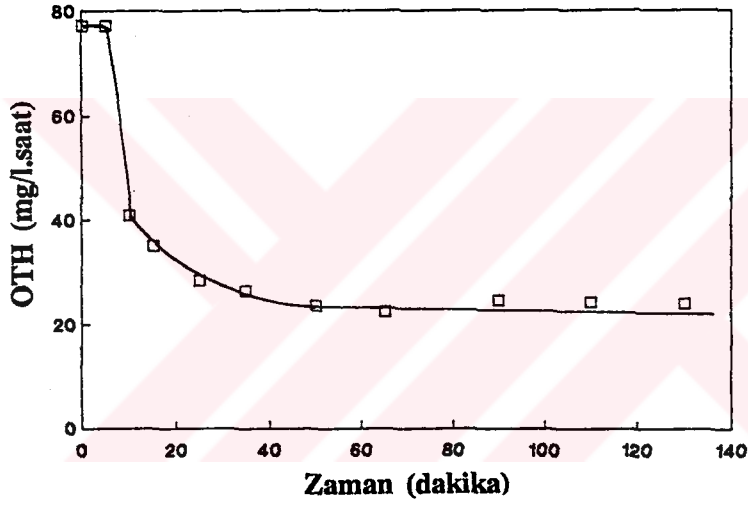
Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile ölçülen değerler



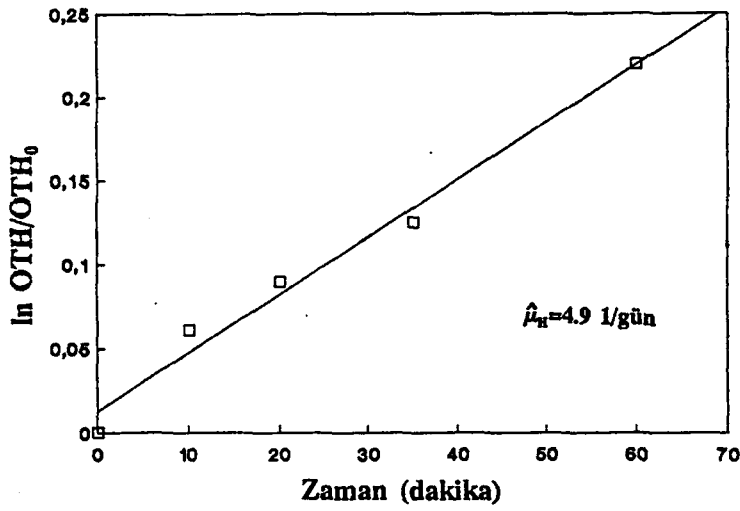
Şekil 5.18 27.SET et endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları
a) $N_{ox}-N$ profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili



(a)



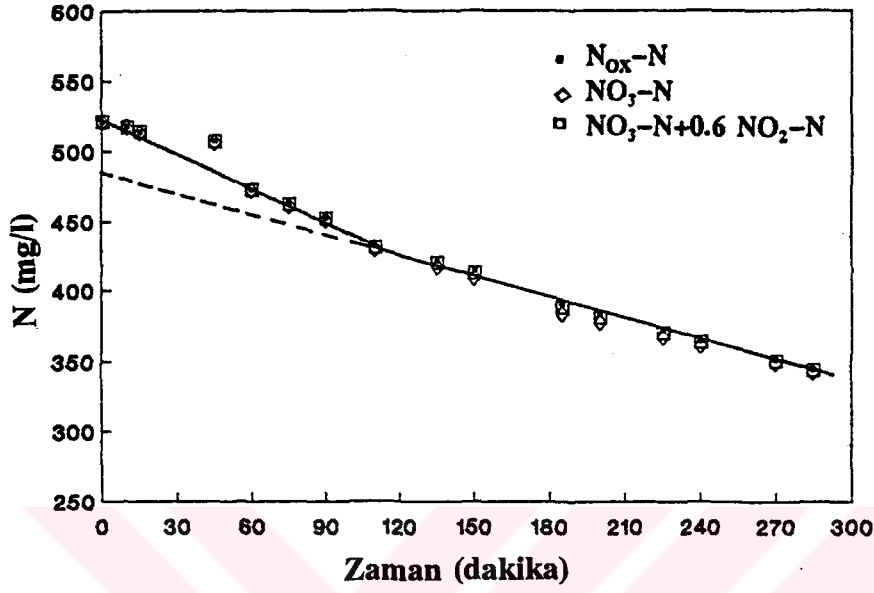
(b)



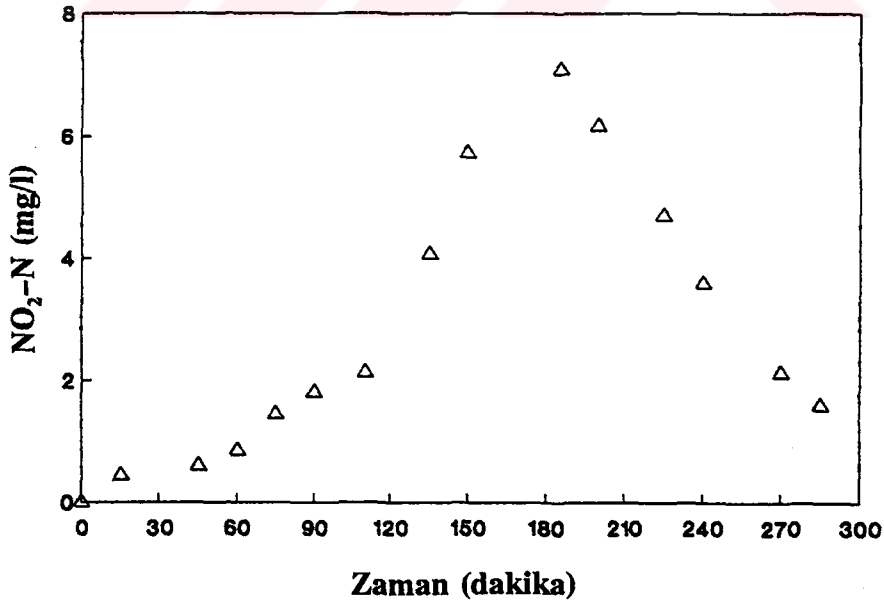
(c)

Şekil 5.19 27.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları

a) $N_{ox}-N$ profili b) OTH profili c) $\ln OTH/OTH_0$ profili

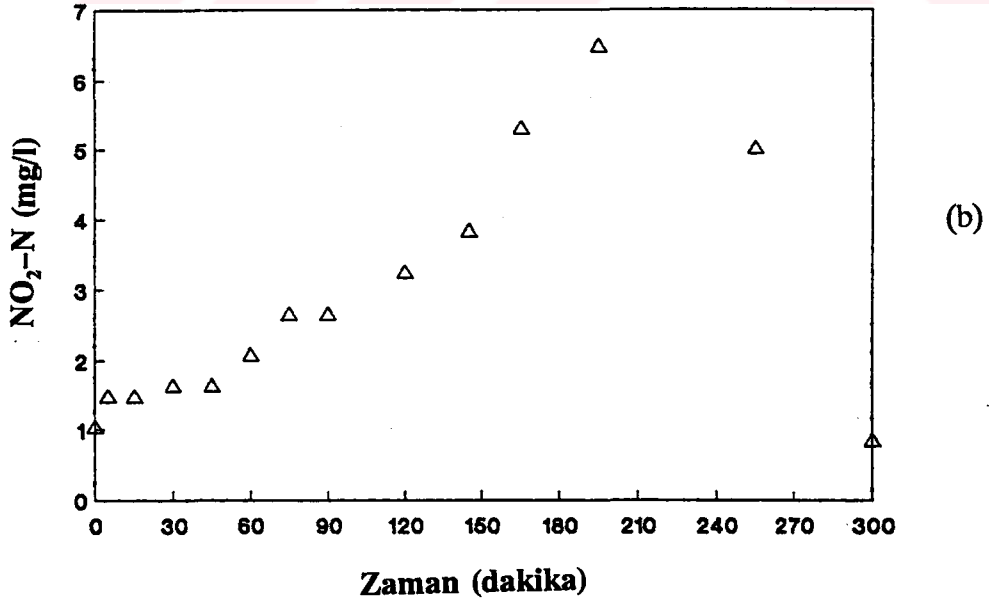
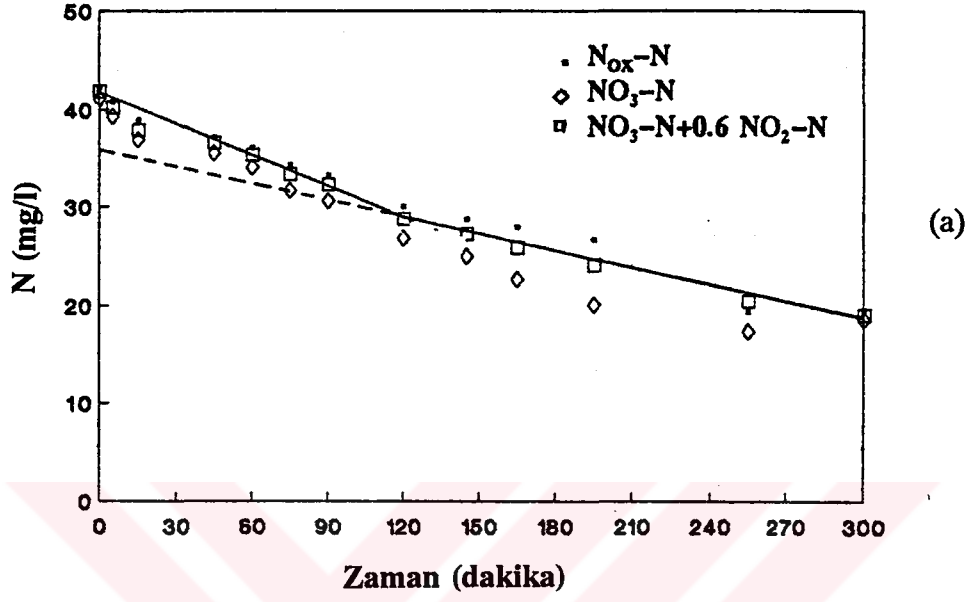


(a)



(b)

Şekil 5.20 28.SET et endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları
a) N profili b) NO_2-N profili



Şekil 5.21 28.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları
a) N profili b) NO_2-N profili

5.2.3 Süt Endüstrisi Atıksuyu İle Yürütülen Deneyler

Süt endüstrisi atıksuyu ile yürütülen bu deneylerde çamur yaşı 7 gün olan, anoksik-aerobik olarak dönüşümlü işletilen doldur-boşalt bir sistem aklımasyon reaktörü olarak kullanılmıştır. Entegre bir süt endüstrisi tesisinden alınan atıksu evsel atıksu ile 1/2-1/1 oranlarında karıştırılarak sisteme beslenmiştir. Endüstriden alınan atıksu DAF ünitesinden geçirilmiş, biyolojik arıtma kademesi giriş atıksuyudur. Süt-evsel atıksu karışımları ile yürütülen deneylerde kullanılan evsel atıksu karakterizasyonu 31.SET ile verilen atıksu olduğundan, o sette kullanılan süt atıksuyu karakterizasyonu da aynı set numarası ile gösterilmiştir. Tablo 5.15 deneylerde kullanılan süt endüstrisi atıksuyunun karakterizasyonunu vermektedir.

Tablo 5.15 Süt Endüstrisi Atıksuyunun Karakterizasyonu
(Biyolojik Arıtma Kademesi Girişi)

DENEY SETİ	KOI (mg/l)		TKN (mg/l)		NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	TP (mg/l)	T.ALK (mg/l)	AKM (mg/l)	UAKM (mg/l)
	TOP	ÇÖZ	TOP	ÇÖZ					
31.SET	1815	1180	84	62	48	10	800		
36.SET	1675	960	66	43	34	8.2	753	402	355

Tablo 5.16 ise süt endüstrisi, evsel atıksu ve her iki atıksuyun karışımları ile yürütülen deneylerin sonuçlarını yansıtmaktadır. 31.SET'de süt endüstrisi atıksuyunda ve evsel atıksuda elde edilen profiller Şekil 5.22 ve 5.23'de gösterilmektedir. Et endüstrisi atıksuyuna uygulanan işlemde olduğu gibi süt endüstrisi atıksuyuna ve evsel atıksuya aynı set içerisinde hem Kappeler ve Gujer (1992), hem de Ekama ve Marais (1986) yöntemi uygulanmış ve belirtilen ilk yöntem ile her iki atıksu üzerindeki maksimum çoğalma hızları belirlenmiştir. Evsel atıksudaki dönüşüm oranı 0.45 mg UAKM/mg KOI olarak kabul edilerek, aktivite katsayısı bulunmuştur. Süt endüstrisi atıksuyu ve evsel atıksu deneyleri aynı reaktörden aynı zamanda alınan biyokütle örnekleri ile yürütüldüğünden her iki deney reaktöründe aktivitenin aynı olacağı düşünülmüştür. Bu esaslardan hareketle süt endüstrisi atıksuyu için Y_H , 0.33 mg UAKM/mg KOI olarak bulunmuştur.

Tablo 5.16 Süt Endüstrisi ve Evsel-Süt Endüstrisi Atıksu Karışımları İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	F/M (gr KOI/gr UAKM)	T °C	S _{so} (NTH) (mg KOI/l)	S _{so} (OTH)	η_g	η_h	Denitrifikasyon Hızları mg NO ₃ ⁻ -N/mg UAKM.saat			$\hat{A}_{Ht}$ 1/gün	f _s
							k ₁	k ₂	k ₃		
31.SET	R1 1.50	19.5	394	384	0.93	1.7	0.077	0.031	-	2.9#	0.80
	R2 0.97	20.5	79	75	0.27	0.96	0.019	0.013	-	5.6#	0.80
	R3 1.25	21	275	240	0.66	2	0.060	0.029	-	4.5	0.80
	R4 1.25	22	236	240	0.87	1.5	0.075	0.024	-	7.0	0.80
	R5 1.25	19	292	282	0.83	1.9	0.073	0.025	-	3.3	0.80
36.SET	R1 1.28	20	425	410	1	2.2	0.069	0.034	-	3	0.72
	R2 0.98	19.5	80	78	0.22	0.94	0.019	0.010	-	6.7#	0.72
	R1 1.25	20	410	404	1.06	2.41	0.086	0.048	0.028	3.3#	0.80
	R1 0.72	19	394	390	1.10	2.73	0.082	0.044	-	3.2#	0.80

k₁ :NTH₁ ile hesaplanan hızk₂ :NTH₂ ile hesaplanan hızk₃ :NTH₃ ile hesaplanan hız (daha yavaş ayrışan substrat üzerinde ve/veya içsel solunum fazında denitrifikasyon hızı)

R1: Süt endüstrisi atıksuyu

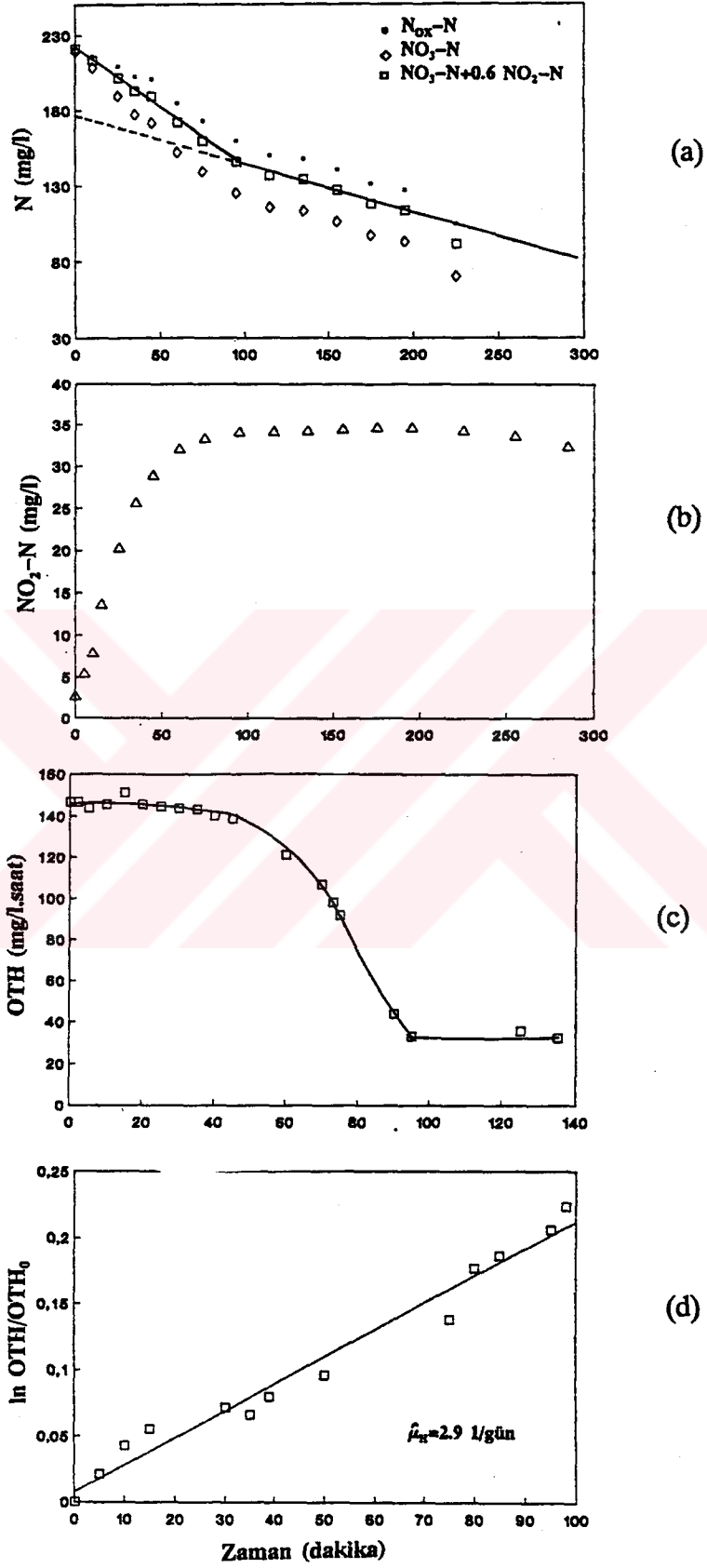
R2: Evsel atıksu

R3: % 50 süt endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı

R4: % 30 süt endüstrisi-% 70 evsel atıksu karışımı

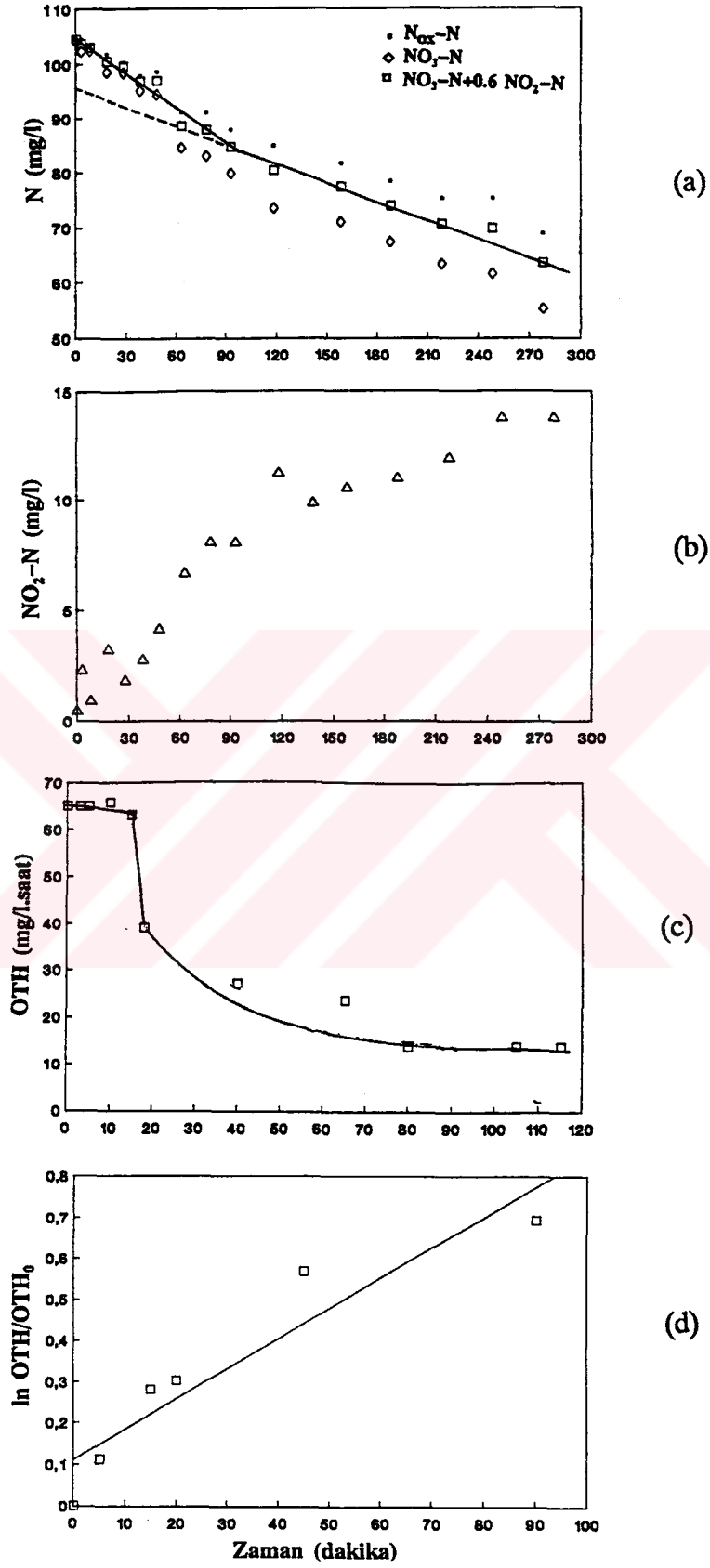
R5: % 70 süt endüstrisi-% 30 evsel atıksu karışımı

Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile ölçülen değerler



Şekil 5.22 31.SET süt endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları

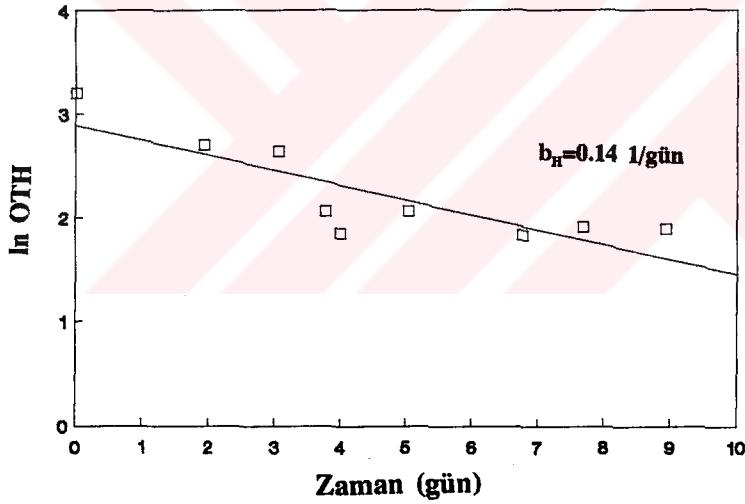
a) N profili b) NO_2-N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili



Şekil 5.23 31.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları

a) N profili b) NO_2-N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili

Sonuçlar değerlendirildiğinde aktivite katsayısının 0.72–0.8 arasında değiştiği görülmüştür. Her iki atıksuyun karışımları ile yürütülen deneylerde S_{s0} hesabı hacimsel olarak fazla olan atıksuyun ortama hakim olacağı düşüncesiyle o atıksuyun dönüşüm oranı ile yapılmıştır. %50/%50 karışımlarında ise ortalama bir dönüşüm oranı ($Y_H=0.39$ mg UAKM/mg KOI) ile çalışılmıştır. Evsel atıksuda olduğu gibi süt endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerde de içsel solunumdan kaynaklanan solunum hızı çoğalma süreci sırasındaki solunum hızı yanında ihmal edilmiştir. Yapılan bu kabulün doğruluğunu kontrol etmek amacıyla içsel solunum fazında çalıştırılan bir reaktörde OTH ölçümleri yapılmış ve içsel solunum katsayısı b_H 0.14 1/gün bulunmuştur (Şekil 5.24).



Şekil 5.24 Süt endüstrisi atıksuyunda b_H 'nin belirlenmesi

5.2.4 Şekerleme Endüstrisi Atıksuyu İle Yürütülen Deneyler

Şekerleme endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerde çamur yaşı 7 gün olan, anoksik–aerobik olarak dönüşümlü işletilen doldur–boşalt bir sistemden alınan biyokütle kullanılmıştır. Atıksu, biyolojik arıtma kademesi giriş atıksuyudur. Aklımasyon işlemi evsel ve şekerleme endüstrisi atıksularının karışımı ile yapılmıştır.

Endüstriyel atıksuyun pH'ı çok düşük olduğundan her besleme sırasında pH ayarlaması gerekli olmuştur. Şekerleme-evsel atıksu karışımları ile yürütülen deneylerde kullanılan evsel atıksu karakterizasyonu 31.SET ile verilen atıksudur. Tablo 5.17 deneylerde kullanılan şekerleme endüstrisi atıksuyunun karakterizasyonunu göstermektedir.

Aynı set içerisinde evsel ve endüstriyel atıksuya Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi uygulanmış ve sırasıyla 10.6 1/gün ve 4 1/gün olarak maksimum çoğalma hızları belirlenmiştir. Evsel atıksu dönüşüm oranı 0.45 mg UAKM/mg KOI kabul edilerek Ekama ve Marais (1986) yöntemine göre paralel yürütülen OTH deneyinden aktivite katsayısı 0.70 olarak hesaplanmıştır. Bu değer yardımıyla şekerleme endüstrisi dönüşüm oranı 0.29 mg UAKM/mg KOI olarak belirlenmiştir. Tablo 5.18 endüstriyel atıksuda ve evsel atıksu ile karışımlarında yürütülen deneylerin sonuçlarını özetlemektedir. Şekil 5.25 ve 5.26 şekerleme endüstrisi atıksuyu ve evsel atıksu deneylerinin profillerini göstermektedir. Şekil 5.27 ve 5.28 'de verilen profiller ise evsel atıksu ve şekerleme endüstrisi atıksularının karışımlarına aittir.

Tablo 5.17 Şekerleme Endüstrisi Atıksuyu Karakterizasyonu
(Biyolojik Arıtma Kademesi Girişi)

DENEY SETİ	KOI (mg/l)		TKN (mg/l)	TP (mg/l)	AKM (mg/l)
	TOP	ÇÖZ			
31.SET	3790	3070	13	3	190

Denitrifikasyon hızlarının hesaplanmasında aktivite katsayısı 0.70 kullanılmıştır. Evsel-endüstriyel atıksu karışımları şekerleme endüstrisinin kolay ayrışan substrat miktarının hesaplanan konsantrasyonları ile oluşturulmuştur. Bu amaçla evsel atıksu 60 ve 120 mg KOI/l eşdeğeri kolay ayrışan substrata karşı gelen miktarda şekerleme endüstrisi atıksuyu ile karıştırılmıştır. S_{50} konsantrasyonları hesaplanırken şekerleme atıksuyunun ilave edildiği deneylerde (R3, R4) dönüşüm oranı evsel atıksu dönüşüm oranına (0.45 mg UAKM/mg KOI) eşit alınmıştır. İçsel solunumdan kaynaklanan

solunum hızının belirlenebilmesi için aerobik ve anoksik koşullarda içsel solunum fazında çalıştırılan iki reaktörde OTH ve NTH ölçümleri yapılmıştır. Aerobik koşullarda elde edilen sonuçların değerlendirilmesi ile b_H , 0.24 1/gün olarak hesaplanmıştır (Şekil 5.28). Şekil 5.29 ise anoksik koşullarda yürütülen deneyin sonuçlarını yansıtmaktadır. İçsel solunum fazında çok kısa süre ile gözlenen ilk hız aklımasyon reaktöründen biyokütle ile birlikte taşınan çok yavaş ayrışan substrat üzerindeki çoğalmadan ileri gelmektedir. İkinci fazda gözlenen hız ise tamamıyla içsel solunum hızını yansıtmaktadır. Bu hızlar aktif biyokütle bazında oluşturulduğunda çok yavaş ayrışan substrat üzerindeki çoğalma hızı için 0.026 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat, içsel solunum hızı için ise 0.0056 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat elde edilmektedir. Bu durumda R3 reaktöründe ölçülen k_3 hızının içsel solunum hızı değil, daha yavaş ayrışan organik maddenin kullanımından kaynaklandığı söylenebilir.

Tablo 5.18 Şekerleme Endüstrisi ve Evsel-Şekerleme Endüstrisi Atıksuları Karışımları İle Yürütülen Deneylerin Sonuçları

DENEY SETİ	F/M (gr KOI/gr UAKM)	T °C	S ₈₀ (NTH) (mg KOI/l)	S ₈₀ (OTH)	η_g	η_h	Denitrifikasyon Hızları mg NO ₃ ⁻ -N/mg UAKM.saat	$\hat{A}_d$ (1/gün)	f_s
31.SET	R1 1.1	19.5	-	760	-	-	-	2.3	0.70
	R1 2.1	19.5	720	710	0.86	1.7	0.111	4#	0.70
	R2 2.1	19	80	74	0.46	1.4	0.053	10.6#	0.70
	R3 0.57	20.5	45;188	171	0.48	1.9	0.050	0.018	0.70
	R4 0.57	20.5	100;343	336	0.46	1.3	0.052	0.009	0.70

k_1 : NTH₁ ile hesaplanan hız

k_2 : NTH₂ ile hesaplanan hız

k_3 : NTH₃ ile hesaplanan hız (daha yavaş ayrışan substrat üzerinde ve/veya içsel solunum fazında denitrifikasyon hızı)

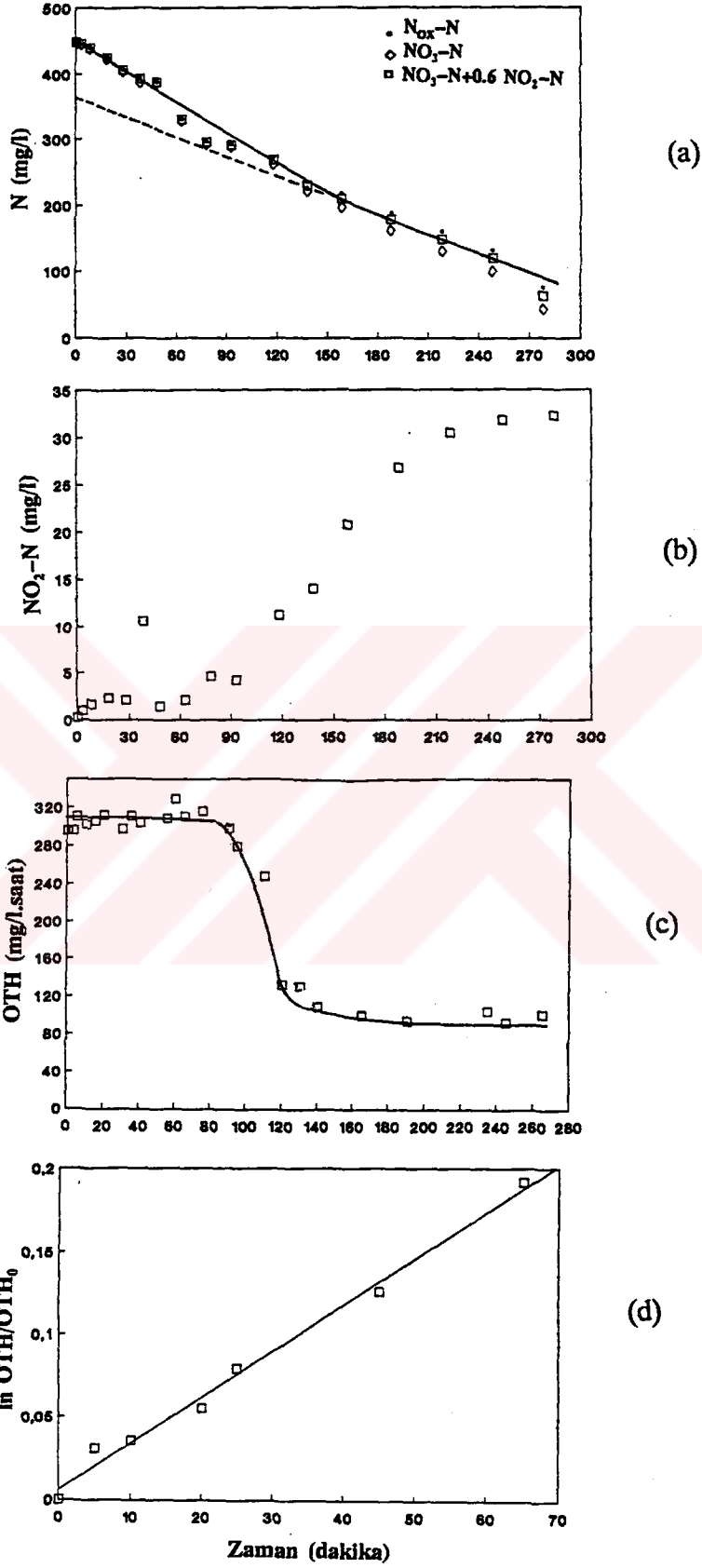
R1: Şekerleme endüstrisi atıksuyu

R2: Evsel atıksu

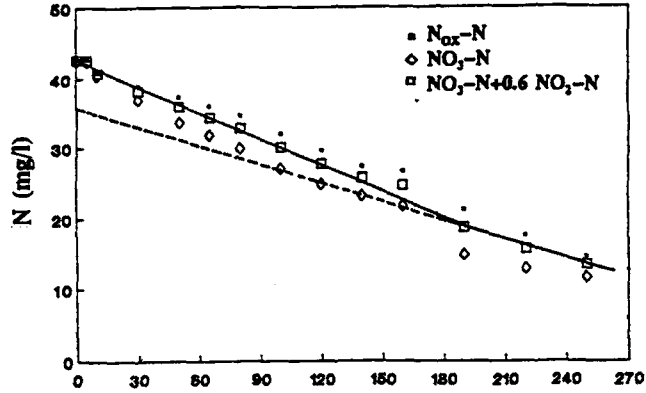
R3: Evsel atıksu-60 mg KOI/l S₈ içeren şekerleme atıksuyu karışımı

R4: Evsel atıksu-120 mg KOI/l S₈ içeren şekerleme atıksuyu karışımı

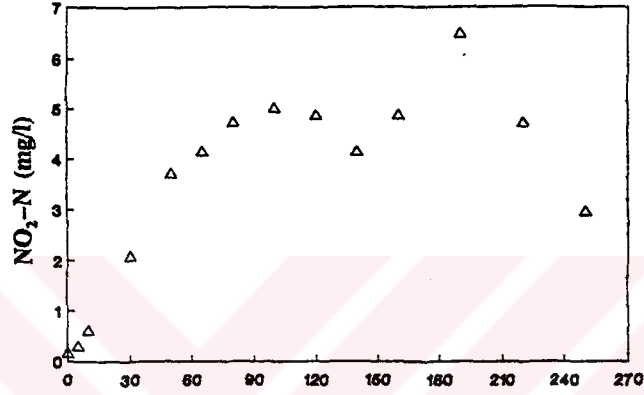
Kappeler ve Gujer (1992) yöntemi ile ölçülen değerler



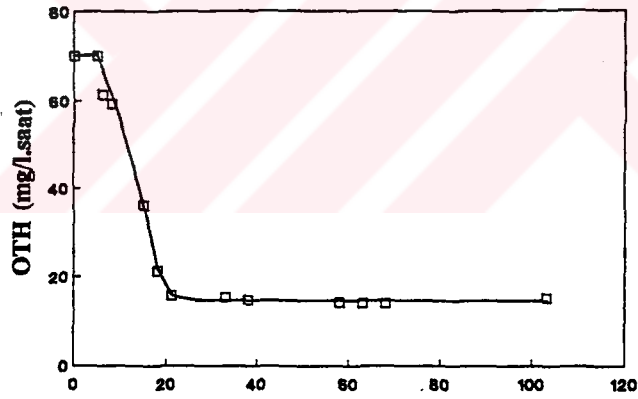
Şekil 5.25 31.SET şekerleme endüstrisi atıksuyuna ait deney sonuçları
a) N profili b) $\text{NO}_2\text{-N}$ profili c) OTH profili d) $\ln \text{OTH}/\text{OTH}_0$ profili



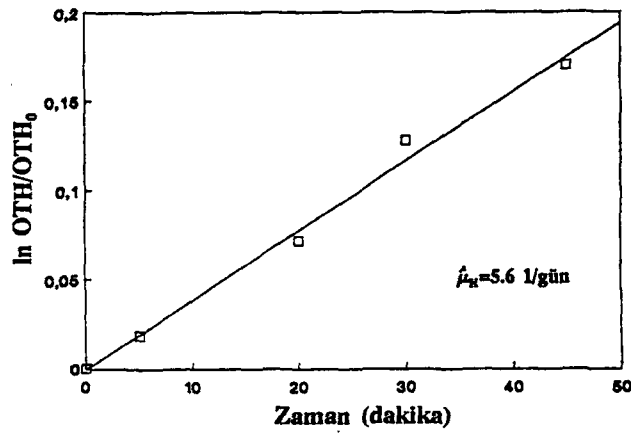
(a)



(b)



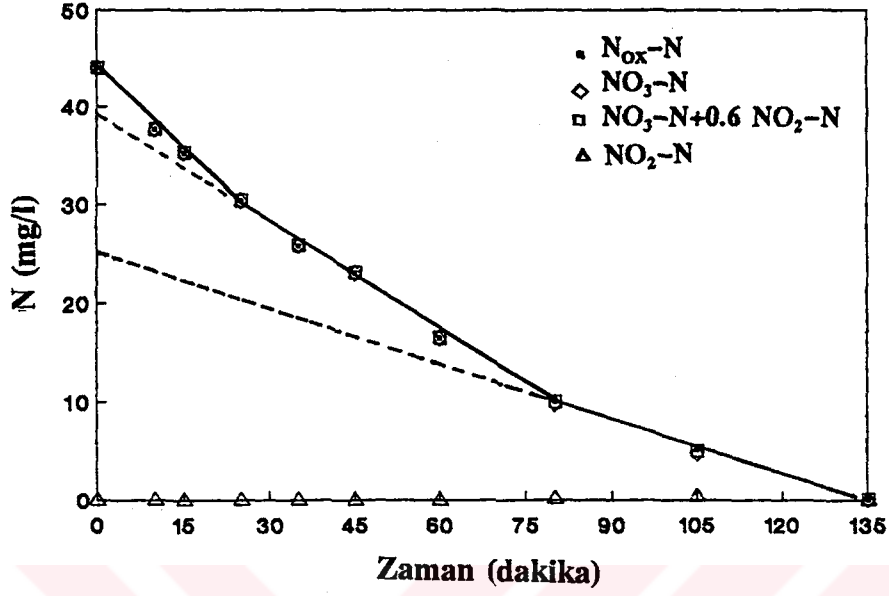
(c)



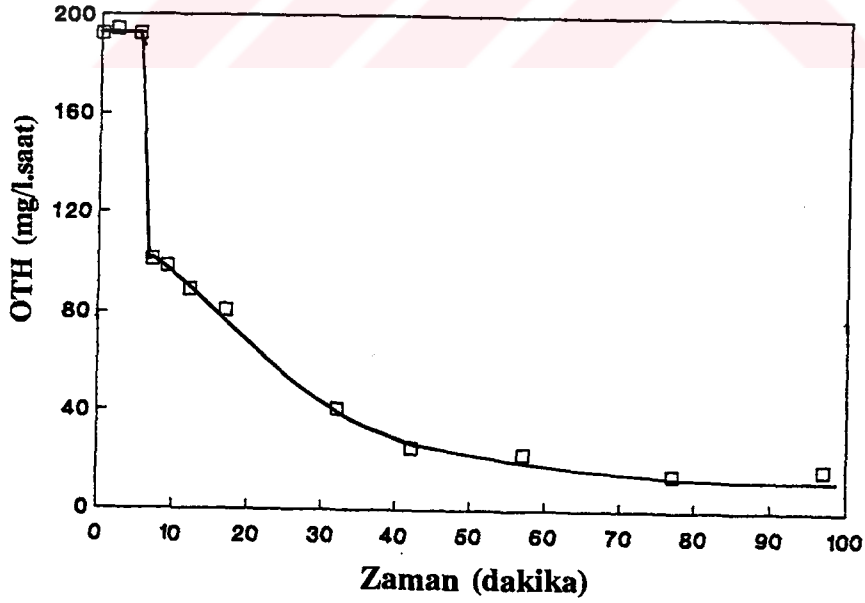
(d)

Şekil 5.26 31.SET evsel atıksuya ait deney sonuçları

a) N profili b) NO_2-N profili c) OTH profili d) $\ln OTH/OTH_0$ profili

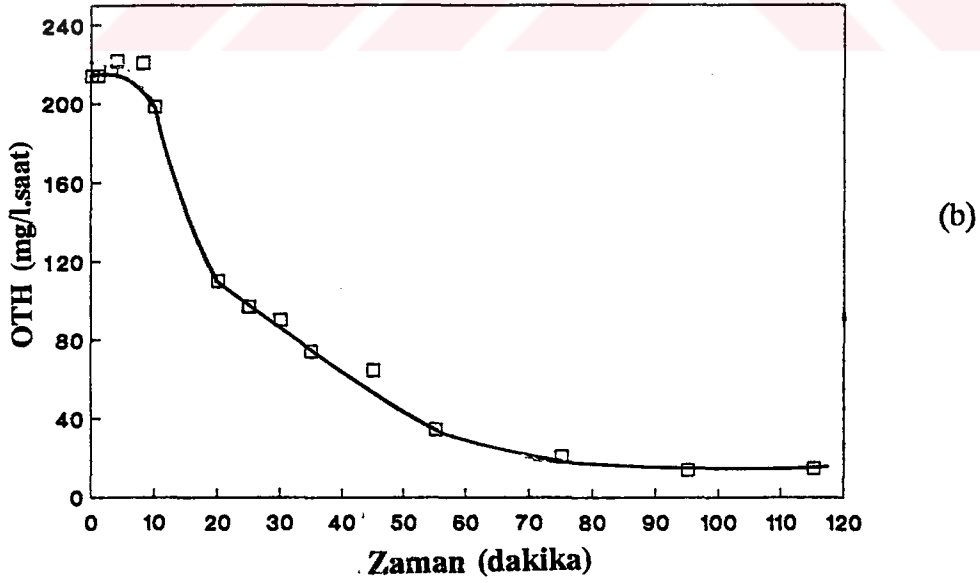
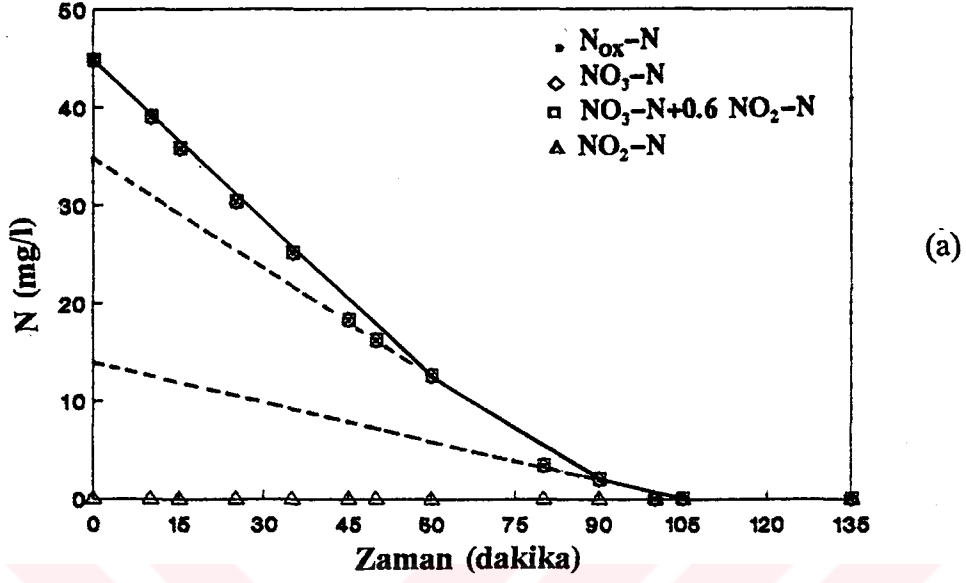


(a)

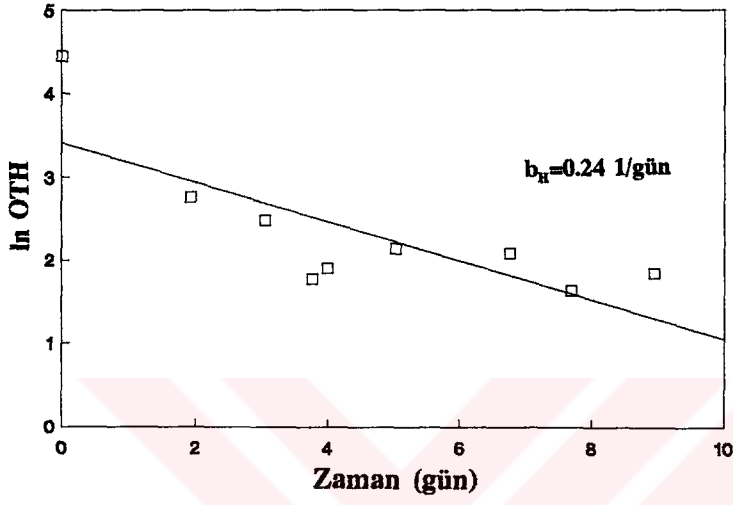


(b)

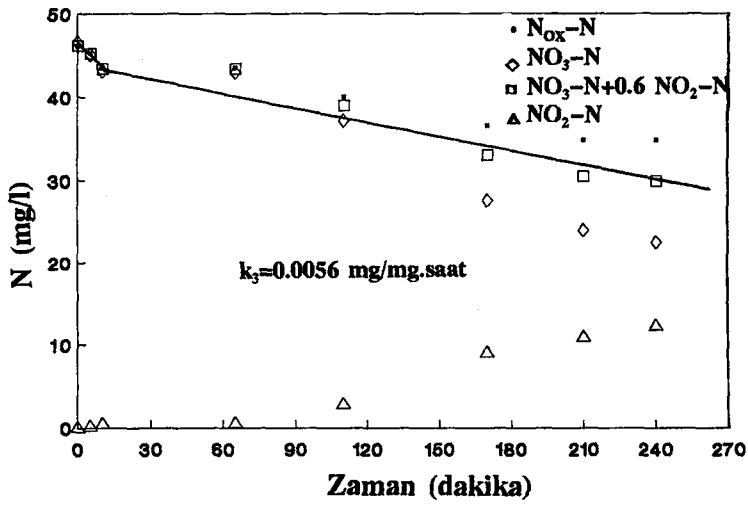
Şekil 5.27 31.SET evsel-şekerleme endüstrisi atıksuyu karışımına ait deney sonuçları (60 mg KOI/l ilaveli)
a) N profili b) OTH profili



Şekil 5.28 31.SET evsel-şekerleme endüstrisi atıksuyu karışımına ait deney sonuçları (120 mg KOI/l ilaveli)
a) N profili b) OTH profili



Şekil 5.29 Şekerleme endüstrisi atıksuyunda b_H 'ın belirlenmesi



Şekil 5.30 Şekerleme endüstrisi atıksuyunda k_3 'ün belirlenmesi

BÖLÜM 6 DENEY SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

6.1 Ototofik Çoğalmadaki Kinetik Sabitler

Evsel Atıksuda $\hat{\mu}_A - b_A$

Ototrof organizmaların maksimum net çoğalma hızlarının belirlenebilmesi amacıyla yaklaşık 2 yıllık bir süre içinde evsel atıksu ile 12 set ve evsel atıksuyun nitrifikasyon sürecine herhangi bir inhibisyon etkisinin olup olmadığının araştırılması amacıyla sentetik atıksu ile 4 set deney yürütülmüştür.

Evsel atıksu ile yürütülen karakterizasyon çalışmaları kirletici konsantrasyonlarının zamanla arttığını göstermektedir. Deneylerin yürütüldüğü süre içerisinde toplam KOI 250 mg/l'den 800 mg/l'ye kadar yükselmiştir. Konsantrasyon artışlarına büyük bir olasılıkla İstanbul'daki su tüketimlerinin azalması neden olmaktadır. Ortalama konsantrasyonlar dikkate alındığında KOI/TKN oranının 9, TKN/NH₄⁺-N oranının ise 1.4 olduğu görülmektedir. Çökeltilmiş atıksuda bu oranlar sırasıyla 6.6 ve 1.4 olmaktadır. Toplam ve çökeltilmiş atıksu örnekleri ile yapılan deneysel çalışmalar birbirinden çok farklı olmayan sonuçlar vermiştir. Evsel atıksu ile yürütülen deneylerin genel bir değerlendirmesi Tablo 6.1'de yapılmıştır.

Görüldüğü üzere ototrof organizmaların maksimum çoğalma hızı 20 °C'de 0.24–0.52 1/gün arasında değişmekte ve ortalama olarak 0.38 1/gün değerini almaktadır. 10 °C'de değişim aralığı 0.10–0.17 1/gün olmakta ve ortalama olarak 0.14 1/gün elde edilmektedir. 7–30 °C arasında sıcaklığın reaksiyon hızları üzerindeki etkisinin Arrhenius tipi bir bağıntı ile ifade edilebileceği dikkate alınırse sıcaklık düzeltme faktörü θ ,

$$\hat{\mu}_{A,T} = \hat{\mu}_{A,20} \theta^{T-20}$$

olarak hesaplanabilmektedir. Bu değerlendirmede sıcaklık düzeltme faktörü 1.076–1.136 değişim aralığında, ortalama olarak 1.098 bulunmuştur. Bu aralık literatürde verilen 1.076–1.128 aralığına benzerlik göstermektedir.

Tablo 6.1 Evsel Atıksuda $\hat{\mu}_A$ - b_A Değerleri

DENEY SETİ	$\hat{\mu}_A$ - b_A (1/gün)		k (l/mg N)		θ
	20 °C	10 °C	20 °C	10 °C	
1.SET	0.47	–	2.59	–	–
2.SET	0.37	–	0.87	–	–
3.SET	0.24	–	0.13	–	–
4.SET	0.51	–	0.44	–	–
5.SET	0.52	–	0.67	–	–
6.SET	0.42	0.26*	0.84	0.56*	1.100
7.SET	0.25	0.12	0.41	0.54	1.076
8.SET	0.30	0.14	0.63	0.47	1.079
9.SET	0.39	0.17	0.98	1.78	1.087
10.SET	0.36	0.10	0.37	0.15	1.136
11.SET	0.39	0.15	1.29	1.19	1.100
12.SET	0.37	0.13	0.16	0.12	1.110

* 15 °C

Evsel atıksu bünyesinde bir çok değişik bileşenin bulunduğunu bilinmektedir. Bu bileşenlerden herhangi birinin nitrifikasyon sürecine olumsuz etki yaratıp yaratmadığını araştırmak üzere evsel atıksu deneylerine paralel olarak sentetik atıksu ile de deneyler yürütülmüştür. Her iki atıksu ile yürütülen deneylerin değerlendirilmesi Tablo 6.2'de verilmiştir.

Tablo 6.2 Evsel ve Sentetik Atıksuda $\hat{\mu}_A - b_A$ Değerleri

DENEY SETİ	SICAKLIK °C	$\hat{\mu}_A - b_A$ (1/gün)	
		EVSEL	SENTETİK
2	20	0.37	0.41
3	20	0.24	0.33
5	20	0.52	0.45
10	20	0.36	0.38
	10	0.10	0.13

Gözlenen küçük farkların deney hatalarından kaynaklanabileceği dikkate alındığında evsel atıksu ile sentetik atıksu deneylerinin hemen hemen aynı sonuçları verdiği söylenebilmektedir. Bu gözlemler evsel atıksu bünyesinde nitrifikasyon sürecini inhibe edebilecek bileşenlerin olmadığını ya da etkilerinin önemsiz olduğunu vurgulamaktadır.

$$k = \frac{Y_A}{X_{A0}} \frac{\hat{\mu}_A - b_A}{\hat{\mu}_A}$$

olarak tanımlanan k değeri her iki sıcaklıkta birbirinden farklı değerler vermektedir.

Bu farkın

- . net çoğalma hızı/maksimum çoğalma hızı oranının her iki sıcaklıkta aynı olmamasında,
- . tam karışımdan alınmasına rağmen her iki sıcaklıktaki reaktörde aşı çamuru içerisindeki X_{A0} başlangıç konsantrasyonunun aynı olmamasından,
- . stokiometrik bir büyüklük olmasına rağmen Y_A dönüşüm oranının belirli bir ölçüde sıcaklıktan etkilenmesinden,
- . ya da deney hatalarından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Et Endüstrisi Atıksuyunda $\hat{\mu}_A - b_A$

Et endüstrisi atıksuyu entegre bir tesisten kaynaklanan biyolojik arıtma kademesi giriş atıksuyudur. 3 aylık bir süre içinde yapılan 3 set deneyde atıksu karakterizasyonundaki değişikliğin o dönemde kesilen hayvan sayısının farklılığından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ortalama değerler söz konusu olduğunda atıksu karakterizasyonu genel olarak 1390 mg KOI/l, 108 mg TKN/l, 73 mg $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ /l, 13 gibi bir KOI/TKN oranıyla verilebilmektedir. Değerlendirmesi Tablo 6.3'de yapılan deneylerde et endüstrisi atıksuyu ve bu atıksuyun evsel atıksu ile çeşitli karışımları kullanılmıştır. Et endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerde 20 °C için ortalama 0.59 1/gün, 10 °C için 0.28 1/gün bulunmuştur. Bu değerler aynı sıcaklıklarda evsel atıksu için bulunan 0.32 1/gün ve 0.13 1/gün değerlerinden oldukça yüksektir. Karışımlarda ise oran %50/%50 olduğunda 20 °C ve 15 °C için sırasıyla 0.58 1/gün ve 0.42 1/gün elde edilmektedir. Bu değerler aynı sete ait et endüstrisi sonuçlarına yakındır. Aynı eğilim 8.SET deneyde de gözlenmektedir; karışıma ait 20 °C ve 10 °C için elde edilen 0.58 1/gün ve 0.22 1/gün değerleri et endüstrisine ait 0.63 1/gün ve 0.22 1/gün değerlerine oldukça yakındır. Evsel atıksu/et atıksuyu oranı %75/%25 olduğunda maksimum çoğalma hızı 20 °C için 0.43 1/gün'e düşmekte ve evsel atıksu için elde edilen değere yaklaşma eğilimi göstermektedir. 10 °C'de ise bu etki kendini çok kuvvetli gösterememekte ve çoğalma hızı 0.20 1/gün seviyesinde kalmaktadır. Et endüstrisi atıksuyu için sıcaklık düzeltme faktörü 1.100 olarak hesaplanmıştır.

Tablo 6.3 Et Endüstrisi ve Evsel-Et Endüstrisi Atıksuları Karışımında $\hat{\mu}_A - b_A$ Değerleri

DENEY SETİ	SICAKLIK °C	EVSEL	ET END.	$\hat{\mu}_A - b_A$ (1/gün)		
				EVSEL/ET END.		
				%50/%50	%25/%75	%75/%25
6.SET	20	0.42	0.57	0.58	—	—
	15	0.26	0.30	0.42	—	—
7.SET	20	0.25	0.56	—	—	—
	10	0.12	0.33	0.12	—	—
8.SET	20	0.30	0.63	0.58	—	0.43
	10	0.14	0.22	0.22	0.24	0.20

6.2 Heterotrofik Çoğalmadaki Sistem Bileşenleri ve Kinetik Sabitler

6.2.1 Kolay Ayrışan Organik Madde S_{SO} 'ın Belirlenmesi

Evsel Atıksuda S_{SO}

Heterotrofik çoğalmada kullanılan evsel atıksu karakterizasyonu itibariyle ototrofik çoğalmada kullanılan evsel atıksudan daha kuvvetlidir. Ortalama değerler toplam atıksu bazında KOI'nin 580 mg/l, TKN'nin 69 mg/l, NH_4^+-N 'in 44 mg/l, KOI/TKN oranının 8.4, TKN/ NH_4^+-N oranının ise 1.6 olduğunu göstermektedir. Çökeltilmiş atıksuda yapılan karakterizasyon çalışmasında ise KOI 426 mg/l, TKN 56 mg/l, KOI/TKN oranı 7.6, TKN/ NH_4^+-N oranı ise 1.3 olarak bulunmuştur.

Çeşitli yükleme oranlarında yürütülen kesikli deneylerde e^- alıcısı tüketim hızı ölçümlerine dayanılarak her bir atıksu seti için S_{SO} konsantrasyonları hesaplanmıştır. Hesaplarda dönüşüm oranı 0.45 mg UAKM/mg KOI olarak kabul edilmiştir. Tablo 6.4 evsel atıksu ile yürütülen 18 set deneyde elde edilen S_{SO} konsantrasyonlarını ve bu konsantrasyonların giriş KOI'sine oranını (S_{SO}/C_T) göstermektedir.

NTH ölçümleri ile elde edilen sonuçlar İstanbul evsel atıksuyu içerisindeki kolay ayrışan substrat konsantrasyonunun 12–92 mg KOI/l aralığında değiştiğini, ortalama olarak 51 mg KOI/l alınabileceğini göstermektedir. OTH ölçümlerinde ise bu değer 21–86 mg KOI/l aralığında değiştiği, ortalamasının 50 mg KOI/l olduğu görülmektedir. S_{SO}/C_T oranı NTH ölçümlerinde 0.025–0.154 aralığında ortalama olarak 0.091, OTH ölçümlerinde ise 0.043–0.133 aralığında ortalama olarak 0.088 bulunmuştur. Bu sonuçların literatürde toplam atıksu bazında verilen 0.150 (Henze, 1992), 0.141 (Sollfrank ve Gujer, 1991), 0.110 (Kappeler ve Gujer, 1992) değerlerinden daha küçük ve çökeltilmiş atıksu bazında verilen 0.243–0.318 (Henze v.d., 1987) aralığının dışında olduğu görülmektedir.

Tablo 6.4 Evsel Atıksuda S_{SO} ve S_{SO}/C_T Değerleri

DENEY SETİ	C_T	$S_{SO}(NTH)$	$S_{SO}(OTH)$	$S_{SO}(NTH)/C_T$	$S_{SO}(OTH)/C_T$
13	505	53	86	0.105	0.170
14	500	77	62	0.154	0.124
15	550	30	24	0.055	0.044
16	580	53	75	0.091	0.129
17	410	42	32	0.102	0.078
18	300*	43	40	0.143	0.133
19	440	41	–	0.093	–
20	485	12	21	0.025	0.043
21	425	48	40	0.113	0.094
22	650	68	61	0.105	0.094
23	630	56	50	0.089	0.079
24	410	36	–	0.089	–
25	840	92	80	0.110	0.095
26	500	26	23	0.052	0.046
27	770	44	42	0.057	0.055
28	800	74	60	0.093	0.075
29	524	50	45	0.095	0.086
30	870	64	58	0.074	0.067
ort.	566	50.5	50	0.091	0.088
st.sap.	158	19	19.5	0.030	0.035
aralık	300–870	12–92	21–86	0.025–0.154	0.043–0.133

* çökelmiş atıksu

Genel olarak NTH ölçümleri hesaplanan S_{SO} konsantrasyonunun OTH ölçümleri ile hesaplanan konsantrasyonlardan büyük olduğu görülmektedir. Bu durumun aslında birbirinden farklı olması muhtemel olan aerobik ve anoksik dönüşüm oranlarının aynı kabul edilmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Anoksik dönüşüm oranı Y_{HD} , aerobik dönüşüm oranı Y_H 'dan daha küçük olmasına rağmen, bu değerin Y_H ile aynı kabul edilmesi, hesaplarda $(1-f_x Y_{HD})/(1-f_x Y_H)$ kadar pozitif bir hataya neden olmaktadır. Bu hatanın giderilebilmesi için anoksik dönüşüm oranının bilinmesi halinde NTH ölçümleri ile hesaplanan S_{SO} değerlerinin $(1-f_x Y_H)/(1-f_x Y_{HD})$ faktörü ile düzeltilmesi gerekmektedir. Evsel atıksu ile yürütülen deneylerin değerlendirilmesi aşamasında dikkat edilmesi gereken bir diğer nokta deneylerin tümünde nitrit düzeltilmesinin yapılmadığıdır. Nitrit düzeltilmesinin yapıldığı setlerde nitrit azotu

birikiminin çok fazla olmadığı, bu nedenle de hızları önemli ölçüde etkilemediği gözlenmesine rağmen bu noktanın gözardı edilmemesi gerekmektedir.

Uygulanan deneysel yöntemin doğruluğunu araştırmak amacıyla evsel atıksudaki kolay ayrışan organik madde bileşimine benzer yapıda bir sentetik çözelti ile bu deneyler tekrarlanmıştır. Hesaplanan miktardaki sentetik maddenin bir kısmı ya da tamamı e^- alıcısı tüketim hızı ölçümlerine dayanan bu yöntemler ile belirlenmiştir. Yürütülen 8 set deneyde 57–180 mg KOI/l aralığında çalışılmıştır. Deney süresinin F/M oranına bağlı olarak sentetik maddenin tamamının kullanılması için yeterli olmadığı bazı durumlarda atığın ancak en hızlı ayrışabilen kısmı gözlenebilmiştir. Bu deneylerde ilginç olan bir nokta tamamı S_0 niteliğinde de olsa içindeki çeşitli bileşenlerden dolayı sentetik maddenin farklı hızlarda parçalanması ve bu durumun daha çok NTH ölçümleri ile gözlenebilmesidir. Bir genelleme yapılmak istenirse başlangıçta reaktöre ilave edilen sentetik madde konsantrasyonunun %30–50 arasında değişen kısmının çok hızlı ayrıştığı söylenebilir.

Aynı sentetik atıksu evsel atıksudaki mevcut S_{s0} konsantrasyonunu artırmak amacıyla evsel atıksuya ilave edilmiş ve bu grupta 6 set deney yürütülmüştür. Kolay ayrışan substratın e^- alıcısı tüketimi profilleri üzerindeki etkisinin araştırıldığı bu çalışmada, 25. ve 30. SET dışında bütün setlerde S_{s0} konsantrasyonlarının büyük bir yaklaşıklıkla birbirlerinin toplamaları şeklinde ölçülebildiği görülmüştür (Tablo 6.5). Evsel atıksuya paralel yürütülen evsel–sentetik atıksu deneylerinde ilave edilen sentetik atık konsantrasyonu ve evsel atıksudaki S_{s0} konsantrasyonlarının toplamı profillerden hesaplanabilmektedir.

Tablo 6.5 Evsel Atıksuda ve Sentetik Atıksu İle Karışımlarında Elde Edilen S_{s0} Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	EVSEL ATIKSU		İLAVE EDİLEN SENTETİK C_A mg KOI/l	KARIŞIMDA ÖLÇÜLEN	
	$S_{s0}(NTH)$ mg KOI/l	$S_{s0}(OTH)$ mg KOI/l		$S_{s0}(NTH)$ mg KOI/l	$S_{s0}(OTH)$ mg KOI/l
23	56	50	67	31;118	98
			117	80;191	162
24	36	–	236	80;306	276
25	92	80	60	85	85
26	26	23	116	144	144
29	50	45	97	132	130
30	64	58	110	100	103

Et Endüstrisi Atıksuyunda S_{s0}

Entegre bir et endüstrisinden kaynaklanan atıksuyun biyolojik arıtma kademesi girişinden alınan örnekler ile 4 set deney yürütülmüştür. Bu setlerde evsel ve endüstriyel atıksuların yanısıra et–evsel atıksu karışımlarının çeşitli kombinasyonları da incelenmiştir. Et endüstrisi atıksuyunun karakterizasyon çalışmalarında ortalama değerler olarak 2686 mg KOI/l, 196 mg TKN/l, 85 mg NH_4^+-N /l elde edilmiş ve KOI/TKN oranı 13.7, TKN/ NH_4^+-N oranı 2.3 bulunmuştur.

Kolay ayrıışan organik madde konsantrasyonu hesaplanırken et endüstrisi dönüşüm oranı için bulunan 0.46 mg UAKM/mg KOI değeri kullanılmıştır. Anoksik deneyler S_{s0} konsantrasyonunun 304 ile 416 mg KOI/l aralığında değiştiğini, ortalama olarak 374 mg KOI/l, aerobik deneyler ise 380–410 mg KOI/l aralığında 392 mg KOI/l alınabileceğini göstermektedir (Tablo 6.6). Çeşitli hacim oranlarında karıştırılarak oluşturulan et endüstrisi–evsel atıksu karışımları deneylerinde elde edilen S_{s0} konsantrasyonları, o sete ait evsel atıksu ve et endüstrisi atıksuyundaki S_{s0} miktarını karışım oranları dahilinde büyük ölçüde doğru olarak yansıtmaktadır. Bu durum S_{s0} konsantrasyonlarının birbirlerinin toplamı şeklinde ölçülebileceğini göstermektedir. Et endüstrisi atıksuyuna ve evsel atıksuya aklime edilmiş biyokütle üzerine evsel atıksu beslenmesi halinde elde edilen S_{s0} konsantrasyonunun (44 mg KOI/l), aynı atıksuyun (27.SET) evsel biyokütle üzerine beslenmesi halinde elde edilen

konsantrasyon (44 mg KOI/l) ile aynı olduğu görülmüştür. Tablo 6.7 sadece et endüstrisi atıksuyunda kolay ayrışan organik madde S_{so} ile giriş KOI'si C_T arasındaki ilişkiyi göstermektedir. S_{so}/C_T oranı NTH ölçümleri ile 0.103–0.258 aralığında ortalama olarak 0.155, OTH ölçümleri ile ise 0.109–0.253 aralığında ortalama olarak 0.170 bulunmuştur.

Tablo 6.6 Et Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen S_{so} Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	S_{so} [mg KOI/l]									
	ET END.		EVSEL		ET END.-EVSEL ATIKSU KARIŞIMI					
	NTH	OTH	NTH	OTH	%50/%50		%30/%70		%70/%30	
					NTH	OTH	NTH	OTH	NTH	OTH
26	387	380	–	–	–	–	–	–	–	–
27	416	410	44	46	222	–	106*	100*	330	–
28	390	386	50	51	–	–	–	–	–	–
32	304	–	50	70	172	170	140	138	233	–

* %20 et–%80 evsel atıksu karışımı

Tablo 6.7 Et Endüstrisi Atıksuyunda S_{so} ve S_{so}/C_T Değerleri

DENEY SETİ	C_T	$S_{so}(NTH)$	$S_{so}(OTH)$	$S_{so}(NTH)/C_T$	$S_{so}(OTH)/C_T$
26	1500	387	380	0.258	0.253
27	2760	416	410	0.150	0.149
28	3534	390	386	0.110	0.109
32	2950	304	–	0.103	–
ort.	2686	374	392	0.155	0.170
st.sap.	742	42	12.9	0.062	0.061
aralık	1500–3534	387–416	380–410	0.103–0.258	0.109–0.253

Süt Endüstrisi Atıksuyunda S_{so}

Süt endüstrisi atıksuyu biyolojik arıtma kademesi girişinden alınan entegre bir süt endüstrisi atıksuyunu karakterize etmektedir. Bu atıksu ile 2 set deney yürütülmüştür. Tesiste bir dengeleme havuzu mevcut olduğundan karakterizasyon çalışmalarında

incelenen parametreler dahilinde büyük farklılıklar gözlenmemiştir. KOI konsantrasyonu toplam atıksu bazında 1745 mg/l, çözünmüş atıksuda 1070 mg/l olarak bulunmuştur. Toplam atıksu olarak tanımlanan atıksu aslında dengeleme havuzu çıkışından alındığına göre ham atıksuyu değil çökelmiş atıksuyu temsil etmektedir. TKN konsantrasyonları toplam ve çözünmüş atıksuda 75 mg/l ve 53 mg/l bulunmuştur. Atıksudaki KOI/TKN oranı 23, TKN/ NH_4^+-N oranı 1.8 olarak hesaplanmıştır. Deney sonuçlarının güvenilirliği artırabilmek amacıyla süt endüstrisi deneyleri 2 setde de 4 gün arayla tekrarlanmıştır.

Kolay ayrışan substrat konsantrasyonu belirlenirken dönüşüm oranı için relatif olarak hesaplanan 0.33 mg UAKM/mg KOI değeri kullanılmıştır. NTH ölçümlerinden elde edilen S_{50} konsantrasyonu ortalama olarak 406 mg KOI/l olarak hesaplanırken, değişim aralığı 394–425 mg KOI/l olarak verilebilmektedir. Süt-evsel atıksu karışımları ile yürütülen deneylerde S_{50} konsantrasyonları karışımlar oranında büyük ölçüde doğru olarak belirlenmiştir. NTH ölçümleri ile elde edilen S_{50} değerlerinin OTH ile yapılan değerlendirmelerden büyük oluşu evsel atıksuda açıklandığı gibi dönüşüm oranları farkına dikkat çekmektedir (Tablo 6.8).

Tablo 6.8 Süt Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen S_{50} Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	S_{50} [mg KOI/l]									
	SÜT END.		EVSEL		SÜT END.-EVSEL ATIKSU KARIŞIMI					
	NTH	OTH	NTH	OTH	%50/%50		%30/%70		%70/%30	
					NTH	OTH	NTH	OTH	NTH	OTH
31	394	384	79	75	275	240	236	240	292	282
	425	410	80	78	–	–	–	–	–	–
36	410	404	–	–	–	–	–	–	–	–
	394	390	–	–	–	–	–	–	–	–

Tablo 6.9 süt endüstrisi atıksuyunda kolay ayrışan organik madde S_{50} ile giriş KOI'si C_T arasındaki ilişkiyi göstermektedir. S_{50}/C_T oranı NTH ölçümleri ile 0.217–0.244 aralığında ortalama olarak 0.233, OTH ölçümleri ile ise 0.212–0.241 aralığında ortalama olarak 0.228 bulunmuştur.

Tablo 6.9 Süt Endüstrisi Atıksuyunda S_{SO} ve S_{SO}/C_T Değerleri

DENEY SETİ	C_T	$S_{SO}(NTH)$	$S_{SO}(OTH)$	$S_{SO}(NTH)/C_T$	$S_{SO}(OTH)/C_T$
31	1815	394	384	0.217	0.212
		425	410	0.234	0.225
36	1675	410	404	0.244	0.241
		394	390	0.235	0.233
ort.	1745	374	392	0.233	0.228
st.sap.	70	42	12.9	0.009	0.011
aralık		387-416	380-410	0.217-0.244	0.212-0.241

Şekerleme Endüstrisi Atıksuyunda S_{SO}

Bir şekerleme endüstrisinin biyolojik arıtma girişinden alınan atıksu numunesi üzerinde yapılan karakterizasyon çalışmasında atıksuyun organik madde açısından oldukça zengin, ancak nutrientler açısından da son derece yetersiz olduğu görülmüştür. Alınan örnekte KOI 3790 mg/l, TKN 13 mg/l, TP 3 mg/l'dir. KOI/TKN oranı 292 olan bu atıksuda denitrifikasyon potansiyelinin araştırılmasının tek amacı bu endüstriyel atıksuyun azot açısından zengin, ancak organik madde açısından zayıf bir atıksu ile ya da evsel atıksu ile birlikte arıtılması halinde kinetiğinin ortaya konmasıdır

Bu amaçla yürütülen 1 set deneyde dönüşüm oranı 0.29 mg UAKM/mg KOI olarak hesaplanmış ve kolay ayrışan substrat konsantrasyonunun ortalama olarak NTH ölçümleri ile 720 mg KOI/l, OTH ölçümleri ile 735 mg KOI/l (2 deneyin ortalaması) olduğu belirlenmiştir. Bu endüstride evsel atıksu ile yürütülen deneyde S_{SO} ortalama olarak 80 mg KOI/l bulunmuştur. Bu değer şekerleme endüstrisinde evsel atıksu ile yürütülen deneyde bulunan 80 mg KOI/l değeri ile aynıdır. Evsel atıksu üzerine hesaplanan miktarda şekerleme endüstrisi atıksuyu ilave edilmiş ve evsel atıksuyun S_{SO} konsantrasyonu artırılmıştır. Deney süresi sonunda olması gereken toplam kolay ayrışan substrat miktarından daha fazla S_{SO} ölçülmüştür. Bu durum aklımasyon reaktöründen kesikli reaktöre S_{SO} 'ın taşınmış olduğu olasılığını akla getirmektedir. S_{SO}/C_T oranları ise NTH ölçümleri ile 0.190, OTH ölçümleri ile 0.187 bulunmaktadır.

6.2.2 η_g 'nin Belirlenmesi

Evsel Atıksuda η_g

Evsel atıksu ile yürütülen deneylerin 16 setinde e^- alıcısı tüketim hızları hem anoksik hem de aerobik ortamda belirlenebilmiştir. Elde edilen sonuçlar η_g 'nin 0.27–0.98 aralığında değiştiğini, bu aralıkta ortalama bir değer olarak 0.59 alınabileceğini göstermektedir. Bu değişim aralığında standart sapma 0.21 olarak hesaplanmaktadır. Evsel atıksu ile yapılan çeşitli çalışmalarda η_g değerleri 0.80 (Henze v.d., 1987), 0.85 (Oles ve Wilderer, 1991), 0.69–0.80 (Krauth ve Schwentner, 1994), 0.20–0.58 (Henze, 1986) olarak bulunmuştur.

Sentetik atıksu ile yürütülen deneylerde η_g değişim aralığı 0.72–2.3 olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada η_g 'nin 1'den büyük değerlerine rastlanmıştır. η_g tanımı olarak çoğalma fazında aerobik ve anoksik ortamdaki dönüşüm oranı, çoğalma hızı ve solunumu yapan aktif biyokütle konsantrasyonları farkını gösteren bir büyüklüktür. Aerobik solunum yapan biyokütlenin tamamının aynı maksimum çoğalma hızı ile anoksik ortama adapte olduğu düşünüldüğünde, η_g sadece dönüşüm oranları farkını göstermektedir. Elektron alıcısının nitrat azotu olması halinde kazanılan enerji daha düşük olduğundan, dönüşüm oranı aerobik dönüşüm oranından küçük olmaktadır. Bu durumda

$$\frac{1-Y_{HD}}{Y_{HD}} / \frac{1-Y_H}{Y_H}$$

terimi 1'den büyük bir değer alabilmektedir.

Evsel–sentetik atıksu ile yürütülen deneylerde de değişim aralığının oldukça geniş olduğu (0.3 ile 1.45) görülmektedir. Bu deney grubunun değerlendirmesi Tablo 6.10 esas alınarak yapıldığında η_g değerlerinin 1 set haricinde (23.SET) bütün setlerde evsel atıksu değerlerine yakın olduğu görülmektedir. Ancak farklı sonuç veren bu setde nitrit düzeltmesinin yapılmadığı, bu nedenle de yüksek hızlar gözlenebileceğine

dikkat edilmelidir. Paralel yürütülen diğer setlerde evsel atıksu üzerine S_{s0} ilavesi ile NTH/OTH oranlarının değişmediğini göstermektedir.

Tablo 6.10 Evsel Atıksuda ve Sentetik Atıksu İle Karışımlarında Elde Edilen η_g Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	η_g	
	EVSEL	EVSEL-SENTETİK
23	0.46	1.45
		0.55
24	–	0.89
25	0.98	1
26	0.32	0.30
29	0.73	0.71
30	0.74	0.89

Et Endüstrisi Atıksuyunda η_g

Et endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerde η_g 'nin her setde 1'den büyük (1.4, 1.6, 1.4) olduğu, ortalama olarak 1.5 alınabileceği görülmektedir. η değerlerinin 1'den büyük olmasını sağlayacak teorik esasın belirlenebilmesi amacıyla elektron vericisi olarak proteinin kullanılması halinde yarı reaksiyonlar yazılmış, aerobik ve anoksik dönüşüm oranları belirlenmiştir (Mc Carty, 1972). Amonyak azotunun azot kaynağı olarak kullanıldığı sistemde enerji verimi k , 0.6 alındığında

$$Y_{HD} = 0.626 \text{ e}^{-\text{eşd.hücre/e}^{-\text{eşd.protein}}}$$

$$Y_H = 0.64 \text{ e}^{-\text{eşd.hücre/e}^{-\text{eşd.protein}}}$$

olmaktadır. Heterotrofların tamamının hem aerobik hem de anoksik ortamda aynı maksimum çoğalma hızı ile çoğaldıkları kabul edilirse ($\hat{\mu}_{HD} X_{HD} = \hat{\mu}_H X_H$), dönüşüm oranları farkı nedeniyle η_g

$$\eta_g = \frac{\frac{1-Y_{HD}}{Y_{HD}} \hat{\mu}_{HD} X_{HD}}{\frac{1-Y_H}{Y_H} \hat{\mu}_H X_H} = 1.062$$

bulunmaktadır. Ayrıca dikkat edilmesi gereken bir nokta enerji veriminin, k , aerobik ve anoksik ortamda birbirinden farklı olabileceğidir. k değerinin anoksik ortamda aerobik ortama kıyasla çok daha düşük olması Y_{HD}/Y_H oranını daha da küçültecek ve yukarıda hesaplanan η_g değerinden daha büyük değerler elde edilebilecektir. S_{SO} hesaplarında Y_{HD} ile Y_H 'ın eşit kabul edilmesi halinde yapılan hata, η_g hesaplarına Y_H/Y_{HD} oranı kadar daha fazla yansımaktadır.

Evsel atıksu ve karışımlarının sonuçları değerlendirildiğinde evsel atıksuda η_g değerlerinin 0.42–0.62, %80 ve %50 oranında olduğu karışımlarda 0.40–0.77 aralığında değiştiği ve bu nedenle evsel atıksuyun hacim olarak ağırlıklı olduğu karışımlarda evsel atıksu kinetiğinin daha baskın olduğu söylenebilmektedir (Tablo 6.11).

Tablo 6.11 Et Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen η_g Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	ET END.	EVSEL	η_g		
			ET END.-EVSEL ATIKSU %50/%50	%30/%70	%70/%30
26	1.4	–	–	–	–
27	1.6	0.42	–	0.40*	–
28	1.6	0.62	–	–	–
32	–	0.42	0.61	0.77	–

* %20 et–%80 evsel atıksu karışımı

Süt Endüstrisi Atıksuyunda η_g

2 set süt endüstrisi atıksuyu ile 4 kez yürütülen deneylerde η_g değeri ortalama olarak 1.02, değişim aralığı ise 0.93–1.1 olarak hesaplanmıştır. Bu değer mikroorganizmaların maksimum çoğalma koşullarındaki çoğalma hızlarının aerobik ve anoksik koşullarda birbirlerinden farklı olmadığı anlamına gelmektedir (Tablo 6.12). Süt–evsel atıksu karışımlarında elde edilen değerler karışım oranlarına bağlı olarak evsel ve süt atıksuyu değerleri arasında kalmaktadır. %50/%50 uygulamasında 0.66 olan η_g değeri hemen hemen her iki atıksuyun bireysel değerlerinin aritmetik ortalamasına

(0.60) ulaşmaktadır. Ağırlıklı olarak evsel ya da süt endüstrisi atıksuyunun kullanılması η_g değerleri üzerinde büyük fark yaratmamakta, sırasıyla 0.87 ve 0.83 bulunmaktadır.

Tablo 6.12 Süt Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen η_g Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	SÜT END.	EVSEL	η_g		
			SÜT END.-EVSEL ATIKSU %50/%50	%30/%70	70/%30
31	0.93	0.27	0.66	0.87	0.83
	1	0.22	-	-	-
36	1.06	-	-	-	-
	1.1	-	-	-	-

Şekerleme Endüstrisi Atıksuyunda η_g

Şekerleme endüstrisi ile yürütülen 1 set deneyde η_g 0.86 bulunmuştur. Evsel atıksu uygulamasında bu değer 0.46'ya düşmüştür. Evsel atıksu üzerine S_{80} konsantrasyonları bilinen miktarlarda şekerleme endüstrisi atıksuyu ilave edildiğinde η_g değerleri (0.46–0.48) evsel atıksu ile aynı kalmıştır.

6.2.3 η_h 'nin Belirlenmesi

Evsel Atıksuda η_h

Evsel atıksu ile yürütülen 16 ölçümde η_h değerlerinin 0.38 ile 1.48 arasında değiştiği görülmektedir. Bu değerlerin ortalaması 0.88, standart sapması 0.27 olarak hesaplanmıştır. Henze v.d. (1987) evsel atıksuda η_h değerini 0.4 olarak vermektedir. Bu değer aynı çalışmada η_g için verilen değer yarısıdır. İstanbul evsel atıksuyu ile yürütülen deneylerin 1 set hariç tümünde η_h değerleri η_g değerlerinden büyüktür. Oles ve Wilderer (1991)'in çalışmasında 0.80, Krauth ve Schwentner (1994)'in çalışmasında ise 0.69–0.80 aralığında bulunmuştur.

Sentetik atık ile yürütülen deneylerde nitrit düzeltmesinin yapıldığı setlerde bile η_h değerlerinin ağırlıklı olarak 1'den büyük olduğu görülmektedir.

Evsel-sentetik atıksu uygulamalarında 0.64 ile 1.9 arasında bir değişim gözlenmektedir. Evsel atıksu ile paralel yürütülen deneylerin sonuçları değerlendirildiğinde (Tablo 6.13) η_h değerlerinin 29 ve 30.SET deneylerde sentetik madde ilavesi ile arttığı, diğer setlerde hemen hemen evsel atıksu sonuçlarına yakın olduğu görülmektedir.

Tablo 6.13 Evsel Atıksuda ve Sentetik Atıksu İle Karışımlarında Elde Edilen η_h Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	η_h	
	EVSEL	EVSEL-SENTETİK
23	0.90	1 0.85
24	—	—
25	1	1
26	0.70	0.64
29	1.48	1.9
30	0.93	1.8

Et Endüstrisi Atıksuyunda η_h

Et endüstrisi atıksuyu ile yürütülen çalışmalar η_g gibi η_h değerlerinin de 1'den büyük olduğunu göstermektedir. Değişim aralığı 1.2–1.7 olan bu değerlerin ortalaması 1.5 olarak hesaplanmaktadır. Organizmaların tamamının maksimum çoğalma hızı ile anoksik solunuma katıldıkları düşünüldüğünde bu oran dönüşüm oranları farkı nedeniyle matematiksel olarak 1'den büyük çıkabilmektedir. Evsel-et endüstrisi atıksuyu karışımları ile yürütülen deneylerin evsel atıksu ağırlıklı ya da %50/%50 olan karışımlarının (0.74–0.77) et endüstrisi atıksuyuna oranla daha çok evsel atıksu (0.98) kinetiğine uyduğu görülmektedir (Tablo 6.14).

Tablo 6.14 Et Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen η_h Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	ET END.	EVSEL	η_h		
			ET END.-EVSEL ATIKSU %50/%50 %30/%70 70/%30		
26	1.2	-	-	-	-
27	1.7	0.98	-	0.74*	-
28	1.6	0.74	-	-	-
32	-	0.98	0.75	0.77	-

* %20 et-%80 evsel atıksu karışımı

Süt Endüstrisi Atıksuyunda η_h

Süt endüstrisi atıksuyunda η_h için elde edilen sonuçlar oldukça şaşırtıcıdır. Genel olarak değişim aralığı 1.7-2.7 arasında değişmekte, ortalama olarak 2.25 değerini almaktadır. Bu sonuç partiküler organik maddenin hidrolizi kademesinde gerçekleşen çoğalmanın anoksik koşullarda aerobik koşullara kıyasla çok daha hızlı olduğunu, bu hız farkının 2-2.5 misli olabileceği anlamına gelmektedir. Süt çamuru üzerine evsel atıksu beslenmesi halinde yürütülen deneylerde de η_h için 0.94 ve 0.96 gibi oldukça yüksek değerler bulunmuştur. Evsel atıksu ile yapılan çeşitli kombinasyonlarda da 1'den büyük sonuçlar elde edilmektedir (Tablo 6.15).

Tablo 6.15 Süt Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen η_h Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	SÜT END.	EVSEL	η_h		
			SÜT END.-EVSEL ATIKSU %50/%50 %30/%70 70/%30		
31	1.7	0.96	2	1.5	1.9
	2.2	0.94	-	-	-
36	2.41	-	-	-	-
	2.73	-	-	-	-

Şekerleme Endüstrisi Atıksuyunda η_h

Şekerleme endüstrisi deneyleri 1 set ölçüme dayanmaktadır. Bu setde η_h endüstriyel atıksu için 1.7, evsel atıksu için 1.4, karışımları için ise 1.3 ve 1.9 bulunmuştur.

6.2.4 $\hat{\mu}_H$ 'ın Belirlenmesi

Evsel Atıksuda $\hat{\mu}_H$

Evsel atıksu ile 2 sene boyunca yürütülen çalışmada deneysel olarak belirlenen ve hesaplanan maksimum çoğalma hızları 2.7–6.5 1/gün arasında değişmektedir. Bu değerlerin ortalaması 4.6 1/gün, standart sapması 1.10 'dur. Maksimum çoğalma hızı için literatürde oldukça geniş bir aralık verilmektedir. Kappeler ve Gujer (1992) $\hat{\mu}_H$ için 1–8 1/gün, Larrea v.d. (1992) 4–8 1/gün aralığını, 20 °C'de Henze v.d. (1987) 6 1/gün, Wanner (1992) 6.3 1/gün, Sollfrank ve Gujer (1991) 1.5 1/gün değerlerini vermektedir.

Sentetik atıksuda bu değerler 4.7–10 1/gün aralığında değişmektedir. Ortalama değer 6.6 1/gün, standart sapma 1.3 olarak hesaplanmıştır. Evsel–sentetik atıksu karışımları ile maksimum çoğalma hızının 4–7.8 1/gün arasında değiştiği, ortalama olarak 5.8 1/gün alınabileceği belirlenmiştir. Tablo 6.16 evsel, sentetik ve evsel–sentetik atıksu karışımlarında $\hat{\mu}_H$ değerlerinin değişimini göstermektedir.

Tablo 6.16 Evsel, Sentetik ve Evsel–Sentetik Atıksu Karışımlarında Elde Edilen $\hat{\mu}_H$ Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	EVSEL	$\hat{\mu}_H$ (1/gün) SENTETİK	EVSEL–SENTETİK
23	3.8	–	4.0
24	4.2	–	7.8
25	4.7	6.8	5.4
26	6.0	6.2	5.7
28	6.5	7.2	–
29	6.5	–	6.8
30	5.5	–	5

Tablo 6.16 'da verilen $\hat{\mu}_H$ değerleri evsel ve evsel-sentetik atıksu karışımı bazında incelendiğinde 24.SET ve 25.SET dışında bütün setlerde evsel atıksuyun S_{s0} konsantrasyonunun sentetik madde ilavesi ile artırılmasının maksimum çoğalma hızını etkilemediği görülmektedir. Diğer bir ifade ile bu setlerde çoğalma zaten maksimum koşullarda gerçekleştiğinden ($S_s \gg K_s$) deneysel olarak belirlenen ya da hesaplanan maksimum çoğalma hızlarında önemli bir değişiklik olmamıştır. Evsel atıksu ve buna paralel olarak yürütülen sentetik atık deneyleri dikkate alındığında 25. ve 28.SET'lerde $\hat{\mu}_H$ değerlerinin birbirlerinden farklı olduğu görülmektedir. 25.SET'de evsel atıksuda 4.7 1/gün olarak ölçülen $\hat{\mu}_H$ değeri aynı biyokütle üzerine sentetik atık beslenmesi halinde 6.8 1/gün'e yükselmektedir. Aynı şekilde nitrit düzeltilmesinin yapıldığı 28.SET'de sentetik madde ilavesi ile 6.5 1/gün değerinden 7.2 1/gün yükselme görülmektedir. Bu durum o sete ait evsel atıksuda 74 mg KOI/l olarak belirlenen S_{s0} konsantrasyonunun maksimum koşulları yansıtmadığını göstermektedir. Burada ilginç olan nokta 26.SET'de evsel atıksu için 26 mg KOI/l olarak bulunan kolay ayrışan substrat konsantrasyonu kısıtlı değil iken, 24.SET'de bulunan 36 mg KOI/l konsantrasyonunun kısıtlı olmasıdır. Başka bir ifade ile bir set deneyde K_s değeri 26 mg KOI/l'den çok küçük iken, başka bir setde 36 mg KOI/l'ye yakın değer almaktadır.

Et Endüstrisi Atıksuyunda $\hat{\mu}_H$

Et endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerde maksimum çoğalma hızının 3.6–4.2 1/gün arasında değiştiği, ortalama olarak 3.8 1/gün alınabileceği belirlenmiştir. Bu koşullarda aktivite katsayısının 0.42–0.48 arasında olduğu hesaplanmıştır (Tablo 6.17).

Et endüstrisi çamuru evsel atıksu ile beslendiğinde maksimum çoğalma hızlarının 4.2–8.5 1/gün arasında değiştiği, ortalama olarak 5.9 1/gün alınabileceği görülmüştür. %50/%50 oranında oluşturulan karışımlarda sadece bir setde hesaplanabilen $\hat{\mu}_H$ değerinin evsel atıksu değerine yakın olduğu söylenebilir. Aynı durum evsel atıksuyun hacim olarak ağırlıklı olduğu setlerde de görülebilmektedir.

Tablo 6.17 Et Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen $\hat{\mu}_H$ Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	ET END.	$\hat{\mu}_H$ (1/gün)			
		EVSEL	ET END.-EVSEL ATIKSU		
			%50/%50	%30/%70	70/%30
26	4.2	—	—	—	—
27	3.6	4.9	—	3.8*	—
28	3.6	4.2	—	—	—
32	—	8.5	7.8	6.6	—

* %20 et-%80 evsel atıksu karışımı

Süt Endüstrisi Atıksuyunda $\hat{\mu}_H$

Süt endüstrisi deneylerinde maksimum çoğalma hızının 2.9–3.3 1/gün arasında değiştiği, ortalamasının 3.1 1/gün olduğu belirlenmiştir. Bu koşullarda mikroorganizma aktivitesinin %72–80 aralığında salındığı hesaplanmıştır.

Süt çamuru üzerine evsel atıksu beslendiğinde maksimum çoğalma hızının ortalama olarak 6.2 1/gün'e yükseldiği gözlenmiştir. Evsel-süt endüstrisi atıksuyu deneylerinde evsel atıksuyun ağırlıklı olduğu karışımda $\hat{\mu}_H$ değerinin evsel atıksu, süt endüstrisi atıksuyunun ağırlıklı olduğu karışımda endüstriyel atıksu üzerindeki çoğalma hızına, %50/%50 karışımda ise her iki atıksu üzerindeki çoğalma hızlarının aritmetik ortalamasına yaklaştığı belirlenmiştir (Tablo 6.18).

Tablo 6.18 Süt Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımında Elde Edilen $\hat{\mu}_H$ Sonuçlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	SÜT END.	$\hat{\mu}_H$ (1/gün)			
		EVSEL	SÜT END.-EVSEL ATIKSU		
			%50/%50	%30/%70	70/%30
31	2.9	5.6	4.5	7.0	3.3
	3	6.7	—	—	—
36	3.3	—	—	—	—
	3.2	—	—	—	—

Şekerleme Endüstrisi Atıksuyunda $\hat{\mu}_H$

Şekerleme endüstrisi üzerindeki maksimum çoğalma hızı 4 1/gün olarak belirlenmiştir. Şekerleme çamuru üzerine evsel atıksu beslenmesi halinde $\hat{\mu}_H$ 10.6 1/gün'e yükselmiştir. Evsel-şekerleme atıksuyu karışımlarında S_{S0} konsantrasyonundan bağımsız olarak birbirine çok yakın değerler hesaplanmıştır. Bu değerlerin evsel atıksu üzerindeki maksimum çoğalma hızı ile aynı mertebede olması bu sette kullanılan evsel atıksuyun hız kısıtlayıcı nitelikte olmadığını göstermektedir. Bu grupta aktivite katsayısı 0.70 olarak hesaplanmıştır.

6.2.5 İçsel Solunum Hızı b_H 'ın Belirlenmesi

Evsel Atıksuda b_H

Evsel atıksu ile içsel solunum fazında çalıştırılan ve OTH ölçümüne dayanan kesikli deneylerde içsel solunum hızı b_H 0.24 1/gün olarak bulunmuştur. Bu değer literatürde 20 °C için Sollfrank (1988) tarafından önerilen 0.21 1/gün ve Dold ve Marais (1986) tarafından önerilen 0.24 1/gün değerlerine oldukça yakındır.

Süt Endüstrisi Atıksuyunda b_H

Süt endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerde b_H 0.14 1/gün olarak belirlenmiştir.

Şekerleme Endüstrisi Atıksuyunda b_H

Şekerleme endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneyler değerlendirildiğinde b_H 0.24 1/gün olarak bulunmuştur.

6.2.6 Denitrifikasyon Hızlarının Belirlenmesi

Evsel Atıksuda Denitrifikasyon Hızları

Aktif biyokütle bazında hesaplanan denitrifikasyon hızlarının gözlenen ilk fazda (çoğalma fazı) 0.010–0.055 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat gibi çok geniş bir aralıkta salındığını, ortalama bir değer olarak 0.029 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat alınabileceği söylemek mümkündür. Bu sonuç van Haandel v.d. (1982) tarafından verilen 0.0342 mg N/mg UAKM.saat değerine oldukça yakın, ancak Barnard ve Meiring (1977)'in belirlediği 0.0133 mg N/mg UAKM.saat değerinden oldukça yüksektir. İkinci fazda ise denitrifikasyon hızı 0.014 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat (0.005–0.038) olarak verilebilmektedir. Üçüncü ya da içsel solunum fazında değişim aralığı 0.005–0.019 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olmakta ve ortalama değer 0.010 mg N/mg UAKM.saat olarak hesaplanmaktadır. İkinci ve üçüncü fazlarda elde edilen hızlar literatürde verilen değerlerin üzerinde olup, birbirlerine oldukça yakındır. 25.SET sonuçlarının bu hız değerlerini yükselttiği görülmektedir. Bu sette nitrit düzeltmesinin yapılmadığı, bu nedenle hızların olduğundan daha büyük ölçülmüş olması ihtimali de gözönünde bulundurulmalıdır. Elde edilen diğer bir sonuç birinci ve ikinci fazlar arasındaki hız oranlarının ortalama olarak 2.2 olduğudur (19.SET hariç). Benzer bir oranlama ikinci ve üçüncü fazlar arasında yapıldığında 1.4 elde edilmektedir.

Sentetik atıksu ile yürütülen deneylerde bulunan denitrifikasyon hızları aslında sentetik atıksu içerisinde bulunan çeşitli bileşenlerin ardışık olarak gerçekleşen ayrışma hızlarının bir göstergesidir. Sentetik atıksu içerisinde en kolay ayrışan bileşen ya da bileşenler grubu üzerindeki denitrifikasyon hızı 0.051–0.278 mg N/mg UAKM.saat gibi çok geniş bir aralıkta salınmakta ve ortalama olarak 0.089 mg N/mg UAKM.saat değerini almaktadır. Gözlenen ikinci hız ise 0.016–0.060 mg N/mg UAKM.saat aralığında ortalama olarak 0.038 mg N/mg UAKM.saat verilebilmektedir. Daha yavaş ayrışan organik madde üzerindeki denitrifikasyon hızı ise 0.020–0.038 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat aralığında ortalama olarak 0.031 mg N/mg UAKM.saat olmaktadır. İçsel solunum fazındaki hız ise 0.003–0.026 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat aralığında ortalama olarak 0.015 mg N/mg UAKM.saat 'dir. Diğer bir

gözlem birinci ve ikinci fazlar arasındaki hız oranlarının ortalama olarak 1.9 olduğudur (31.SET hariç).

Evsel-sentetik atıksu deneylerinde denitrifikasyon hızı ilk fazda 0.019–0.076 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat aralığında salınmakta, ortalama olarak 0.049 mg N/mg UAKM.saat alınabilmektedir. İkinci fazda ise denitrifikasyon hızı 0.023 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat (0.007–0.040) olarak verilebilmektedir. Üçüncü ya da içsel solunum fazında değişim aralığı 0.003–0.013 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olmakta ve ortalama değer 0.008 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olarak hesaplanmaktadır. Birinci fazda gözlenen hızlar ikinci fazdaki hızların yaklaşık olarak 2 katıdır.

Tablo 6.19 evsel, sentetik ve evsel-sentetik atıksu deneylerinin denitrifikasyon hızları bazında birbirleriyle ilişkilerini irdeleyebilmek amacıyla hazırlanmıştır. Bu tablo incelendiğinde 23.SET'de evsel atıksu üzerine sentetik atık ilave edilmesi halinde spesifik denitrifikasyon hızlarının birbirlerinden çok farklı olduğu görülmektedir. Halbuki her iki atıksuda μ_H değerleri aynı mertebede bulunmuştur. Bu durum evsel atıksudaki kolay ayrışan organik maddenin (56 mg KOI/l) kısıtlı olmadığını, çoğalmanın maksimum hızla gerçekleştiğinin bir göstergesidir. k_1 ve k_2 hızlarındaki farklılıklar sadece evsel atıksu ile evsel-sentetik atıksu karışımı arasında değil, aynı set içerisinde farklı konsantrasyonlarda beslenen evsel-sentetik atıksu deneylerinde de gözlenmektedir. Bu durumun nitrit düzeltilmesi yapılmamasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Evsel atıksu ve evsel-sentetik atıksu deneylerinde nitrit birikimi aynı olamayacağından her ikisinde de nitrit düzeltilmesinin yapılmaması aynı hatayı getirmemekte, k_1 ve k_2 değerlerinin birbirlerinden bu ölçüde fark etmesine neden olmaktadır. 24.SET deneyler dikkate alındığında evsel atıksuda denitrifikasyon hızlarının sırasıyla 0.018 ve 0.009 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat, evsel-sentetik atıksu karışımında ise bu değerlerin 0.076 ve 0.040 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olduğu gözlenmektedir. Her iki atıksuda maksimum çoğalma hızları da farklı olduğundan denitrifikasyon hızlarındaki farkın sadece nitrit düzeltilmesinin yapılmamasından kaynaklandığını söylemek hatalı olacaktır. Evsel-sentetik atıksu üzerindeki maksimum çoğalma hızı evsel atıksu üzerindeki μ_H değerinden büyük olduğundan

Tablo 6.19 Evsel, Sentetik ve Evsel-Sentetik Atıksu Karışımlarında Denitrifikasyon Hızlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	EVSEL	k (mg N/mg UAKM.saat)	
		SENTETİK	EVSEL-SENTETİK
23 k ₁	0.019	–	0.063 0.027
k ₂	0.010	–	0.026 0.015
k ₃	–	–	0.013 0.009
24 k ₁	0.018	–	0.076
k ₂	0.009	–	0.040
k ₃	–	–	0.003
25 k ₁	0.049	0.051	0.055
k ₂	0.038	0.016	0.015
k ₃	0.019	0.003	–
26 k ₁	0.021	0.083	0.019
k ₂	0.013	0.048	0.007
k ₃	–	0.034	–
28 k ₁	0.040	0.091	–
k ₂	0.018	0.048	–
k ₃	0.008	0.026	–
29 k ₁	0.055	–	0.053
k ₂	0.026	–	0.028
k ₃	–	–	–
30 k ₁	0.046	–	0.051
k ₂	0.020	–	0.028
k ₃	–	–	–

evsel atıksuda gözlenen denitrifikasyon hızları maksimum koşulları yansıtmamaktadır. 25 ve 26.SET deneyler evsel, sentetik ve evsel-sentetik atıksu sonuçlarını birlikte yansıtmaktadır. Birinci fazda her üç atıksu için 0.049–0.055 mg N/mg UAKM.saat, ikinci fazda 0.015–0.038 mg N/mg UAKM.saat aralığında değişen spesifik denitrifikasyon hızları ölçülmüştür. Maksimum spesifik çoğalma hızlarının da üç örnek için aynı mertebelerde olması hız kısıtlayıcı bir unsurun olmadığına, K_s'in 92 mg KOI/l olarak belirlenen S₉₀ konsantrasyonunun çok altında olduğunun bir göstergesidir. 26.SET'de evsel ve evsel-sentetik atıksu spesifik denitrifikasyon hızları aynı mertebededir. Bu iki örnek için gözlenen hızlar sırasıyla 0.021 ve 0.019 mg N/mg UAKM.saat ve 0.013 ve 0.007 mg N/mg UAKM.saat'dir. Ancak sentetik atıksuda ölçülen denitrifikasyon hızları 0.083 ve 0.048 mg NO₃⁻-N/mg UAKM.saat'e

yükselmektedir. Üç atıksu türünde de maksimum çoğalma hızlarının mertebesi aynı olduğundan bu setdeki evsel atıksudaki S_{30} miktarının kısıtlı olmadığı söylenebilmektedir. Sentetik atıksudaki bu farklılık nitrit düzeltmesi yapılmamasından kaynaklanmaktadır. 28.SET nitrit düzeltmesinin yapıldığı evsel ve sentetik atıksu deneylerini içermektedir. Evsel atıksuda denitrifikasyon hızı birinci fazda 0.040 mg N/mg UAKM.saat, ikinci fazda ise 0.018 mg N/mg UAKM.saat olarak bulunmuştur. Bu hızlar sentetik atıksu için 0.091 mg N/mg UAKM.saat ve 0.048 mg N/mg UAKM.saat olmaktadır. μ_H değerlerindeki artış evsel atıksuda ilk fazda ölçülen denitrifikasyon hızının maksimum çoğalma koşullarını yansıtmadığını göstermektedir. 29 ve 30.SET'ler de nitrit düzeltmesinin yapıldığı evsel ve evsel-sentetik atıksu deneylerini içermektedir. 29.SET'de evsel atıksuda denitrifikasyon hızları için 0.055 mg N/mg UAKM.saat ve 0.026 mg N/mg UAKM.saat elde edilmiştir. Evsel-sentetik atıksu deneyinde de benzer sonuçlar elde edilmiştir. 30.SET'de hızlar her iki atıksuda sırasıyla 0.046 mg N/mg UAKM.saat ve 0.020 mg N/mg UAKM.saat; 0.051 mg N/mg UAKM.saat ve 0.028 mg N/mg UAKM.saat olarak bulunmuştur. Gerek 29, gerekse 30.SET'lerde evsel atıksu üzerindeki maksimum çoğalma hızı sentetik madde ilavesi ile değişmemektedir.

Et Endüstrisi Atıksuyunda Denitrifikasyon Hızları

Aktif biyokütle bazında denitrifikasyon hızları oluşturulduğunda birinci fazda hızların 0.061–0.067 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat, ikinci fazda ise 0.020–0.034 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat arasında değiştiği gözlenmiştir.

Evsel atıksu ile yürütülen 3 set deneyde, denitrifikasyon hızlarının ortalamaları için ilk fazda 0.026 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat (0.022, 0.028, 0.029 mg/mg.saat), ikinci fazda 0.014 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat (0.016, 0.016, 0.009 mg/mg.saat) elde edilmiştir.

%50 et endüstrisi- %50 evsel atıksu karışımları ile yürütülen deneylerde hızlar birinci fazda 0.039 ve 0.050 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat değerlerinin ortalaması olarak 0.045 mg N/mg UAKM.saat, ikinci fazda 0.012 ve 0.028 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat değerlerinin ortalaması olarak 0.020 mg N/mg UAKM.saat bulunmuştur. Evsel

atıksuyun hacim olarak ağırlıklı olduğu karışımlarda, özellikle 27.SET'de denitrifikasyon hızları evsel atıksu için elde edilen hızlara yaklaşmaktadır. 32.SET'de ise nitrit düzeltilmesi yapılmasına rağmen sonuçlar evsel atıksu hızlarından büyük farklılık göstermektedir. Evsel atıksuyun ağırlıklı olduğu karışım ile %50/%50 karışımları da hemen hemen aynı hızlara sahip olup, et endüstrisi sonuçlarına yaklaşmaktadır. Et endüstrisi atıksuyunun ağırlıklı olduğu karışımlar söz konusu olduğunda 27.SET'de et endüstrisi ile aynı hızlar, 32.SET'de et endüstrisine yakın, ancak daha yüksek hızlar elde edilmiştir. Bu durum genel bir ifade ile et endüstrisinin hacim olarak daha fazla olduğu karışımlarda hızların et endüstrisi sonuçlarına yaklaştığı şeklinde açıklanabilmektedir (Tablo 6.20).

Tablo 6.20 Et Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımlarında Denitrifikasyon Hızlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	ET END.	k (mg N/mg UAKM.saat)			
		EVSEL	ET END.-EVSEL KARIŞIMI		
			%50/%50	%30/%70	70/%30
26 k ₁	0.067	-	-	-	-
k ₂	0.020	-	-	-	-
k ₃	0.016	-	-	-	-
27 k ₁	0.065	0.022	0.039	0.016*	0.064
k ₂	0.023	0.016	0.012	0.006*	0.024
k ₃	-	-	-	-	-
28 k ₁	0.061	0.028	-	-	-
k ₂	0.029	0.016	-	-	-
k ₃	-	-	-	-	-
32 k ₁	0.061	0.029	0.050	0.053	0.065
k ₂	0.034	0.009	0.028	0.030	0.042
k ₃	-	-	-	-	-

* %20 et-%80 evsel atıksu karışımı

Süt Endüstrisi Atıksuyunda Denitrifikasyon Hızları

Bu atıksu için aktif biyokütle bazında denitrifikasyon hızları oluşturulduğunda maksimum çoğalma fazı için 0.079 mg NO₃⁻-N/mg UAKM.saat, hidroliz fazı için 0.039 mg NO₃⁻-N/mg UAKM.saat elde edilmiştir.

Evsel atıksu ile yürütülen deneyler aynı sete ait olup, birbirinin tekrarından oluşmaktadır. Denitrifikasyon hızları hesaplandığında maksimum çoğalma fazı için 0.019 mg N/mg UAKM.saat, hidroliz fazı için 0.012 mg N/mg UAKM.saat elde edilmiştir.

Süt endüstrisi- evsel atıksu karışımları ile yürütülen deneylerin %50/%50 uygulamasında sonuçların her iki atıksuyun bireysel sonuçları arasında değerler aldığı, ancak süt endüstrisi sonuçlarına daha çok yaklaştığı görülmektedir. Benzer durum süt endüstrisi atıksuyunun %70 oranında kullanıldığı deneyde de gözlenmiştir. İlginç olan nokta evsel atıksuyun hacim olarak ağırlıklı olduğu karışımda da sonuçların endüstriyel sonuçlara yaklaşmasıdır. Her iki karışımda da birinci fazda denitrifikasyon hızları 0.075 ve 0.073 mg N/mg UAKM.saat, hidroliz fazında ise 0.024 ve 0.025 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olarak ölçülmüştür (Tablo 6.21).

Tablo 6.21 Süt Endüstrisi Atıksuyunda ve Evsel Atıksu İle Karışımlarında Denitrifikasyon Hızlarının Karşılaştırılması

DENEY SETİ	SÜT END.	k (mg N/mg UAKM.saat)			
		EVSEL	SÜT END.-EVSEL	KARIŞIMI	
			%50/%50	%30/%70	%70/%30
31 k_1	0.077	0.019	0.060	0.075	0.073
k_2	0.031	0.013	0.029	0.024	0.025
k_1	0.069	0.019	-	-	-
k_2	0.034	0.010	-	-	-
36 k_1	0.086	-	-	-	-
k_2	0.048	-	-	-	-
k_1	0.082	-	-	-	-
k_2	0.044	-	-	-	-

Şekerleme Endüstrisi Atıksuyunda Denitrifikasyon Hızları

Şekerleme endüstrisi atıksuyunda yürütülen deneylerde denitrifikasyon hızları her iki fazda sırasıyla 0.111 ve 0.074 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olarak belirlenmiştir.

Evsel atıksu ile yürütülen deneyde ise denitrifikasyon hızları da 0.053 ve 0.028 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olarak elde edilmiştir. Evsel-şekerleme atıksuyu karışımları ile yürütülen deneylerde elde edilen hızlar ilave edilen miktara bağlı olarak değişmemiştir. Bu deneylerde denitrifikasyon hızları için evsel atıksu sonuçlarına yakın değerler elde edilmiştir. Evsel atıksuya 60 mg KOI/l S_{SO} eşdeğeri şekerleme endüstrisi atıksuyu ilave edildiğinde spesifik denitrifikasyon hızları 0.050 ve 0.034 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat, 120 mg KOI/l S_{SO} ilave edildiğinde 0.052 ve 0.036 mg NO_3^- -N/mg UAKM.saat olarak belirlenmiştir.

6.3. Genel Değerlendirme

Bu bölümde evsel ve endüstriyel atıksu örnekleri ile yürütülen deneysel çalışmaların önemli sonuçları derlenerek genel bir değerlendirme yapılmıştır. Daha önceki alt bölümlerde detaylı olarak verilen tüm sonuçlar özet tablolar haline getirilmiştir. Evsel atıksu, et endüstrisi atıksuyu, süt endüstrisi atıksuyu ve şekerleme endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerin değerlendirmesi sırasıyla Tablo 6.22, 6.23, 6.24 ve 6.25'de yapılmıştır. Evsel ve et endüstrisi atıksuyunun genel karakterizasyon değerlendirmesinde hem ototrofik hem de heterotrofik çoğalmayı içeren deneysel çalışmanın verileri dikkate alınmıştır.

Farklı biyokütle türleri üzerine evsel atıksu beslenerek yürütülen deneylerin aynı sete ait olan örnekleri Tablo 6.26'da gösterilmiştir. Görüldüğü üzere aynı sete ait deneylerde kolay ayrışan organik madde konsantrasyonu birbirine yakın değerlerde ölçülebilmektedir. Başka bir ifade ile biyokütlenin aklımasyonu tam olarak yapıldığı takdirde her set deneyde S_{SO} konsantrasyonları biyokütle cinsinden bağımsız olarak belirlenebilmektedir. Kinetik sabitler incelendiğinde özellikle 31.SET'de denitrifikasyon hızlarının, η_g ve η_h değerlerinin birbirlerinden büyük farklılıklar gösterdiği görülmektedir. Bu da kinetik sabitlerin sadece atıksu özelliklerine değil biyokütle özelliklerine de bağlı büyüklükler olduğunu bir kez daha göstermektedir.

Tablo 6.22 Evsel Atıksu Deneylerinin Genel Değerlendirmesi

Parametre	Ortalama Değer	Aralık
Toplam KOI (mg/l)	560	250–870
Toplam TKN (mg/l)	64	43–118
KOI/TKN	8.8	5–11.8
S_{s0} (mg/l)	50.5	12–92
S_{s0}/C_T	0.091	0.025–0.154
$\hat{\mu}_A - b_A$ (1/gün)		
20 °C	0.38	0.24–0.52
10 °C	0.14	0.10–0.17
θ	1.098	1.076–1.136
$\hat{\mu}_H$ (1/gün)	4.6	2.7–6.5
b_H (1/gün)	0.24	
η_g	0.59	0.27–0.98
η_h	0.88	0.38–1.48
k_1 (mg N/mg UAKM.saat)	0.029	0.010–0.055
k_2 (mg N/mg UAKM.saat)	0.014	0.005–0.038
k_3 (mg N/mg UAKM.saat)	0.010	0.005–0.019

Tablo 6.23 Et Endüstrisi Atıksuyu Deneylerinin Genel Değerlendirmesi

Parametre	Ortalama Değer	Aralık
Toplam KOI (mg/l)	2130	610–3534
Toplam TKN (mg/l)	158	72–280
KOI/TKN	13.5	8.5–18.6
S_{s0} (mg/l)	374	304–416
S_{s0}/C_T	0.155	0.103–0.258
$\hat{\mu}_A - b_A$ (1/gün)		
20 °C	0.59	0.56–0.63
10 °C	0.28	0.22–0.33
θ	1.100	1.054–1.152
$\hat{\mu}_H$ (1/gün)	3.8	3.6–4.2
η_g	1.5	1.4–1.6
η_h	1.5	1.2–1.7
k_1 (mg N/mg UAKM.saat)	0.064	0.061–0.067
k_2 (mg N/mg UAKM.saat)	0.027	0.020–0.034
k_3 (mg N/mg UAKM.saat)	0.016	–

Tablo 6.24 Süt Endüstrisi Atıksuyu Deneylerinin Genel Değerlendirmesi

Parametre	Ortalama Değer	Aralık
Toplam KOI (mg/l)	1745	1675–1815
Toplam TKN (mg/l)	75	66–84
KOI/TKN	23	21.6–25.4
S_{s0} (mg/l)	406	394–425
S_{s0}/C_T	0.233	0.217–0.244
$\hat{\mu}_H$ (1/gün)	3.1	2.9–3.3
b_H (1/gün)	0.14	
η_g	1.02	0.93–1.1
η_h	2.25	1.7–2.7
k_1 (mg N/mg UAKM.saat)	0.079	0.069–0.086
k_2 (mg N/mg UAKM.saat)	0.039	0.031–0.048
k_3 (mg N/mg UAKM.saat)	0.028	–

Tablo 6.25 Şekerleme Endüstrisi Atıksuyu Deneylerinin Genel Değerlendirmesi

Parametre	Ortalama Değer
Toplam KOI (mg/l)	3790
Toplam TKN (mg/l)	13
KOI/TKN	292
S_{s0} (mg/l)	720
S_{s0}/C_T	0.190
$\hat{\mu}_H$ (1/gün)	4
b_H (1/gün)	0.24
η_g	0.86
η_h	1.7
k_1 (mg N/mg UAKM.saat)	0.111
k_2 (mg N/mg UAKM.saat)	0.074
k_3 (mg N/mg UAKM.saat)	0.006

Bir diğer ilginç sonuç evsel atıksuda mevcut olan S_{SO} konsantrasyonunun kolay metabolize olan sentetik çözelti ve şekerleme atıksuyu ile artırıldığı deneylerde, aktif biyokütle bazında hesaplanan spesifik denitrifikasyon hızlarının farklı biyokütlelere ait olmalarına rağmen birbirlerine oldukça yakın olmasıdır. Şekerleme endüstrisi atıksuyu ile yürütülen deneylerin tümünde nitrit düzeltmesi yapılmıştır. Sağlıklı bir değerlendirme yapabilmek için evsel-sentetik atıksu karışımı ile yürütülen deneylerin nitrit düzeltmesinin yapıldığı setleri seçilmiş ve Tablo 6.27'deki karşılaştırma yapılmıştır.

Tablo 6.26 Farklı Biyokütle Türleri Üzerine Evsel Atıksu Beslenmesi Halinde Elde Edilen Sonuçlar

PARAMETRE	27.SET	28.SET	31.SET
	EVSEL REAKTÖR	EVSEL REAKTÖR	SÜT REAK.
S_{SO} (mg/l)	44	74	79
η_g	0.42	0.58	0.27
η_h	0.52	0.96	0.96
k_1 (mg N/mg.saat)	0.023	0.040	0.019
k_2 (mg N/mg.saat)	0.005	0.018	0.013
$\hat{\mu}_H$ (1/gün)	5.1	6.5	5.6
	ET REAK.	ET REAK.	ŞEKERLEME REAK.
S_{SO} (mg/l)	44	50	80
η_g	0.42	0.62	0.46
η_h	0.98	0.74	1.4
k_1 (mg N/mg.saat)	0.022	0.028	0.053
k_2 (mg N/mg.saat)	0.016	0.016	0.028
$\hat{\mu}_H$ (1/gün)	4.9	4.2	10.6

Tablo 6.27 Sentetik ve Şekerleme Atıkları Sonuçları

ATIKSU CİNSİ	İLAVE S_{s0} (mg KOI/l)	DENİTRİFİKASYON HIZLARI (mg N/mg UAKM.saatt)	
		k_1	k_2
EVSEL-SENTETİK	97	0.053	0.028
EVSEL-SENTETİK	110	0.051	0.028
EVSEL-ŞEKERLEME	60	0.050	0.034
EVSEL-ŞEKERLEME	120	0.052	0.036

Bu çalışma kapsamında elde edilen deneysel veriler değerlendirildiğinde gerek atıksu karakterinin gerekse o atıksuya ait kinetik sabitlerin oldukça geniş bir aralıkta salındığı görülmektedir. Bu nedenle tasarıma yönelik çalışmalarda mutlaka ciddi bir karakterizasyon çalışması yapılması, laboratuvar ya da pilot ölçekli sistemler kurularak kinetik araştırmaların yürütülmesi gerekmektedir.

BÖLÜM 7 SONUÇ VE ÖNERİLER

Aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon kinetiğinin incelendiği bu araştırmada yürütülen deneysel çalışmalar 5 ana başlıkta toplanabilmektedir. Bu deneylerin ototroflarla yürütülen bölümünde evsel ve sentetik atıksu ile et endüstrisi atıksuyu kullanılmıştır. Heterotrof organizmalarla yürütülen deneylerde ise evsel ve sentetik atıksuyun yanı sıra, et, süt ve şekerleme endüstrisi atıksuları ile çalışılmıştır.

1) Ototrof ve heterotrof organizmaların kinetiğinin araştırıldığı bu çalışmanın önemli bir adımını karakterizasyon çalışmaları oluşturmaktadır. İstanbul evsel atıksuyu için 3 yıl süren bir karakterizasyon çalışması yürütülmüştür. Et endüstrisi atıksuyu karakterizasyon çalışması 6 aylık bir süreyi kapsamaktadır. Diğer endüstrilerde alınan örnekler detaylı bir çalışma olarak nitelendirilemeyecek kadar azdır.

2) Ototrof organizmaların maksimum net çoğalma hızlarının, $\hat{\mu}_A - b_A$, belirlenebilmesi için yürütülen çalışmada literatürde yaygın olarak kullanılan ve $N_{ox}-N$ ölçümüne dayanan lineerleştirme yönteminin, başlangıç koşullarına bağlı olarak tesadüfen doğru sonuçlar verdiği görülmüş ve bu yöntemin iyileştirilmesine çalışılmıştır. 50 mg AKM/l konsantrasyonu ile aşıl原因 kesikli reaktörlerde günde tercihan 2 ya da 3 kere alınan örneklerde ölçülen $N_{ox}-N$ değerlerinin eğriye uydurma (curve fitting) yöntemi ile değerlendirilmesinin daha iyi sonuçlar verdiği görülmüştür. Eğriye uydurma yönteminde ototrofların çoğalmasını karakterize eden non-lineer denklem Fibonacci yöntemi ile çözülmüştür.

3) Yüksek F/M oranında, kesikli olarak aerobik ortamda elektron alıcısı oksijenin tüketim hızı ölçümüne dayanan yöntem ile başlangıçtaki mikroorganizma konsantrasyonundan bağımsız olarak heterotrofların aerobik maksimum çoğalma hızı, $\hat{\mu}_B$, belirlenmiştir. Çok küçük biyokütle konsantrasyonu ile başlanması halinde deney süresi boyunca nitrat azotu konsantrasyonundaki değişimler görülemediğinden

yöntem anoksik koşullara uygulanamamıştır.

4) Heterotrof organizmaların anoksik ve aerobik ortamlardaki kinetik esaslarını belirlemek üzere, seçilen aynı F/M oranında paralel olarak iki kesikli reaktör çalıştırılmış ve zamana karşı elektron alıcısı (nitrat azotu ve oksijen) tüketim hızları ölçülmüştür.

. Tüketim hızlarının oranı ile maksimum çoğalma koşullarında η_g , hidroliz hızının baskın olduğu koşullarda ise η_h belirlenmiştir.

. Tüketim hızları profillerinin her biri ile atıksudaki mevcut kolay ayrışan organik madde konsantrasyonu hesaplanmış ve birbirleri ile karşılaştırılmıştır.

. Başlangıçtaki aktif biyokütle miktarından bağımsız olarak belirlenen $\hat{\mu}_H$ değeri ile bu profilleri gerçekleyen aktif mikroorganizma konsantrasyonu hesaplanmıştır.

. Anoksik ortamda elde edilen elektron alıcısı tüketimi profili ile maksimum çoğalma, hidroliz ve içsel solunum fazlarındaki denitrifikasyon hızları aktif biyokütle bazında belirlenmiştir.

. 3 ve 4. adımda belirtilen yöntemlerin aynı anda evsel ve endüstriyel atıksulara paralel olarak uygulanması ile, evsel atıksudaki dönüşüm oranı kabul edilerek endüstriyel atıksudaki dönüşüm oranı belirlenmiş ve relatif dönüşüm oranı olarak tanımlanmıştır.

5) Heterotrof organizmaların aerobik ve anoksik koşullardaki içsel solunum hızlarının belirlenebilmesi için içsel solunum fazında çalıştırılan kesikli reaktörlerde elektron alıcısı tüketim hızları ölçülmüş, b_H ve k_3 bulunmuştur.

Yürütülen deneysel çalışmalarda elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

1) İstanbul evsel atıksuyu ile yürütülen deneyler:

İstanbul evsel atıksuyu ile hem ototrofik hem de heterotrofik çoğalma deneylerini kapsayan 3 yıl süren konvansiyonel karakterizasyon çalışmasında toplam atıksuda 560 mg KOI/l, 64 mg TKN/l, 43 mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{l}$, 11 mg TP/l, 367 mg toplam alkalinite/l, 366 mg AKM/l ve 295 mg UAKM/l konsantrasyonları bulunmuştur. KOI/TKN oranı toplam atıksuda 8.8 iken, çökeltilmiş atıksuda 7.1'e düşmektedir. Bu çalışma İstanbul evsel atıksuyunun zaman içerisinde orta nitelikli atıksu karakterinden çıkıp kuvvetli atık halini aldığını göstermektedir. Konsantrasyonlardaki bu artışların İstanbul'daki su kullanımlarının zorunlu olarak azalmasından da kaynaklanabileceği dikkate alınmalıdır.

İstanbul evsel atıksuyu ile yürütülen 2 yıllık çalışmada $\hat{\mu}_A-b_A$ değerlerinin toplam ve çökeltilmiş atıksuda değişmediği, 20 °C için 0.24–0.52 1/gün aralığında, ortalama olarak 0.38 1/gün alınabileceği görülmüştür. 10 °C'de ise değişim aralığının 0.10–0.17 1/gün arasında olduğu, temsil edici değerin ise 0.14 1/gün olduğu bulunmuştur. Bu değerlendirmeler ile sıcaklık düzeltme faktörü 1.076–1.136 değişim aralığında, ortalama olarak 1.098 hesaplanmıştır. Evsel atıksuya paralel olarak yürütülen sentetik atıksu deneylerinde evsel atıksuda elde edilen sonuçlara çok yakın sonuçlar elde edilmiş ve bu süre içinde İstanbul atıksuyunun nitrifikasyon sürecine inhibisyon etkisi olmadığı sonucuna varılmıştır.

Heterotrof organizmalar ile yürütülen deneylerde aerobik maksimum çoğalma hızı $\hat{\mu}_H$ 'in 2.7–6.5 1/gün aralığında, ortalama olarak 4.6 1/gün, içsel solunum hızı b_H 'in ise 0.24 1/gün alınabileceği belirlenmiştir. Elde edilen η_g ve η_h değerleri ortalama olarak 0.59 ve 0.88'dir. Denitrifikasyon hızları maksimum çoğalma, hidroliz ve içsel solunum fazında 0.029, 0.014 ve 0.010 mg N/mg UAKM.saat olarak bulunmuştur.

Evsel atıksu ile ilgili deneylerin değerlendirilmesinde dönüşüm oranı Y_H 0.45 mg UAKM/mg KOI olarak kabul edilmiştir. Bu durumda kolay ayrışan organik madde konsantrasyonu 12–92 mg KOI/l aralığında ortalama olarak 50.5 mg KOI/l hesaplanmıştır.

Evsel atıksuda maksimum çoğalma koşullarını kısıtlı hale getirecek K_s konsantrasyonunun mertebesi bir deneyde 26 mg KOI/l'den çok küçük bulunurken, bir deneyde de 74 mg KOI/l'ye yakın elde edilmiştir.

2) Et Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler

Et atıksuyu ile hem ototrofik hem de heterotrofik çoğalma deneylerini kapsayan 6 aylık bir periyod içerisinde yürütülen karakterizasyon çalışmalarında ortalama değerlerin 2130 mg KOI/l, 158 mg TKN/l, 80 mg NH_4^+-N /l, KOI/TKN oranının 13.5 olduğu görülmektedir.

Bu atıksuda ototrof organizmaların net çoğalma hızının 20 °C'de 0.59 1/gün (0.56–0.63 1/gün), 10 °C'de 0.28 1/gün (0.22–0.33 1/gün) olduğu ve sıcaklık düzeltme faktörünün ise 1.100 (1.054–1.152) alınabileceği belirlenmiştir. Evsel atıksu ile oluşturulan karışımlarda maksimum net çoğalma hızı karışımlarda ağırlıklı olan atıksuyun özelliğine yaklaşmaktadır.

Aerobik maksimum çoğalma hızı $\hat{\mu}_H$ 3.6–4.2 1/gün aralığında, ortalama olarak 3.8 1/gün bulunmuştur. η_g ve η_h 'nin her ikisi için de 1'den büyük değerler elde edilmiş, ortalama olarak her ikisi için de 1.5 hesaplanmıştır. Denitrifikasyon hızları maksimum çoğalma, hidroliz ve içsel solunum fazında sırasıyla ortalama olarak 0.064, 0.027 ve 0.016 mg N/mg UAKM.saat olarak bulunmuştur.

Et atıksuyu ile yürütülen deneylerin sonuçları değerlendirilmiş ve relatif dönüşüm oranı Y_H 0.46 mg UAKM/mg KOI olarak hesaplanmıştır. Bu durumda kolay ayrışan organik madde konsantrasyonunun 304–416 mg KOI/l aralığında salındığı ve ortalama olarak 374 mg KOI/l alınabileceği belirlenmiştir.

Evsel atıksu ile oluşturulan karışımlarda genel olarak kinetik katsayıların karışımda ağırlıklı olan atıksuyun özelliklerine yaklaştığı görülmüştür.

3) Süt Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler

Süt atıksuyu karakterizasyon çalışmalarında biyolojik arıtma girişinde ortalama değerlerin 1745 mg KOI/l, 75 mg TKN/l, KOI/TKN oranının 23 olduğu görülmektedir.

Bu atıksuda aerobik maksimum çoğalma hızı μ_H 2.9–3.3 1/gün aralığında, ortalama olarak 3.1 1/gün bulunmuştur. η_g ve η_h 'nin her ikisi için de 1'den büyük değerler elde edilmiş, ortalama değerler olarak sırasıyla 1.02 ve 2.25 hesaplanmıştır. Denitrifikasyon hızları maksimum çoğalma ve hidroliz fazında sırasıyla 0.079 mg N/mg UAKM.saat ve 0.039 mg N/mg UAKM.saat olarak belirlenmiştir.

Süt endüstrisi atıksuyu deneyleri değerlendirildiğinde relatif dönüşüm oranı Y_H 0.33 mg UAKM/mg KOI olarak hesaplanmıştır. Bu durumda kolay ayrışan organik madde konsantrasyonu 394–425 mg KOI/l aralığında ortalama olarak 406 mg KOI/l bulunmuştur.

Evsel–süt endüstrisi atıksuları karışımında daha çok süt atıksuyunun baskın olduğu, kinetik sabitlerin karışım oranlarından bağımsız olarak süt atıksuyunun karakterini yansıttığı görülmüştür.

4) Şekerleme Endüstrisi Atıksuyu ile Yürütülen Deneyler

Şekerleme endüstrisi atıksuyunda yapılan karakterizasyon çalışması biyolojik arıtma girişinde ortalama değerlerin 3790 mg KOI/l, 13 mg TKN/l, KOI/TKN oranının 292 olduğunu göstermektedir. KOI/TKN oranı çok yüksek olmasına rağmen azot giderimi kinetiğinin araştırılmasının nedeni bu atıksuyun evsel atıksu veya azot açısından zengin, organik madde açısından zayıf bir atıksu ile birlikte arıtılmasının düşünülmüş olmasıdır.

Bu atıksuda aerobik maksimum çoğalma hızı μ_H 4 1/gün olarak bulunmuştur. η_g ve η_h sırasıyla 0.86 ve 1.7 hesaplanmıştır. Denitrifikasyon hızları maksimum çoğalma ve hidroliz fazında sırasıyla 0.111 mg N/mg UAKM.saat ve 0.074 mg N/mg UAKM.saat olarak bulunmuştur. Anoksik içsel solunum hızı için deneysel olarak 0.006 mg N/mg UAKM.saat elde edilmiştir.

Relatif dönüşüm oranı Y_H 0.29 mg UAKM/mg KOI olarak hesaplanmıştır. Bu durumda kolay ayrışan organik madde konsantrasyonu ortalama olarak 720 mg KOI/l olmaktadır.

Şekerleme ve evsel atıksu karışımlarında da evsel atıksuyun kinetik özellikleri görülmektedir.

5) Aerobik ve anoksik ortamda elektron alıcıları tüketim hızı ölçümlerine dayanan yöntem ile yapılan değerlendirmeler S_{50} 'ın evsel-sentetik atıksu veya evsel-endüstriyel atıksu karışımlarında toplanabilen bir büyüklük şeklinde ölçülebildiğini göstermiştir.

6) Biyokütlenin aklımasyonu tam olarak yapılabildiği takdirde, biyokütle türü ne olursa olsun atıksudaki S_{50} 'ın her deney setinde yaklaşık olarak aynı değerlerde ölçülebildiği görülmüştür.

7) Değişik biyokütle türleri ile yürütülen deneylerde atıksu cinsi aynı olmasına rağmen birbirinden farklı kinetik katsayılar elde edilmiştir. Bu da kinetik sabitlerin atıksu özelliklerine olduğu kadar, biyokütle özelliklerine de bağlı büyüklükler olduğunu göstermektedir.

8) S_g 'i karakterize eden kolay metabolize olan maddeler üzerindeki spesifik denitrifikasyon hızları farklı biyokütle (evsel ve şekerleme çamuru) bazında bile birbirine yakın sonuçlar vermektedir.

9) Denitrifikasyon kinetiği ile ilgili çalışmalarda doğru ve güvenilir sonuçların elde edilebilmesi için mutlaka nitrit düzeltmesinin yapılması gerekmektedir. Nitrit ölçümlerinin yapılmadığı, sonuçların $N_{ox}-N$ ölçümleri ile değerlendirildiği çalışmalarda yapılan hatalar gözardı edilmemelidir.

10) Endüstriyel atıksular ile yürütülen deneylerde hem η_g hem de η_h değerleri 1'den büyük bulunmuştur. Bu durum evsel biyokütle üzerine evsel atıksu beslenmesi halinde ancak bir kaç deneyde hidroliz fazında gözlenmiş, ancak sentetik veya evsel-sentetik atıksuların kullanılması halinde hem çoğalma hem de hidroliz fazında baskın hale geçmiştir. Dikkat çekici nokta endüstriyel biyokütle üzerine evsel atıksu beslendiğinde η_g değerlerinin 1'den küçük, ancak η_h değerlerinin gene 1'den büyük olabildiğidir. Dönüşüm oranlarının aerobik ve anoksik koşullarda aynı kabul edilmesi nedeniyle bu sonuçlara ulaşıldığı düşünülmüştür. Literatürde yaygın olarak kullanılan dönüşüm oranı belirleme yönteminin güvenilir bir yöntem olmaması ve mevcut bilgilerin yetersizliği değerlendirme hatalarına neden olabilmektedir. Bu yönde yoğunlaştırılacak bilimsel çalışmalar karakterizasyon çalışmalarında karşılaşılan benzer türdeki problemleri ortadan kaldıracaktır.

KAYNAKLAR

- Abufayed, A.A., Schroeder, E.D., (1986), Performance of SBR/Denitrification with a Primary Sludge Carbon Source. J. WPCF, 58:389.
- APHA, (1989), Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th Edition. American Public Health Association, Washington, D.C.
- A 131, (1991), Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten. ATV Abwassertechnische Vereinigung, St. Augustin.
- Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S., Srinath, E.G., (1976), Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. J. WPCF, 48(5):835–852.
- Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Halloway, B., Lyberatos, G., Svoronos, S.A., (1990), Effect of Temperature and pH on the Effective Maximum Specific Growth Rate of Nitrifying Bacteria. Wat. Res., 24(1):97–101.
- Arceivala, S.J., (1981), Wastewater Treatment and Disposal, Marcel Dekker, Inc., New York and Basel.
- Barnard, J.L., (1975), Biological Nutrient Removal without the Addition of Chemicals. Wat. Res., 9:485.
- Barnard, J.L., Meiring, P.G.J., (1977), Sources of Hydrogen Donors and Their Effects on Denitrification Rates. Prog. Wat. Tech., 8(4/5):577–588.
- Beccari, M., Marani, D., Ramadori, R., (1979), A Critical Analysis of Nitrification Alternatives. Wat. Res., 13:185–192.
- Benefield, L.D., Randall, C.W., (1980), Biological Process Design for Wastewater Treatment, Prentice–Hall, Inc.
- Bidstrup, S.M., Grady, C.P.L. Jr., (1988), SSSP–Simulation of Single Sludge Processes. J. WPCF, 60:351.
- Boon, B., Laudelaut, H., (1962), Kinetics of Nitrite Oxidation by *Nitrobacter winogradskyi*. Biochem. J., 85:440–447.

- Böhnke, B. (1989), Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung-Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen. Korrespondenz Abwasser, 36(9):1046-1061.
- Börner, T., (1984), Nitrifikation und Denitrifikation bei der biologischen Abwasserreinigung. Kurzfassungen der belobigten Diplomarbeiten 1984 - 87. Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung, 10:72-118.
- Cech, J.S., Chudoba, J., Grau, P., (1984), Determination of Kinetic Constants of Activated Sludge Microorganisms. Wat. Sci. Tech., 17:259-272.
- Christensen, M.H., Harremoes, P., (1972), Biological Denitrification in Water Treatment. Rep.72-2. Dep. San. Engng., Tech. Univ. of Denmark.
- Christensen, M.H., Harremoes, P., (1977), Biological Denitrification of Sewage: A Literature Review. Prog Wat. Tech., 8(4/5):509-555.
- Christensen, M.H., Harremoes, P., (1978), Nitrification and Denitrification in Wastewater Treatment. Water Pollution Microbiology, Volume 2., ed. Ralph Mitchell, John Wiley & Sons, Inc.
- Clintock, S.A., Sherrard, J.H., Novak, J.T., Randall, C.W., (1988), Nitrate Versus Oxygen Respiration in the Activated Sludge Process. J. WPCF, 60(3):342-350.
- Chudoba, J., Cech, J.S., Chudoba, P., (1985), The Effect of Aeration Tank Configuration on Nitrification Kinetics. J. WPCF, 57(11):1078-1083.
- Çokgör, E., (1995), Yayınlanmamış Rapor.
- Dold, P.L., Ekama, G.A., Marais, G.v.R., (1980), A General Model for the Activated Sludge Process. Prog. Wat. Tech., 12:47-77.
- Dold, P.L., Marais, G.v.R., (1986), Evaluation of the General Activated Sludge Model Proposed by the IAWPRC Task Group. Wat.Sci.Tech., 18(6):63-89.
- Downing, A.L., Hopwood, A.P., (1964a), Some Observations on the Kinetics of Nitrifying Activated Sludge Plants. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 26(2):271-288.
- Downing, A.L., Painter, H.A., Knowles, G., (1964b), Nitrification in the Activated-Sludge Process. J. Inst. Sew. Purif., 3(2):130-158.
- Drtil, M., Nemeth, P., Bodik, I., (1993), Kinetic Constants of Nitrification. Wat. Res., 27(1):35-39.
- Eggers, E., Terlouw, T., (1979), Biological Denitrification in a Fluidized Bed with Sand as Carrier Material. Wat.Res., 13:1077.

- Ekama, G.A., Marais, G.v.R., (1984), Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes. Water Research Commision, University of Capetown, South Africa.
- Ekama, G.A., Dold, P.L., Marais, G.v.R., (1986), Procedures for Determining Influent COD Fractions and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge Systems. Wat. Sci. Tech., 18:91-114.
- Focht, D.D., Chang, A.C., (1975), Nitrification and Denitrification Processes Related to Waste Water Treatment. Advances in Applied Microbiology, edited by Perlman, 19:153-186, Academic Press, New York-London.
- Givens, S.W., Brown, E.V., Gelman, S.R., Grady, L.C.P. Jr., (1991), Biological Process Design and Pilot Testing for a Carbon Oxidation, Nitrification and Denitrification System. Environmental Progress, 10(2):133-146.
- Gould, G.W., Lees, H., (1960), The Isolation and Culture of the Nitrifying Organisms- Part I Nitrobacter. Can.J. Microbiology, 6:299.
- Gujer, W., (1977), Design of a Nitrifying Activated Sludge Process with the Aid of Dynamic Simulation. Prog. Wat. Tech., 9:323-336.
- Gupta, S.K., (1985), Nitrogenous Wastewater Treatment by Activated Algae. J. Env. Eng., 111(1):61-77.
- Hall, I.R., (1974), Some Studies on Nitrification in the Activated Sludge Process. Wat. Poll. Cont., 73: 538-547.
- Hall, I.R., Murphy, K.L., (1980), Estimation of Nitrifying Biomass and Kinetics in Wastewater. Wat. Res., 14:297-304.
- Hanaki, K., Wantawin C., Ohgaki, S., (1990a), Effects of the Activity of Heterotrophs on Nitrification in a Suspended-Growth Reactor. Wat. Res., 24(3):289-296.
- Hanaki, K., Wantawin C., Ohgaki, S., (1990b), Nitrification at Low Levels of Dissolved Oxygen with and without Organic Loading in a Suspended-Growth Reactor. Wat. Res., 24(3):297-302.
- Haug, R.T., Mc. Carty, P.L., (1971), Nitrification with the Submerged Filter; Technical Report No.149. Dept. of Civil Engr. Stanford University, Palo Alto, California.
- Henze, M., (1986), Nitrate versus Oxygen Utilization Rates in Wastewater and Activated Sludge Systems. Wat. Res., 18:115-122.
- Henze, M., Grady, C.P.L.Jr., Gujer, W., Marais, C.v.R., Matsuo, T., (1987), Activated Sludge Model No.1, IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment.

- Henze, M., (1987), Theories for Estimation of the Fraction of Denitrifiers in Combined Nitrifying–Denitrifying Treatment Plants. Wat. Res., 21(12):1521–1524.
- Henze, M., (1989), The Influence of Raw Wastewater Biomass on Activated Sludge Oxygen Respiration Rates and Denitrification Rates. Wat. Res., 21:603–607.
- Henze, M., Mladenowski, C., (1991), Hydrolysis of Particulate Substrate by Activated Sludge under Aerobic, Anoxic and Anaerobic Conditions. Wat. Res., 25(1):61–64.
- Henze, M., (1992), Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. Wat.Sci.Tech., 25(6):1–15.
- Hultman, B., (1971), Kinetics of Biological Nitrogen Removal. Inst. Vattenforsörj-mingsoch Avloppstekniksamt Vattenkemi, KTH, Pub., 71:5, Stockholm.
- Johnson, W.K., Schroepfer, G.J., (1964), Nitrogen Removal by Nitrification and Denitrification. J. WPCF, 36(8):1015–1036.
- Kappeler, J., Gujer, W., (1992), Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modelling. Wat. Sci. Tech., 25(6):125–139.
- Kapp, H., (1986), Möglichkeiten und Grenzen der Stickstoffelimination. Verfahren zur Phosphor- und Stickstoffelimination. Stuttgarter Berichte, 90:155–176.
- Kayser, R., (1983), Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation–Denitrifikation. GWF– Wasser–Abwasser, 9:419.
- Knowles, G., Downing, A.L., Barrett, M.J., (1965), Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture with the Aid of a Computer. J.Gen. Microbiology, 38:263.
- Krauth, Kh., (1980), Einstufige Belebungsanlagen mit weitgehender Nitrifikation und Denitrifikation. SBS, 68:21–45.
- Krauth, Kh., Maier W., Klein, H., (1986), Studie über den Stand der Nitrifizierung und Denitrifizierung in Kläranlagen–Schlussbericht. Anwendung des Belebungsverfahrens zur Nitrifikation und Denitrifikation. Stuttgarter Berichte, 93:B1–B59.
- Krauth, Kh., Schwentner, G., (1994), Auswirkungen der Feststoffe im Abwasser auf die Denitrifikation. Korrespondenz Abwasser, 41(4):569–575.

- Kristensen, G.H., Jorgensen, P.E., Henze, M., (1992), Characterization of Functional Microorganism Groups and Substrate in Activated Sludge and Wastewater by AUR, NUR and OUR. Wat. Sci. Tech., 25(6):43–57.
- Kroiss, H., Schweighofer, P., Frey, W., Matsche, N., (1992), Nitrification Inhibition–A Source Identification Method for Combined Municipal and/or Industrial Wastewater Treatment Plants. Wat. Sci. Tech., 26(5/6):1135–1146.
- Larrea, L., Garcia–Heras, J.L., Ayasa, E., Florez, J., (1992), Designing Experiments to Determine the Coefficients of Activated Sludge Models by Identification Algorithms. Wat. Sci. Tech., 25(6):149–165.
- Laudelaut, H., (1974), Effect of Temperature on the Velocity of Oxidation of Ammonia to Nitrate in Mixed Nitrifier Culture. Ann. Microbiol., 125B:75.
- Laudelaut, H., Lambert, R., Pham, M.L., (1976), The Effect of pH and Partial Pressure of Oxygen on Nitrification. Ann. Microbiol., 127 A:367.
- Lawrence, A.W., Brown, C.G., (1976), Design and Control of Nitrifying Activated Sludge Systems. J. WPCE, 48:1779.
- Lesouef, A., Payraudeau, M., Rogalla, F., Kleiber, B., (1992), Optimizing Nitrogen Removal Reactor Configurations by On–Site Calibration of the IAWPRC–Activated Sludge Model. Wat. Sci. Tech., 25:6, 105–124.
- Loveless, J.E., Painter, H.A., (1968), The Influence of Metal Ion Concentration and pH Value on the Growth of a Nitrosomonas Strain Isolated from Activated Sludge. J. Gen. Microbiology, 52:1.
- Maier, W., Krauth, Kh., (1988), Optimizing Nitrification in Aeration Basins with Surface Aerators. Wat. Sci. Tech., 20(4/5):23–28.
- Mc Carty, P.L., (1969a), Energetics and Bacterial Growth. 5th Rudolf Research Conference, Rutgers.
- Mc Carty, P.L., Beck, L., Amant, P.St., (1969b), Biological Denitrification of Wastewaters by Addition of Organic Materials. Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference, Purdue, Part 2:1271–1285.
- Mc Carty, P.L., (1972), Stokiometry of Biological Reactions. International Conference on Toward a Unified Concept of Biological Waste Treatment Design, Atlanta, Georgia.
- Neufeld, R., Hill, A.J., Adekoya, D.O., (1980), Phenol and Free Ammonia Inhibition to Nitrosomonas Activity. Wat. Res., 14:1694–1703.
- Nowak, O., Svoldal, K., (1990), Nitrifikation und Denitrifikation. Fortbildungskurs–Biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen, Band 81(6), 1–55.

- Nowak, O., Svoldal, K., (1993), Observations on the Kinetics of Nitrification under Inhibiting Conditions Caused by Industrial Wastewater Compounds. Wat. Sci. Tech., 28(2):115-123.
- Nowak, O, Schweighofer, P, Svoldal, K., (1994), Nitrification Inhibition- A Method for the Estimation of Actual Maximum Growth Rates in Activated Sludge Systems. Water Quality International '94, Proceedings of the 17th Biennial Conference and Exhibition, 11-20, Budapest.
- O'Connor, J.T., (1972), Environmental Engineering Unit Operations and Unit Processes Laboratory Manual; Association of Environmental Engineering Professors.
- Oles, J., Wilderer, P.A., (1991), Computer Aided Design of Sequencing Batch Reactors Based on the IAWPRC Activated Sludge Model. Wat.Sci.Tech., 23(4-6): 1087-1095.
- Orhon, D., Artan, N., (1994), Modelling of Activated Sludge Systems. 585 pp, Technomic Publ. Co., Lancaster, PA.
- Painter, H.A., (1970), A Review of Literature on Inorganic Nitrogen Metabolism in Microorganisms. Wat. Res., 4:393-450.
- Painter, H.A., Loveless, J.E., (1983), Effect of Temperature and pH Value on the Growth-Rate Constants of Nitrifying Bacteria in the Activated Sludge Process. Wat. Res., 17(3), 237-248.
- Pedersen, J., Sinkjaer, O., (1992), Test of the Activated Sludge Models Capabilities as a Prognostic Tool on a Pilot Scale Wastewater Treatment Plant. Wat. Sci. Tech., 25(6):185-194.
- Peeters, T.L., Van Goal, A.D., Laudelaut, H., (1969), Kinetic Study of Oxygen Limited Respiration in Nitrifying Bacteria. Bact. Proc., 141.
- Randall, C.W., Barnard, J.L., Stensel, H.D., (1992), Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal. Water Quality Management Library-Volume 5, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, Basel.
- Rozich, A.F., Castens, D.J., (1986), Inhibition Kinetics of Nitrification in Continious-Flow Reactors. J. WPCF, 58(3):220-226.
- Scheer, H., (1994), Belebungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansatze und Kostenabschaetzung. Korrespondenz Abwasser, 41(3):426-441.
- Schlegel, S., (1981), Neuere Untersuchungen zur Eliminierung des Ammoniumstickstoffs von Klaeranlagen im Lippegebiet. Gewaesserschutz - Wasser-Abwasser, 50:375-391.

- Sekoulov, I., (1978), Bemessung von Belebungsanlagen für gleichzeitigen BSB-Abbau und voll Nitrifikation. SBS, 60:63-74.
- Sekoulov, I., Linke, W.D., Goubeau-Romeyke, A., (1979), Erhöhung der Nitrifikation in Festbettreaktoren. SBS, 61:139-160.
- Shammas, N.Kh., (1986), Interactions of Temperature, pH and Biomass on the Nitrification Process. J. WPCF, 58(1):52-59.
- Skinner, F.A., Walker, N., (1961), Growth of *Nitrosomonas europaea* in Batch and Continious Culture. Archiv für Mikrobiologie, 38:339-349.
- Sollfrank, U., (1988), Bedeutung organischer Fraktionen in kommunalem Abwasser im Hinblick auf die mathemetische Modellierung von Belebtschlamm-systemen. Dissertation No. 8765, ETH-Zurich, Switzerland.
- Sollfrank, U., Gujer, W., (1991), Characterisation of the Domestic Wastewater for Mathematical Modelling of the Activated Sludge Process. Wat. Sci. Tech., 23(4-6): 1057-1066.
- Stankewich, M.J. Jr., (1972), Biological Nitrification with the High Purity Oxygenation Process. Proceedings of 27th Industrial Waste Conference, Purdue .
- Stensel, H.D., Loehr, R.C., Lawrence, A.W., (1973), Biological Kinetics of Suspended Growth Denitrification. J. WPCF, 45(2): 249-261.
- Stenstrom, M.K., Song, S.S., (1991), Effects of Oxygen Transport Limitation on Nitrification in the Activated Sludge Process. J. WPCF, 63:208.
- U.S.Environmental Protection Agency., (1975), Process Design Manual for Nitrogen Control, Office of Technology Transfer, Washington, DC.
- Van Haandel, A.C., Ekama, G.A., Marais, G.v.R., (1981), The Activated Sludge Process-3. Wat. Res., 15:1135-1152.
- Van Haandel, A.C., Dold, P.L., Marais, G.v.R., (1982), Optimization of Nitrogen Removal in the Single Sludge Activated Sludge Process. Wat. Sci. Tech., 14(6/7): 443-461.
- Von Schulthess, R., Wild, D., Gujer, W., (1994), Nitric and Nitrous Oxides from Denitrifying Activated Sludge at Low Oxygen Concentration. Water Quality International '94, Proceedings of the 17th Biennial Conference and Exhibition, 11-20, Budapest.
- Wagner, R., (1978), Verfahren der Nitrifikation. Gewaesserschutz-Wasser-Abwasser. 29:249-286.

- Wanner, O., Kappeler, J., Gujer, W., (1992), Calibration of an Activated Sludge Model based on Human Expertise and on a Mathematical Optimization Technique—A Comparison. Wat. Sci. Tech., 25(6):141–148.
- Warner, A.P.C., Ekama, G.A., Marais, G.v.R., (1986), The Activated Sludge Process—4. Wat. Res., 20(8):943–958.
- Water Pollution Control Federation., (1983), Nutrient Control. Manual of Practice FD–7, Facilities Design.
- Werner, M., Kayser, R., (1991), Denitrifikation with Biogas as External Carbon Source. Wat. Sci. Tech., 23(4/6):701–708.
- Wild, H.E., Sawyer, C.N., Mc Mahon, T.D., (1971), Factors Affecting Nitrification Kinetics. J. WPCF, 43:1845–1854.
- Wilde, D.J., (1964), Optimum Seeking Methods, Prentice–Hall, Inc., USA.
- Wilderer, P.A., Warren, L.J., Dau, U., (1987), Competition in Denitrification Systems Affecting Reduction Rate and Accumulation of Nitrite. Wat. Res., 21:239.
- Wong–Chong, G.M., Loehr, R.C., (1975), The Kinetics of Microbial Nitrification. Wat. Res., 9(12):1099–1106.

EKLER

EK A FIBONACCI YÖNTEMİNİN UYGULAMASI

EK B OTOTROF MİKROORGANİZMALAR İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER

EK C HETEROTROF MİKROORGANİZMALAR İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER



EK A

FIBONACCI YÖNTEMİNİN UYGULAMASI

**. BİLGİSAYAR PROGRAMI
. PROGRAM ÇIKTISI**

BİLGİSAYAR PROGRAMI

```

10 REM
20 REM DETERMINATION OF THE NONLINEAR PARAMETER (contained in "x" OR "y")
30 REM
40 REM BY MEANS OF ONE DIMENSIONAL FIBONACCI'S SEARCH
50 REM
60 REM FOR EQUATIONS REDUCIBLE TO THE "Y=a*x+b" LINEAR FORM
70 REM
80 REM
90 DIM Y(30), Z(30), T(30), F(30)
100 YAV = 0
110 INPUT "N="; N
115 LPRINT " t (day)          SNO (mg/l)"
120 FOR i = 1 TO N: READ T(i): NEXT i
130 FOR i = 1 TO N: READ Y(i): NEXT i
140 INPUT "IN="; IN: INPUT "Nf="; NF
150 EN = NF - IN + 1
160 FOR i = IN TO NF
170 YAV = YAV + Y(i)
175 T(i) = T(i) / 1440
180 LPRINT T(i), Y(i)
190 NEXT i
200 YAV = YAV / EN
205 INPUT "SNOO="; YO
210 INPUT "Ao="; AO: INPUT "Bo="; BO: INPUT "CONSTANT TERM="; C
220 SQ5 = SQR(5): TAU = (1 + SQ5) / 2
230 FBN = TAU * TAU / SQ5
240 WID = BO - AO
245 LPRINT
250 LPRINT " NO          FBNO          K1          Y1          K2          Y2          COR"
255 LPRINT
260 FOR J = 1 TO 100
270 FBN = TAU * FBN
280 K = BO - WID / FBN: GOSUB 480
290 K2 = K: Y2 = G
300 K = AO + WID / FBN: GOSUB 480
310 K1 = K: Y1 = G
320 IF Y2 > Y1 THEN AO = K2
330 IF Y1 > Y2 THEN BO = K1
340 LPRINT USING "###"; J; : LPRINT USING "#####.###"; FBN;
350 LPRINT USING "####.#####"; K1; Y1; K2; Y2; R
360 IF ABS(K1 / K2 - 1) < .0001 THEN 380
370 NEXT J
380 AO = (K1 + K2) / 2
390 LPRINT
400 LPRINT "y=y0+(EXP(a*t)-1)/K"
410 LPRINT "a="; : LPRINT USING "###.#####"; A; : LPRINT " 1/day , ";
420 LPRINT "b="; : LPRINT USING "###.#####"; B; : LPRINT " , ";
430 LPRINT "K ="; : LPRINT USING "###.#####"; AO
435 LPRINT : LPRINT
438 LPRINT " t (day)          SNO (exp)          SNO (mod)"
439 LPRINT
440 FOR i = 1 TO N
450 LPRINT USING " ###.#####"; T(i); Y(i); F(i)
460 NEXT i
470 END

```

```

480 SUMT = 0: SUMY = 0: SUMT2 = 0: SUMTY = 0
490 FOR i = IN TO NF
500 T(i) = T(i): Z(i) = LOG(K * (Y(i) - Y0) + 1)
510 SUMT = SUMT + T(i): SUMTY = SUMTY + T(i) * Z(i)
520 SUMY = SUMY + Z(i): SUMT2 = SUMT2 + T(i) * T(i)
530 NEXT i
535 IF C = 0 THEN 580
540 B = (SUMTY / SUMT2 - SUMY / SUMT) / (SUMT / SUMT2 - EN / SUMT)
550 A = SUMY / SUMT - B * EN / SUMT
570 GOTO 590
580 A = SUMTY / SUMT2: B = 0
590 SY2 = 0: SGY = 0
600 FOR i = IN TO NF
610 F(i) = Y0 + (EXP(A * T(i)) - 1) / K
620 DIFA = Y(i) - YAV: DIFY = Y(i) - F(i)
630 SY2 = SY2 + DIFY * DIFY: SGY = SGY + DIFA * DIFA
640 NEXT i
650 G = SQR(SY2) / EN
660 IF (SY2 / SGY) > 1 THEN 680
670 R = SQR(1 - SY2 / SGY)
680 RETURN
681 DATA 285,1385,1725,2955,3115,4275,4515,5200,5760
682 DATA .5,2.5,3.75,7.1,8.2,12.8,13.9,17.9,22

```


PROGRAM ÇIKTISI

N=? 9
 IN=? 1
 Nf=? 9
 SNO0=? 0.1
 Ao=? 0
 Bo=? 2
 CONSTANT TERM=? 0

t (day)	SNO (mg/l)
.1979167	.5
.9618056	2.5
1.197917	3.75
2.052083	7.1
2.163194	8.2
2.96875	12.8
3.135417	13.9
3.611111	17.9
4	22

NO	FBNO	K1	Y1	K2	Y2	COR
1	1.894	1.05573	1.34816	0.94427	1.22626	0.80919
2	3.065	0.65248	0.86619	0.40325	0.48782	0.92601
3	4.960	0.40325	0.48782	0.24922	0.19881	0.97714
4	8.025	0.24922	0.19881	0.15403	0.07244	0.99624
5	12.985	0.15403	0.07244	0.09519	0.21724	0.99950
6	21.010	0.19039	0.08291	0.15403	0.07244	0.99935
7	33.994	0.15403	0.07244	0.13156	0.11660	0.99950
8	55.004	0.16792	0.06220	0.15403	0.07244	0.99963
9	88.998	0.17650	0.06554	0.16792	0.06220	0.99959
10	144.001	0.16792	0.06220	0.16261	0.06390	0.99963
11	232.999	0.17120	0.06262	0.16792	0.06220	0.99963
12	377.001	0.16792	0.06220	0.16589	0.06250	0.99963
13	610.000	0.16917	0.06223	0.16792	0.06220	0.99963
14	987.000	0.16792	0.06220	0.16714	0.06227	0.99963
15	1597.000	0.16840	0.06219	0.16792	0.06220	0.99963
16	2584.000	0.16869	0.06220	0.16840	0.06219	0.99963
17	4181.000	0.16840	0.06219	0.16821	0.06219	0.99963
18	6765.001	0.16851	0.06219	0.16840	0.06219	0.99963
19	10946.002	0.16840	0.06219	0.16833	0.06219	0.99963
20	17711.004	0.16833	0.06219	0.16828	0.06219	0.99963
21	28657.006	0.16835	0.06219	0.16833	0.06219	0.99963
22	46368.012	0.16833	0.06219	0.16831	0.06219	0.99963

$y=y_0+(EXP(a*t)-1)/K$
 $a= 0.385124 \text{ 1/day}$, $b= 0.000000$, $K = 0.168318$

t (day)	SNO (exp)	SNO (mod)
0.197917	0.500000	0.570531
0.961806	2.500000	2.763492
1.197917	3.750000	3.582579
2.052083	7.100000	7.253218
2.163194	8.200000	7.825696
2.968750	12.800000	12.796914
3.135417	13.900000	14.032453
3.611111	17.900000	18.028105

NO : Deneme Sayısı
 FBNO : Fibonacci sayısı
 K1, K2: Standart sapma değerleri
 COR : Korelasyon katsayısı
 a, K : (3.5) bağıntısındaki katsayılar

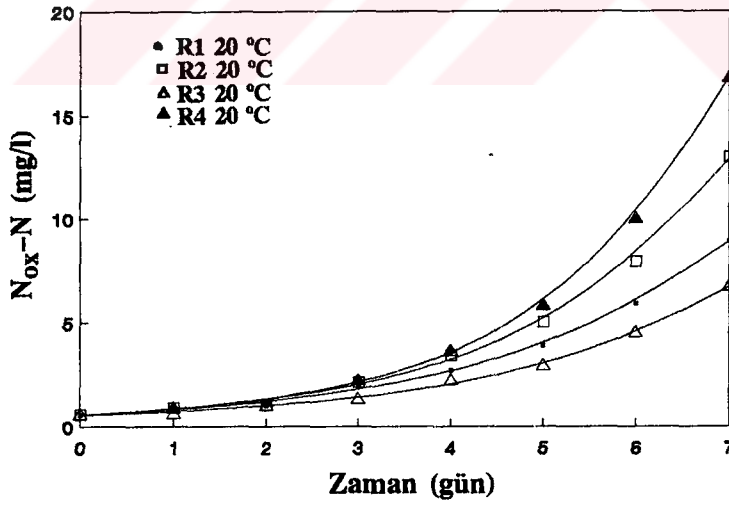
EK B

**OTOTROF MİKROORGANİZMALAR İLE
YÜRÜTÜLEN DENEYLER**

- . EVSEL ATIKSU
- . ET ENDÜSTRİSİ ATIKSUYU
- . SENTETİK ATIKSU

Tablo B.1 1.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

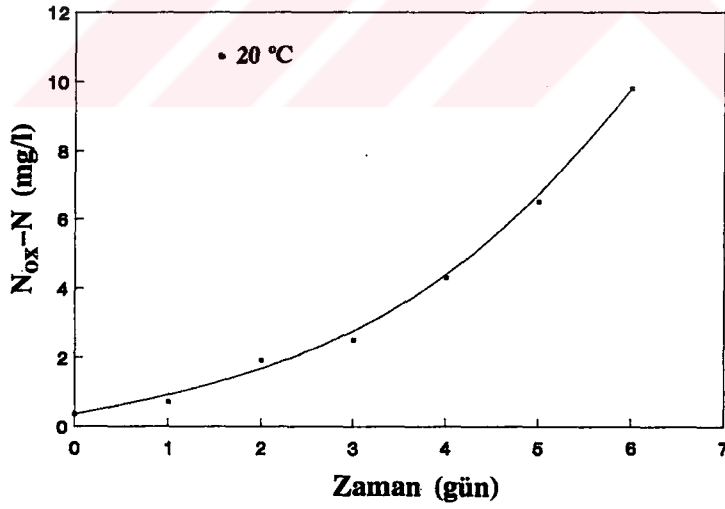
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)			
	1. Reaktör 20 °C	2. Reaktör 20 °C	3. Reaktör 20 °C	4. Reaktör 20 °C
0	0.55	0.55	0.55	0.55
1	0.75	0.85	0.6	0.8
2	1	1	1	1
3	1.9	2.1	1.3	2.2
4	2.7	3.4	2.2	3.6
5	3.9	5	2.9	5.8
6	5.9	7.9	4.5	10
7	8.9	13	6.7	16.8



Şekil B.1 1.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.2 2.SET Toplam Eysel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

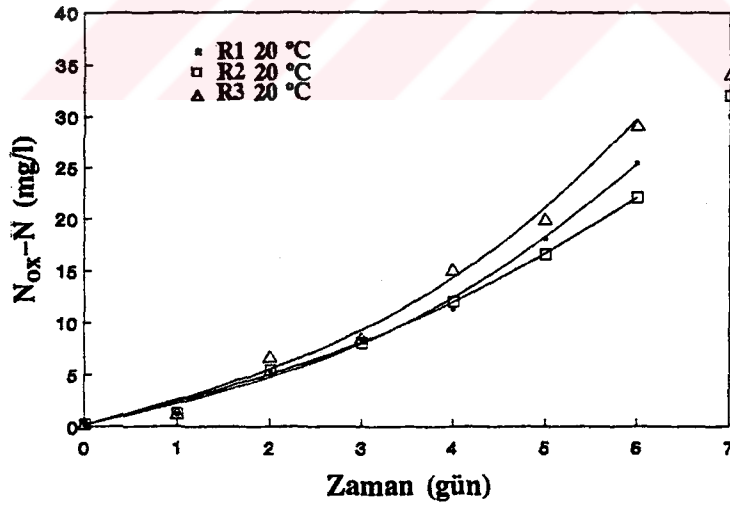
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l) 20 °C
0	0.35
1	0.7
2	1.9
3	2.5
4	4.3
5	6.5
6	9.8



Şekil B.2 2.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.3 3.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

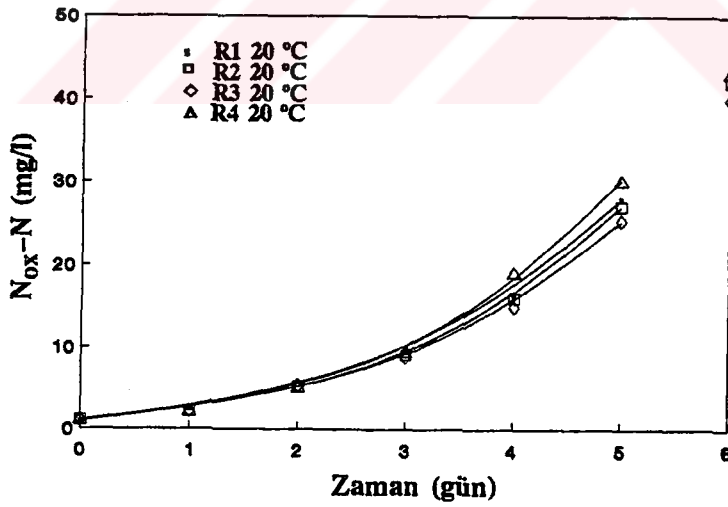
Gün	N _{ox} -N (mg/l)		
	1. Reaktör 20 °C	2. Reaktör 20 °C	3. Reaktör 20 °C
0	0.2	0.2	0.2
1	1.1	1.2	1.1
2	5.4	5.4	6.6
3	8.4	8	8.4
4	11.3	12	15
5	18	16.5	19.8
6	25.4	22	29
7	30	32	34



Şekil B.3 3.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.4 4.SET Toplam ve Çökeltilmiş Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları (Toplam Atıksu : 1. ve 2. Reaktörler; Çökeltilmiş Atıksu : 3., 4. ve 5. Reaktörler)

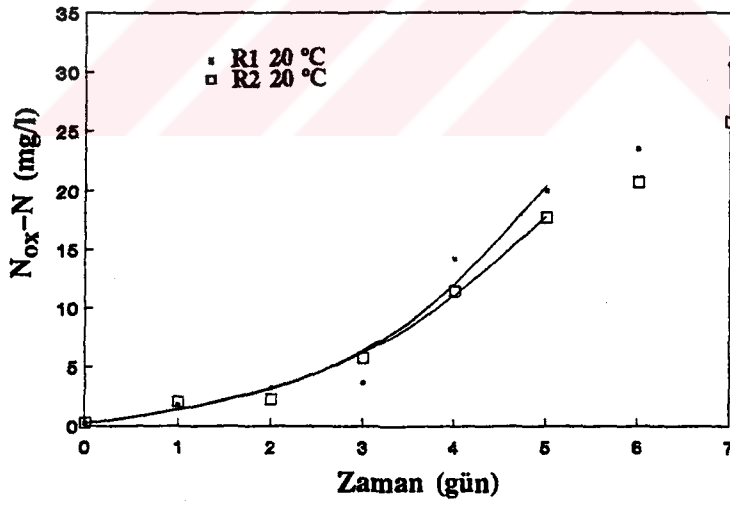
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)				
	1. Reaktör 20 °C	2. Reaktör 20 °C	3. Reaktör 20 °C	4. Reaktör 20 °C	5. Reaktör 20 °C
0	0.9	1	1.1	1	0.9
1	2.4	2.1	2.2	2.1	2.3
2	5.9	5.2	5.3	5	4.8
3	10	9.1	8.9	9.4	9.3
4	16.2	16	15	19	17
5	28	27	25.3	30	32
6	40	42	40	43	44



Şekil B.4 4.SET toplam ve çökeltilmiş evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.5 5.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

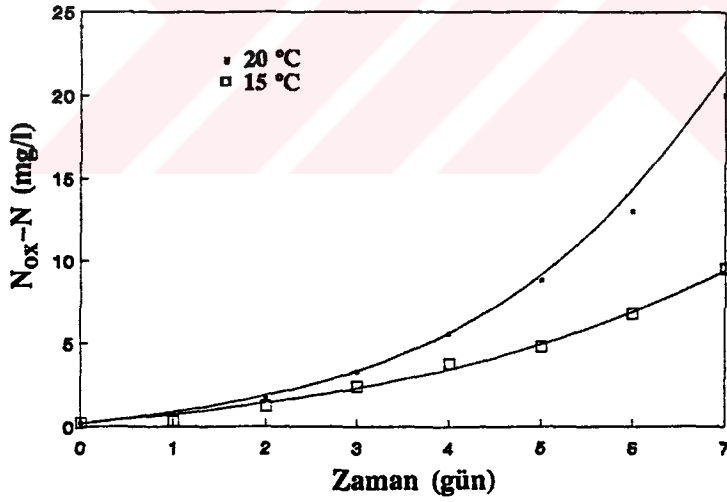
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)	
	1. Reaktör 20 °C	2. Reaktör 20 °C
0	0.2	0.2
1	1.8	2
2	3.2	2.2
3	3.7	5.7
4	14.2	11.4
5	20	17.7
6	23.5	20.7
7	30.7	25.7



Şekil B.5 5.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.6 6.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

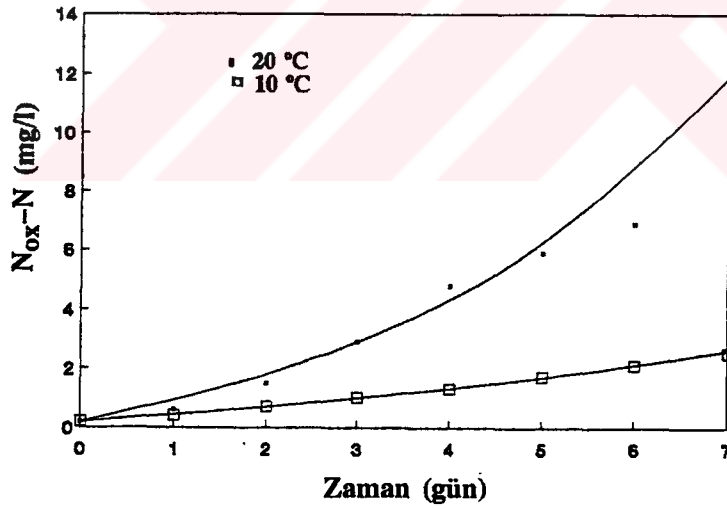
Gün	N _{ox} -N (mg/l)	
	20 °C	15 °C
0	0.2	0.2
1	0.7	0.3
2	1.7	1.2
3	3.3	2.4
4	5.6	3.8
5	8.8	4.8
6	13	6.8
7	20	9.5



Şekil B.6 6.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.7 7.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

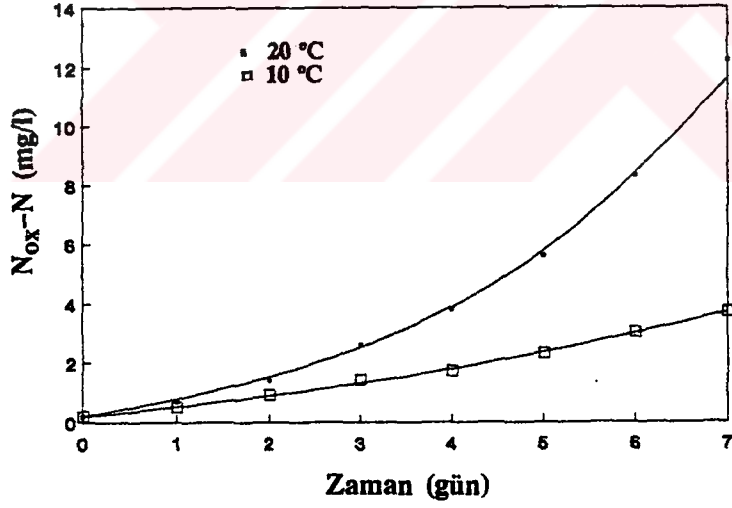
Gün	N _{ox} -N (mg/l)	
	20 °C	10 °C
0	0.2	0.2
1	0.6	0.4
2	1.5	0.7
3	2.9	1
4	4.8	1.3
5	5.9	1.7
6	6.9	2.1
7	12.5	2.5



Şekil B.7 7.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.8 8.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

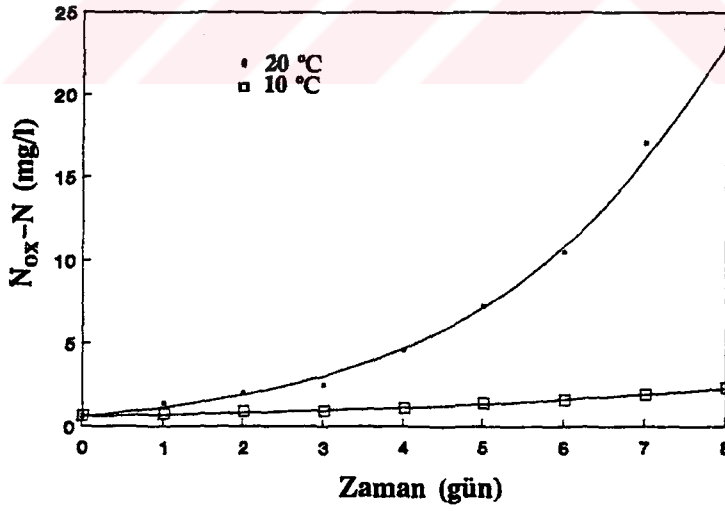
Gün	N _{ox} -N (mg/l)	
	20 °C	10 °C
0	0.2	0.2
1	0.7	0.5
2	1.4	0.9
3	2.6	1.4
4	3.8	1.7
5	5.6	2.3
6	8.3	3
7	12.2	3.7



Şekil B.8 8.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.9 9.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

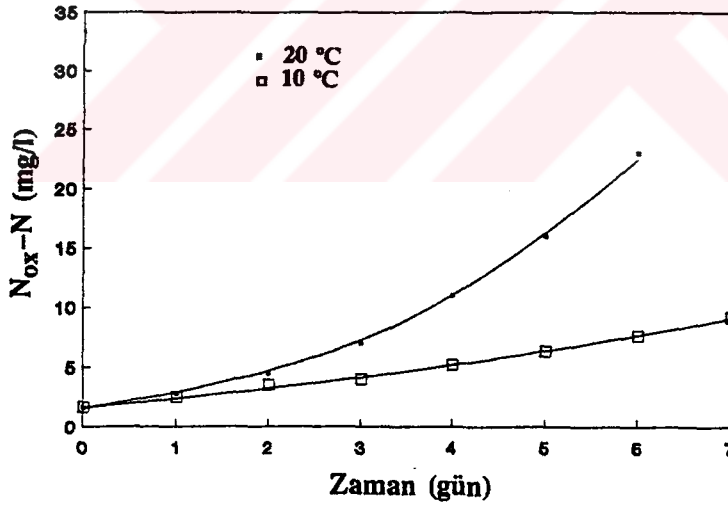
Gün	N _{ox} -N (mg/l)	
	20 °C	10 °C
0	0.6	0.6
1	1.4	0.75
2	2	0.9
3	2.5	0.94
4	4.6	1.1
5	7.2	1.4
6	10.5	1.6
7	17	1.9
8	24	2.3



Şekil B.9 9.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.10 10.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

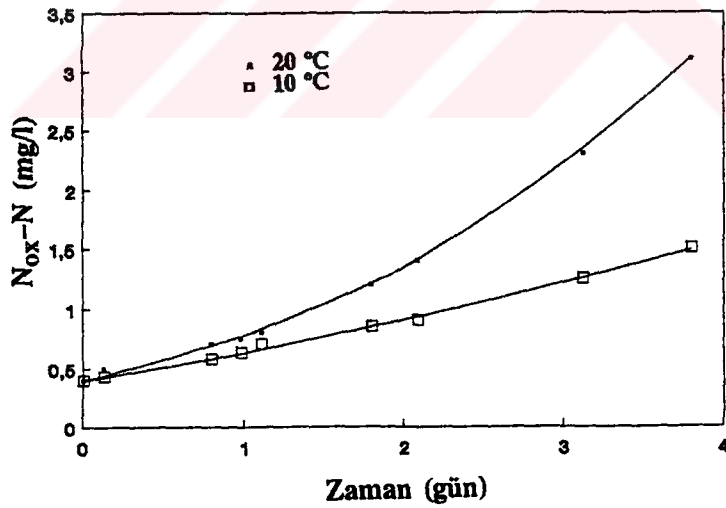
Gün	N _{ox} -N (mg/l)	
	20 °C	10 °C
0	1.6	1.6
1	2.8	2.5
2	4.5	3.5
3	7	4
4	11	5.2
5	16	6.3
6	23	7.6
7	30	9.2



Şekil B.10 10.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.11 11.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

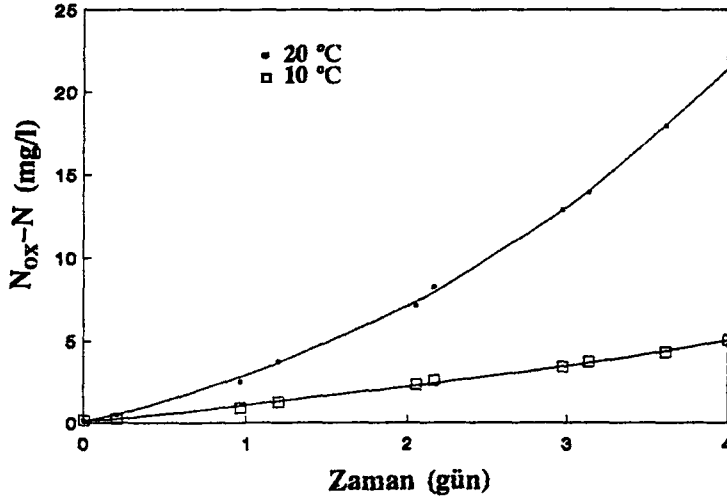
Gün	N _{ox} -N (mg/l)	
	20 °C	10 °C
0	0.4	0.4
0.128	0.5	0.43
0.795	0.7	0.58
0.982	0.75	0.63
1.108	0.8	0.7
1.795	1.2	0.85
2.086	1.4	0.9
3.122	2.3	1.25
3.802	3.1	1.5



Şekil B.11 11.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.12 12.SET Toplam Evsel Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

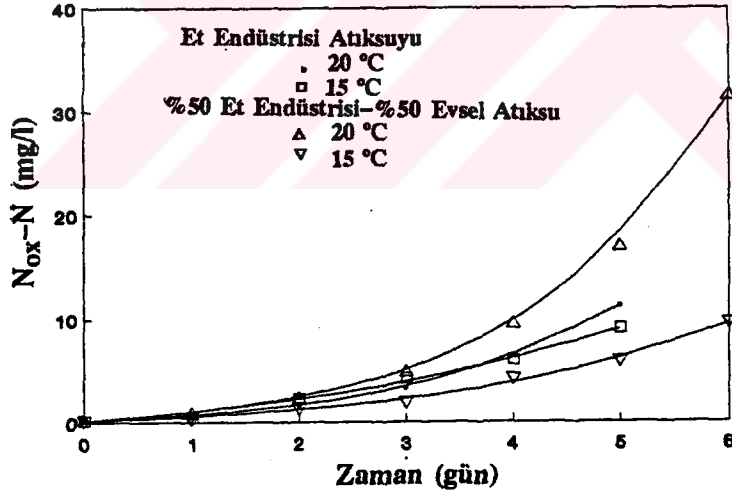
Gün	N _{ox} -N (mg/l)	
	20 °C	10 °C
0	0.1	0.1
0.198	0.5	0.2
0.962	2.5	0.9
1.198	3.75	1.25
2.052	7.1	2.3
2.163	8.2	2.6
2.969	12.8	3.4
3.135	13.9	3.7
3.611	17.9	4.3
4	22	5



Şekil B.12 12.SET toplam evsel atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.13 6.SET Et Endüstrisi Atıksuyu Ve % 50 Et Endüstrisi-% 50 Evsel Atıksu Karışımı İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

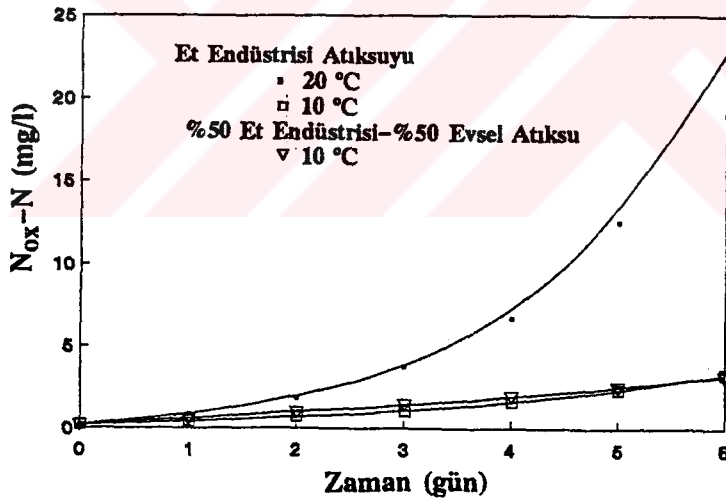
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)			
	Et End.		%50 Et-%50 Evsel	
	20 °C	15 °C	20 °C	15 °C
0	0.1	0.1	0.1	0.1
1	0.5	0.45	0.8	0.3
2	1.5	2.2	2.3	1.3
3	3.3	4.2	4.8	1.9
4	6.4	6	9.5	4.2
5	11.3	9.1	17	5.9
6	-	-	21	9.6



Şekil B.13 6.SET et endüstrisi ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı deney ve model sonuçları

Tablo B.14 7.SET Et Endüstrisi Atıksuyu Ve % 50 Et Endüstrisi-% 50 Evsel Atıksu Karışımı İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

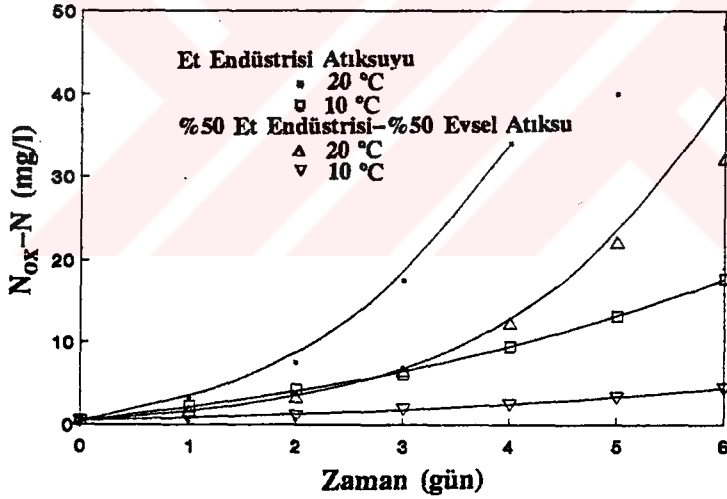
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)			
	Et End.		%50 Et-%50 Evsel	
	20 °C	10 °C	20 °C	10 °C
0	0.2	0.2	-	0.2
1	0.8	0.4	-	0.6
2	1.8	0.7	-	1
3	3.7	1	-	1.4
4	6.7	1.6	-	1.9
5	12.5	2.3	-	2.5
6	19	3.3	-	3.2



Şekil B.14 7.SET et endüstrisi ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı deney ve model sonuçları

Tablo B.15 8.SET Et Endüstrisi Atıksuyu Ve % 50 Et Endüstrisi-% 50 Evsel Atıksu Karışımı İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

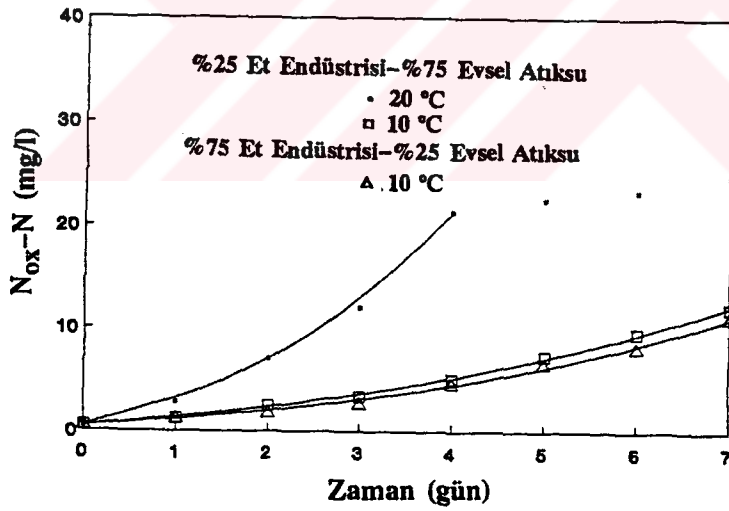
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)			
	Et End.		%50 Et-%50 Evsel	
	20 °C	10 °C	20 °C	10 °C
0	0.5	0.5	0.5	0.5
1	3.1	2.2	1.5	0.9
2	7.5	4.2	3.2	1.1
3	17.5	6	6.3	1.9
4	34	9.4	12.2	2.5
5	40	13.1	22	3.3
6	48	17.7	32	4.4



Şekil B.15 8.SET et endüstrisi ve % 50 et endüstrisi-% 50 evsel atıksu karışımı deney ve model sonuçları

Tablo B.16 8.SET % 25 Et-% 75 Evsel Ve % 75 Et-%25 Evsel Atıksu Karışımları İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

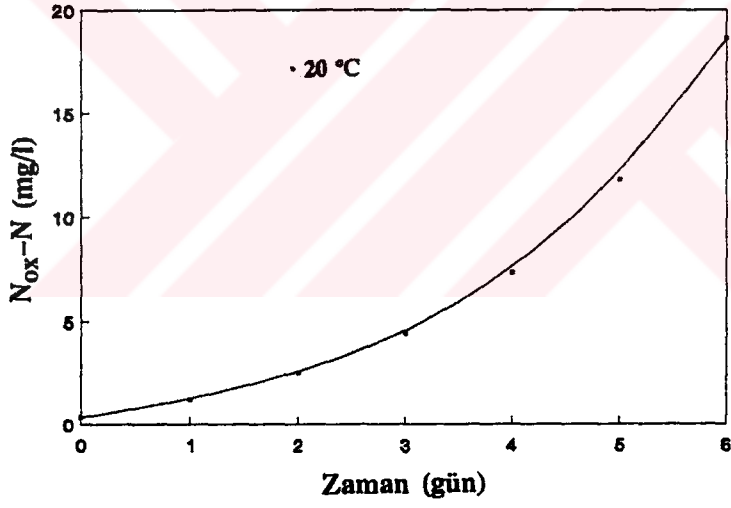
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)			
	%25 Et-%75 Evsel		%75 Et-%25 Evsel	
	20 °C	10 °C	20 °C	10 °C
0	0.5	0.5	-	0.5
1	2.8	1.2	-	1.2
2	7	2.4	-	1.7
3	12	3.3	-	2.6
4	21.3	5	-	4.5
5	22.5	7.2	-	6.4
6	23.3	9.5	-	8
7	24.7	12	-	11



Şekil B.16 8.SET % 25 et-% 75 evsel ve % 75 et-%25 evsel atıksu karışımları deney ve model sonuçları

Tablo B.17 2.SET Sentetik Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

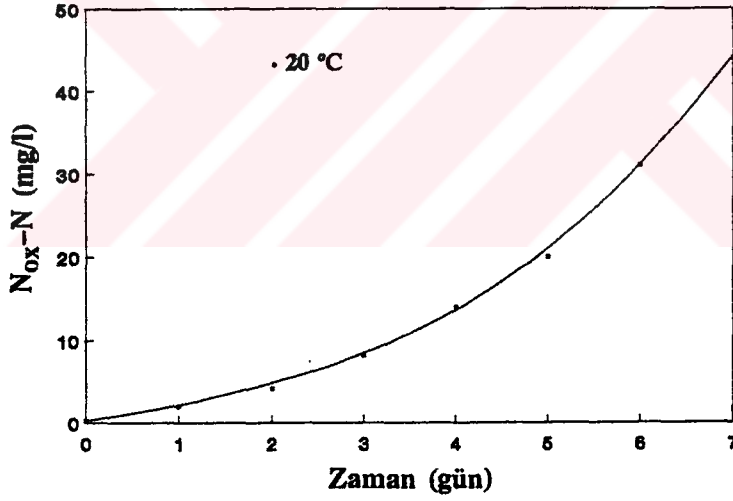
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l) 20 °C
0	0.35
1	1.2
2	2.5
3	4.4
4	7.3
5	11.8
6	18.6



Şekil B.17 2.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.18 3.SET Sentetik Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

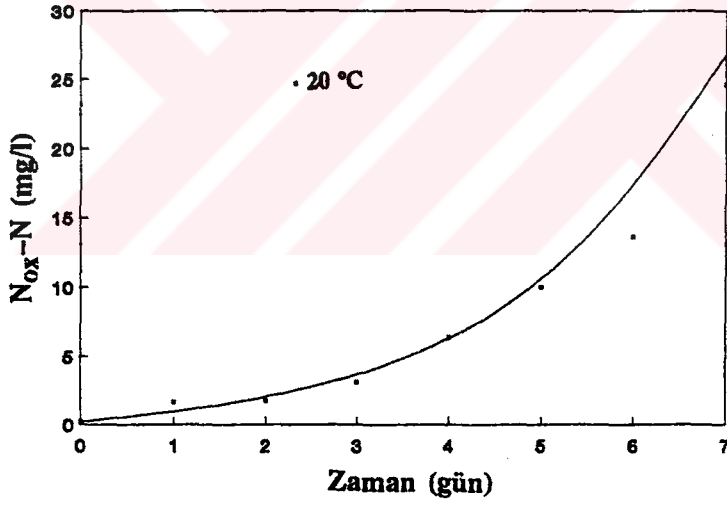
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l) 20 °C
0	0.2
1	2
2	4.2
3	8.2
4	14
5	20
6	31
7	44



Şekil B.18 3.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.19 5.SET Sentetik Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

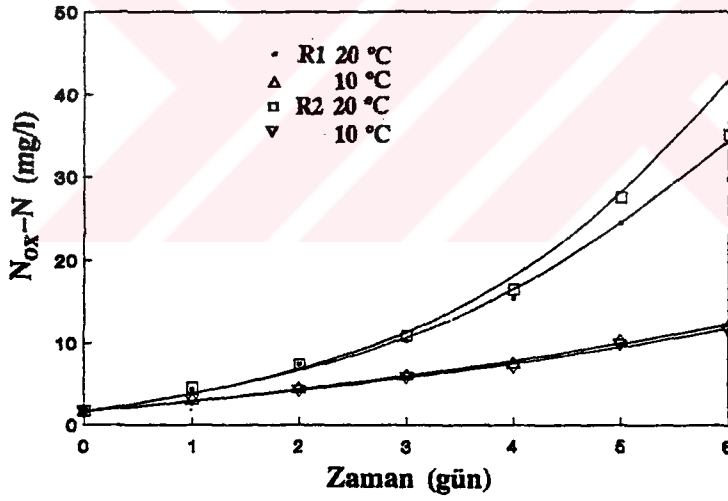
Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l) 20 °C
0	0.2
1	1.6
2	1.7
3	3.1
4	6.4
5	10
6	13.6
7	24.6



Şekil B.19 5.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları

Tablo B.20 10.SET Sentetik Atıksu İle Yürütülen Kesikli Deneylerin Sonuçları

Gün	$N_{ox}-N$ (mg/l)			
	1. Reaktör		2. Reaktör	
	20 °C	10 °C	20 °C	10 °C
0	1.6	1.6	1.6	1.6
1	4.3	3	4.5	3.1
2	7	4.4	7.3	4.2
3	10.3	6	10.9	5.75
4	15	7.5	16	7.1
5	24.4	10.3	27.5	9.9
6	29.8	12.2	35	11.7



Şekil B.20 10.SET sentetik atıksu deney ve model sonuçları

EK C

**HETEROTROF MİKROORGANİZMALAR İLE
YÜRÜTÜLEN DENEYLER**

- . EVSEL ATIKSU
- . SENTETİK ATIKSU
- . EVSEL - SENTETİK ATIKSU
- . ET ENDÜSTRİSİ - EVSEL ATIKSU
- . SÜT ENDÜSTRİSİ- EVSEL ATIKSU
- . ŞEKERLEME ENDÜSTRİSİ - EVSEL ATIKSU

EVSEL ATIKSU İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER

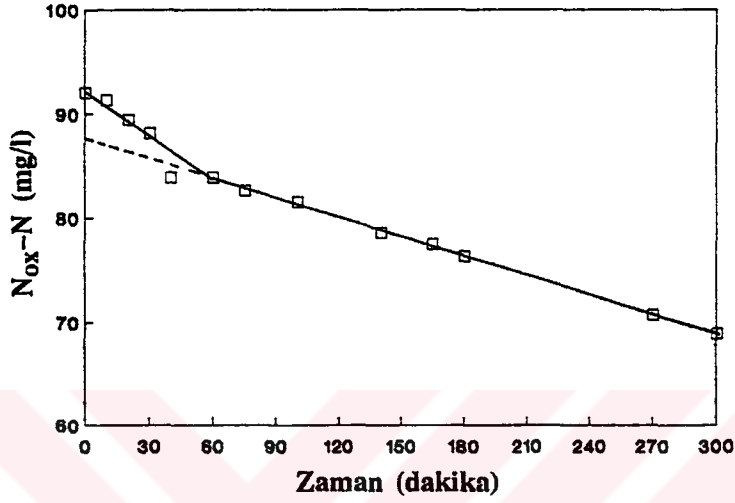
13.SET

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

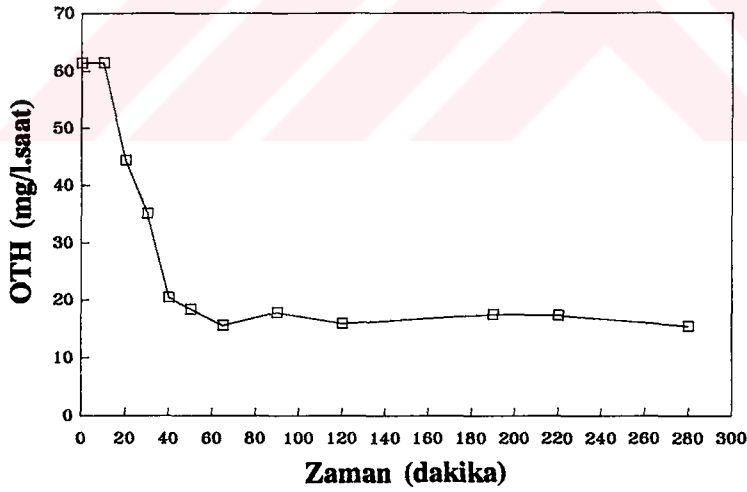
$$V_{ww} = 0.8 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.31 \text{ l}$$

$$X_T = 810 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.1 N_{ox-N} 'in zamanla değişimi (13.SET Evsel)



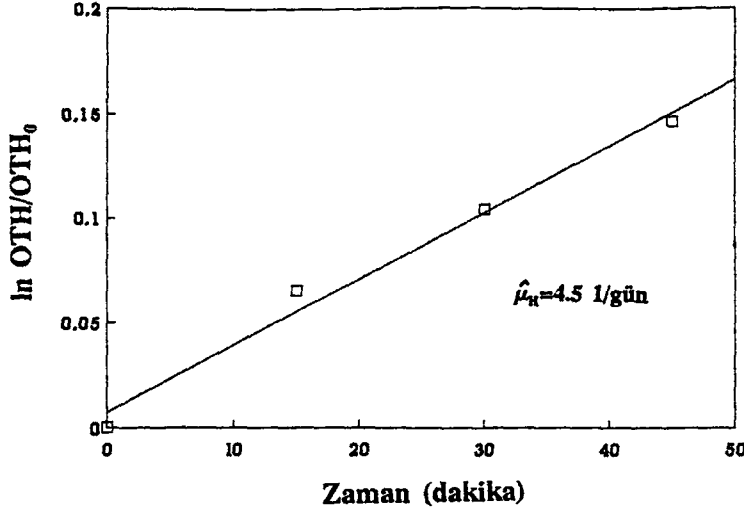
Şekil C.2 OTH'nın zamanla değişimi (13.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rho_R = 4.5 = \frac{0.45}{1 - 1.48 \cdot 0.45} \cdot \frac{61.5}{f_a} \cdot \frac{24}{810}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$



Şekil C.3 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (13.SET Evsel)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (92-87.5) \frac{(0.8+0.31)}{0.8} = 53 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.45} (20.7) \frac{(0.8+0.31)}{0.8} = 86 \text{ mg KOI/l}$$

$$\eta_g = 2.86 \frac{\frac{(92-83.8) \text{ mg/l}}{60 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{61.5 \text{ mg/l.saat}} = 0.38$$

$$\eta_h = 2.86 \frac{\frac{(83.8-68.8) \text{ mg/l}}{240 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{16 \text{ mg/l.saat}} = 0.67$$

$$k_1 = \frac{(92-83.8) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 810 \text{ mg UAKM/l}} = 0.018 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(83.8-68.8) \text{ mg N/l}}{240 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 810 \text{ mg UAKM/l}} = 0.009 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

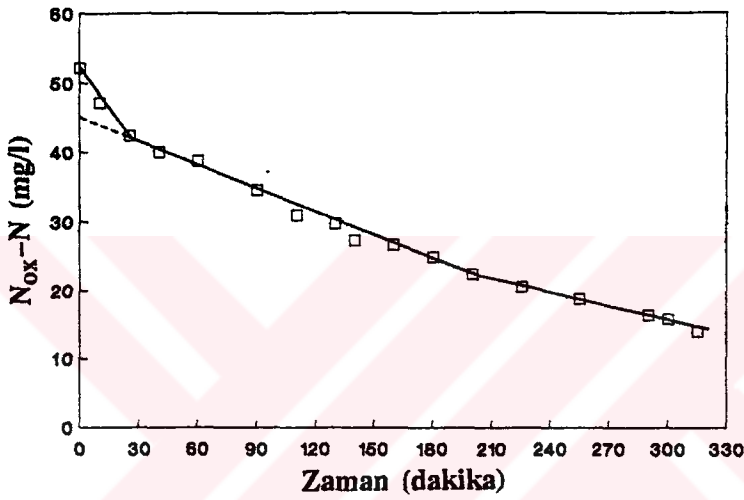
14.SET

$$F/M = 0.24 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.8 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.25 \text{ l}$$

$$X_T = 1580 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.4 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (14.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (52 - 45.2) \frac{(0.8 + 0.25)}{0.8} = 77 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(52 - 42.3) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 1580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.027 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(42.3 - 22.3) \text{ mg N/l}}{175 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 1580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.008 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(22.3 - 15.7) \text{ mg N/l}}{100 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 1580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.005 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

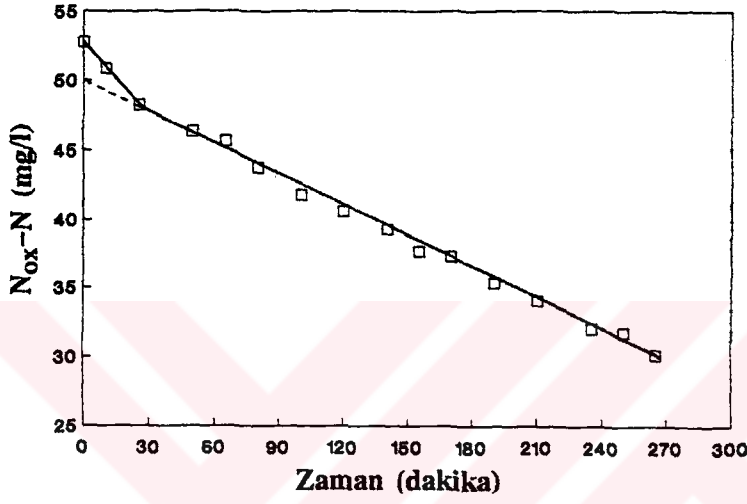
15.SET

$$F/M = 0.56 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.8 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.185 \text{ l}$$

$$X_T = 790 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.5 N_{ox}-N'in zamanla değişimi (15.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (52.7 - 49.8) \frac{(0.8 + 0.185)}{0.8} = 30 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(52.7 - 48.2) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 790 \text{ mg UAKM/l}} = 0.025 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(48.2 - 30.1) \text{ mg N/l}}{240 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 790 \text{ mg UAKM/l}} = 0.010 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

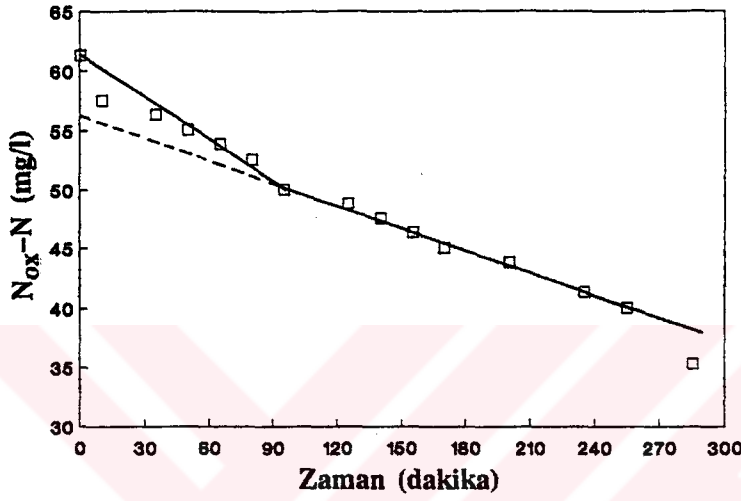
16.SET

$$F/M = 0.86 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.8 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.12 \text{ l}$$

$$X_T = 580 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.6 N_{ox-N} 'in zamanla değişimi (16.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (61.3 - 55.9) \frac{(0.8 + 0.12)}{0.8} = 53 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(61.3 - 50) \text{ mg N/l}}{95 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.022 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(50 - 40) \text{ mg N/l}}{160 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.012 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

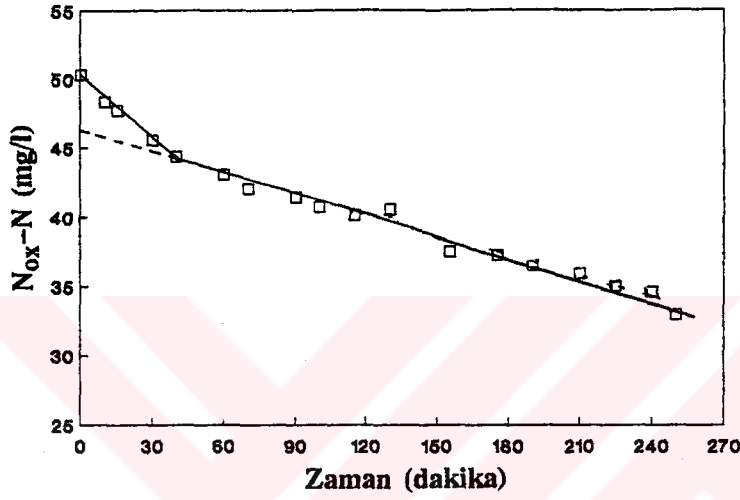
17.SET

$$F/M = 0.48 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.8 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.175 \text{ l}$$

$$X_T = 700 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.7 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (17.SET Eysel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (50.3-46.3) \frac{(0.8+0.175)}{0.8} = 42 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(50.3-44.3) \text{ mg N/l}}{40 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 590 \text{ mg UAKM/l}} = 0.027 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(44.3-32.9) \text{ mg N/l}}{210 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 590 \text{ mg UAKM/l}} = 0.010 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

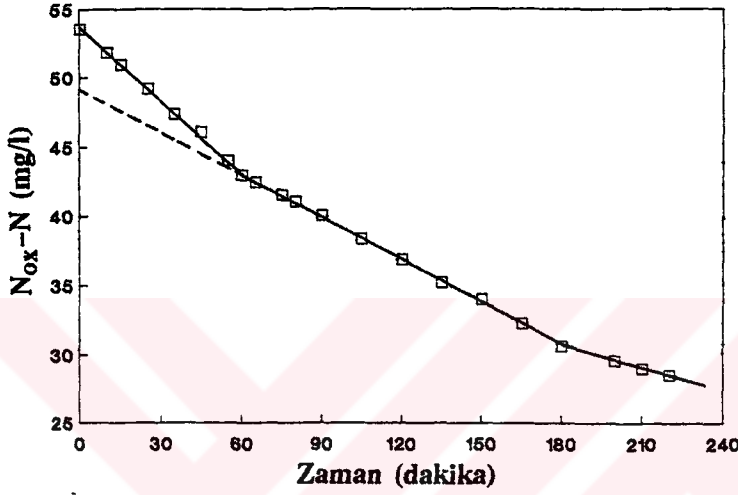
18.SET

$$F/M = 0.48 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.8 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.1 \text{ l}$$

$$X_T = 580 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.8 N_{Ox}-N'in zamanla değişimi (18.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (53.5 - 49) \frac{(0.8 + 0.1)}{0.8} = 43 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(53.5 - 42.9) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.033 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(42.9 - 30.6) \text{ mg N/l}}{120 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.019 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(30.6 - 28.5) \text{ mg N/l}}{40 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 580 \text{ mg UAKM/l}} = 0.009 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

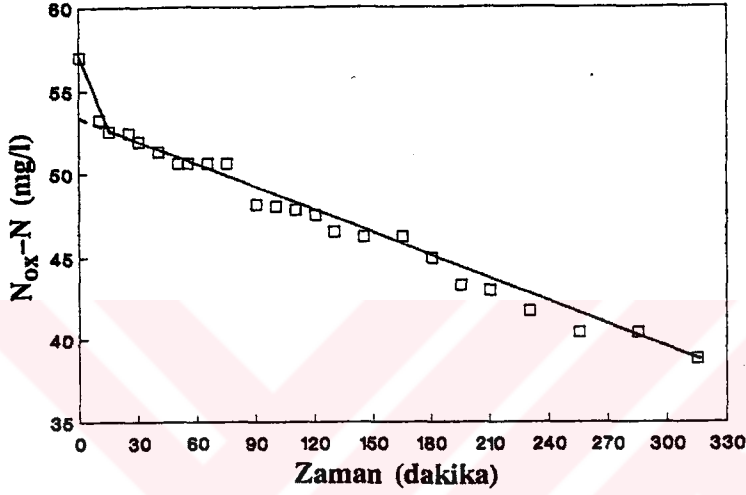
19.SET

$$F/M = 0.42 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.79 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.185 \text{ l}$$

$$X_T = 850 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.9 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (19.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (57-53.1) \frac{(0.79+0.185)}{0.79} = 41 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(57-52.5) \text{ mg N/l}}{15 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 850 \text{ mg UAKM/l}} = 0.038 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(52.5-38.8) \text{ mg N/l}}{300 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 850 \text{ mg UAKM/l}} = 0.006 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

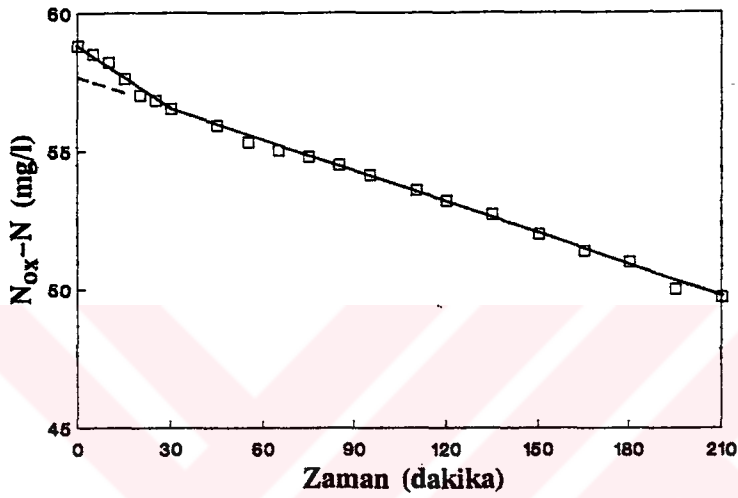
20.SET

$$F/M = 0.48 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.685 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.12 \text{ l}$$

$$X_T = 860 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.10 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (20.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (58.8-57.6) \frac{(0.685+0.12)}{0.685} = 12 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(58.8-56.5) \text{ mg N/l}}{30 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 860 \text{ mg UAKM/l}} = 0.010 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(56.5-49.7) \text{ mg N/l}}{180 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 860 \text{ mg UAKM/l}} = 0.005 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

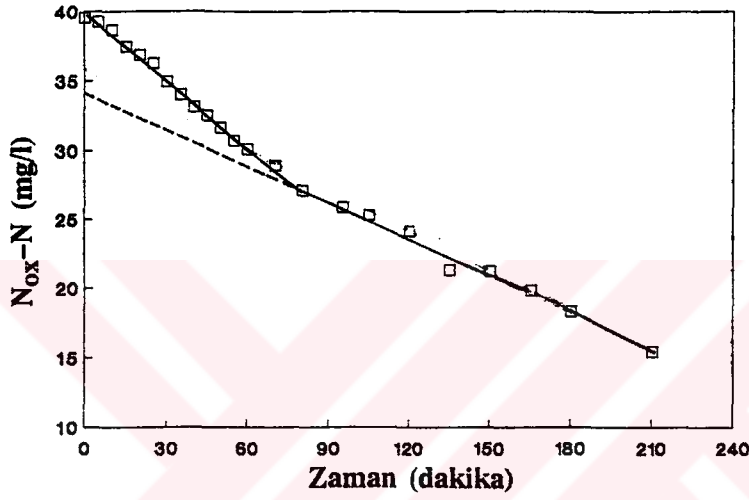
21.SET

$$F/M = 0.48 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.65 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.06 \text{ l}$$

$$X_T = 815 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.11 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (21.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\Rightarrow f_a = 0.55$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (39.5-34.4) \frac{(0.65+0.06)}{0.65} = 48 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(39.5-27.5) \text{ mg N/l}}{80 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 815 \text{ mg UAKM/l}} = 0.020 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(27.5-15.4) \text{ mg N/l}}{130 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.55 \cdot 815 \text{ mg UAKM/l}} = 0.012 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

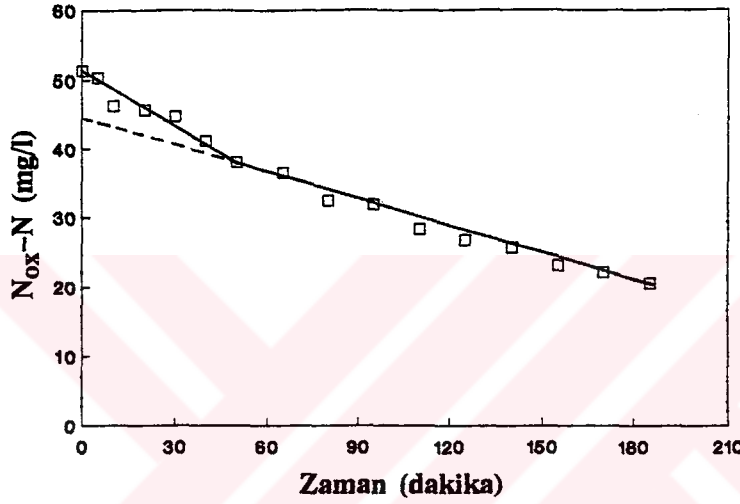
22.SET

$$F/M = 0.53 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.7 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.12 \text{ l}$$

$$X_T = 1110 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.12 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (22.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\hat{\mu}_H = 4.2 = \frac{0.45}{1 - 1.48 \cdot 0.45} \frac{56.8}{f_a} \frac{24}{1110}$$

$$\rightarrow f_a = 0.39$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (51.3 - 44.5) \frac{(0.7 + 0.12)}{0.7} = 68 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(51.3 - 38) \text{ mg N/l}}{50 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.39 \cdot 1110 \text{ mg UAKM/l}} = 0.037 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(38 - 20.5) \text{ mg N/l}}{130 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.39 \cdot 1110 \text{ mg UAKM/l}} = 0.019 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

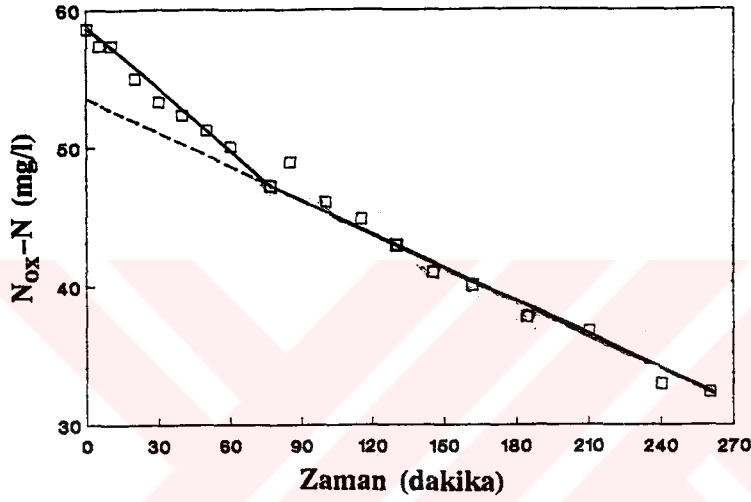
23.SET

$$F/M = 0.43 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.54 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.15 \text{ l}$$

$$X_T = 1135 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.13 N_{ox}-N'in zamanla değişimi (23.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.39$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (58.6 - 53.5) \frac{(0.54 + 0.15)}{0.54} = 56 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(58.6 - 47.5) \text{ mg N/l}}{80 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.39 \cdot 1135 \text{ mg UAKM/l}} = 0.019 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(47.5 - 34) \text{ mg N/l}}{180 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.39 \cdot 1135 \text{ mg UAKM/l}} = 0.010 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

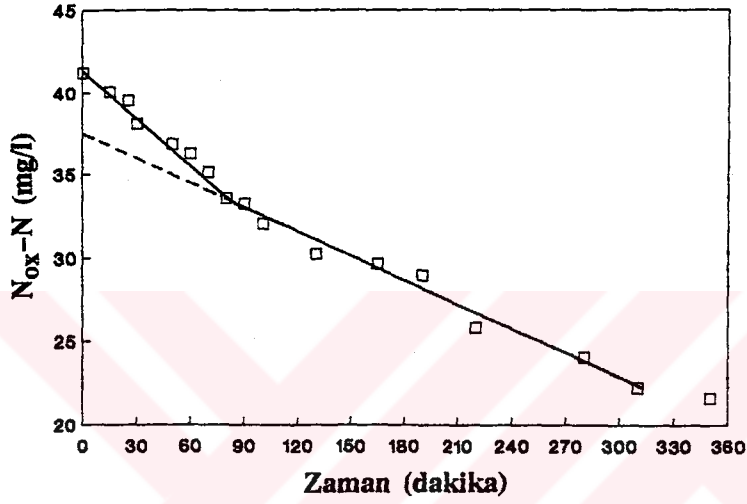
24.SET

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.5 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.05 \text{ l}$$

$$X_T = 830 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.14 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (24.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.39$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (41.2-37.4) \frac{(0.5+0.05)}{0.5} = 36 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(41.2-33.5) \text{ mg N/l}}{80 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.39 \cdot 830 \text{ mg UAKM/l}} = 0.018 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(33.5-22.2) \text{ mg N/l}}{230 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.39 \cdot 830 \text{ mg UAKM/l}} = 0.009 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

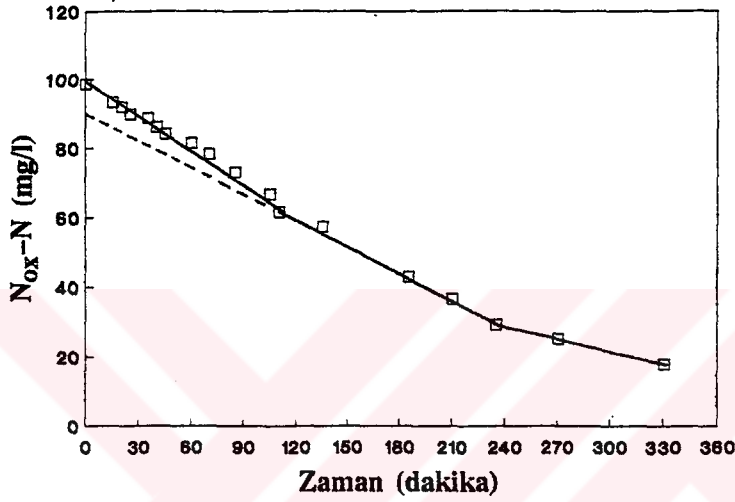
25.SET

$$F/M = 0.54 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.09 \text{ l}$$

$$X_T = 1230 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.15 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (25.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 4.7 \text{ 1/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.33$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (98.5-90) \frac{(0.35+0.09)}{0.35} = 92 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(98.5-61.5) \text{ mg N/l}}{110 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 1230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.049 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(61.5-29.2) \text{ mg N/l}}{125 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 1230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.038 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(29.2-17.7) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 1230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.019 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

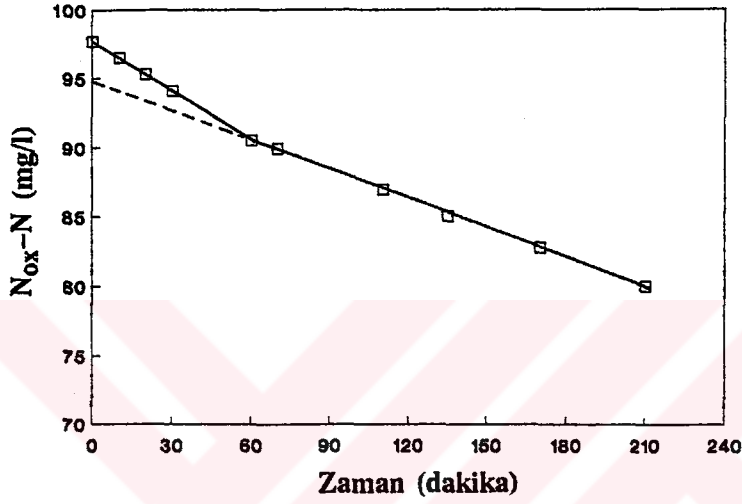
26.SET

$$F/M = 0.60 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.40 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.03 \text{ l}$$

$$X_T = 845 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.16 N_{ox}-N'in zamanla değişimi (26.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_R = 6.0 \text{ 1/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.40$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (97.6 - 94.8) \frac{(0.40 + 0.03)}{0.40} = 26 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(97.6 - 90.5) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 845 \text{ mg UAKM/l}} = 0.021 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(90.5 - 79.4) \text{ mg N/l}}{150 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 845 \text{ mg UAKM/l}} = 0.013 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

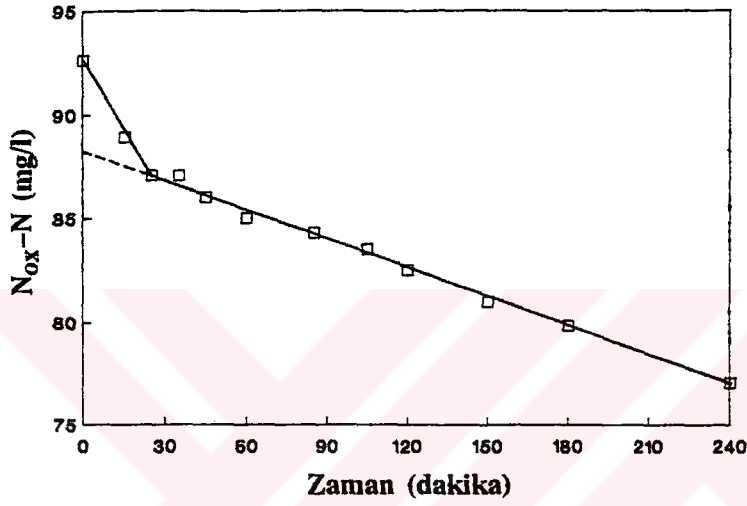
27.SET

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.30 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.03 \text{ l}$$

$$X_T = 1540 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.17 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (27.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rho_R = 5.1 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.37$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (92.6-88) \frac{(0.30+0.03)}{0.30} = 44 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(92.6-87) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.37 \cdot 1540 \text{ mg UAKM/l}} = 0.023 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(87-77.5) \text{ mg N/l}}{215 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.37 \cdot 1540 \text{ mg UAKM/l}} = 0.005 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

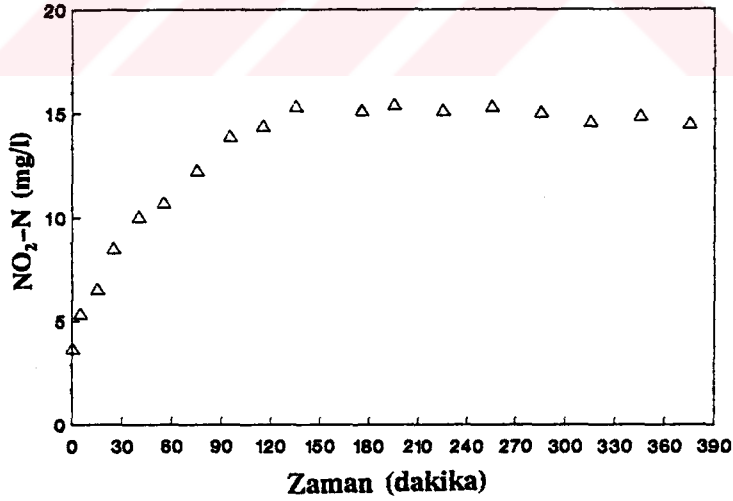
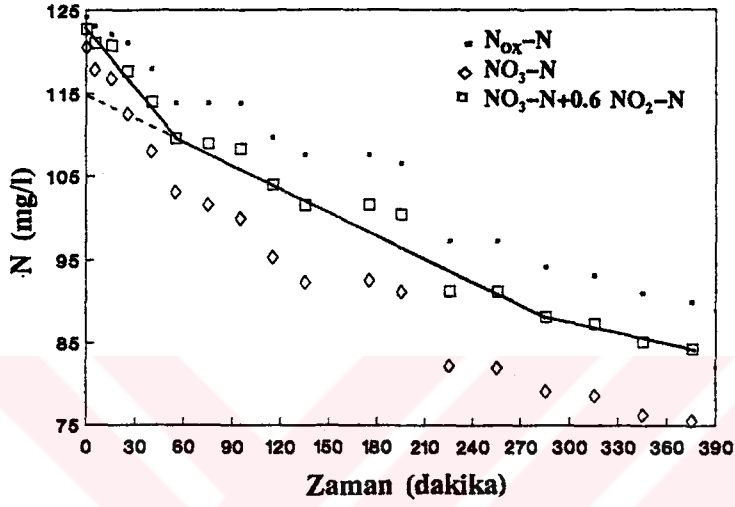
28.SET

$$F/M = 1.05 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.04 \text{ l}$$

$$X_T = 1300 \text{ mg UAKM/l}$$



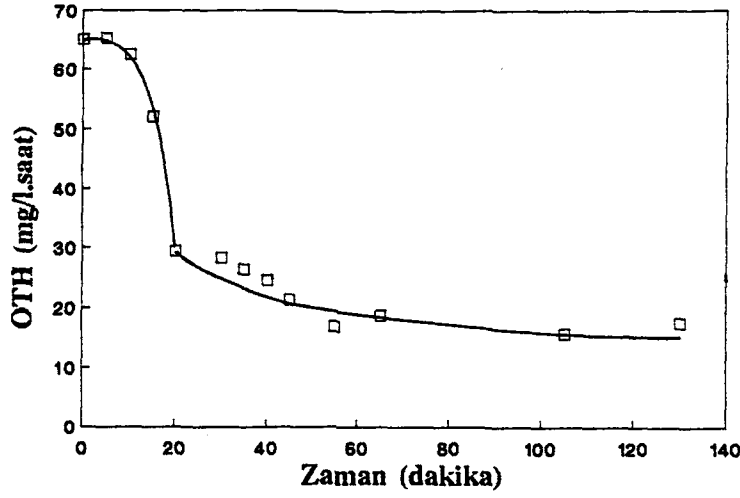
Şekil C.18 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Evsel)

Kabul:

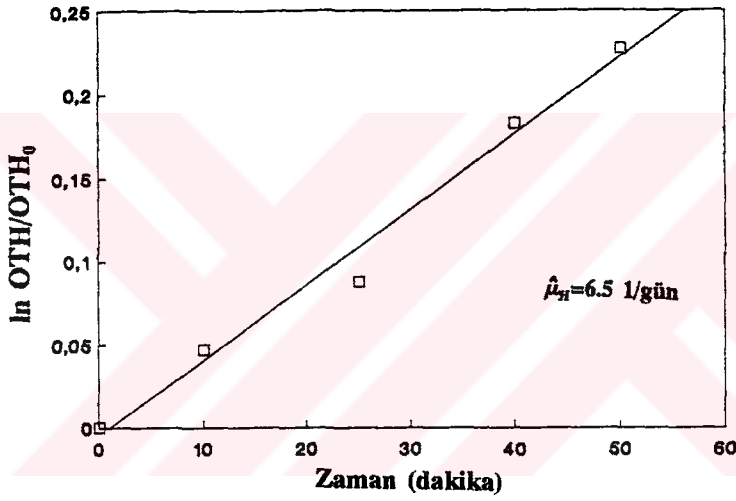
$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 6.5 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_s = 0.25$$



Şekil C.19 OTH'nın zamanla değişimi (28.SET Evsel)



Şekil C.20 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (28.SET Evsel)

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (122.7-115) \frac{(0.35+0.04)}{0.35} = 74 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(122.7-109.5) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.25 \cdot 1300 \text{ mg UAKM/l}} = 0.040 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(109.5-88.1) \text{ mg N/l}}{225 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.25 \cdot 1300 \text{ mg UAKM/l}} = 0.018 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

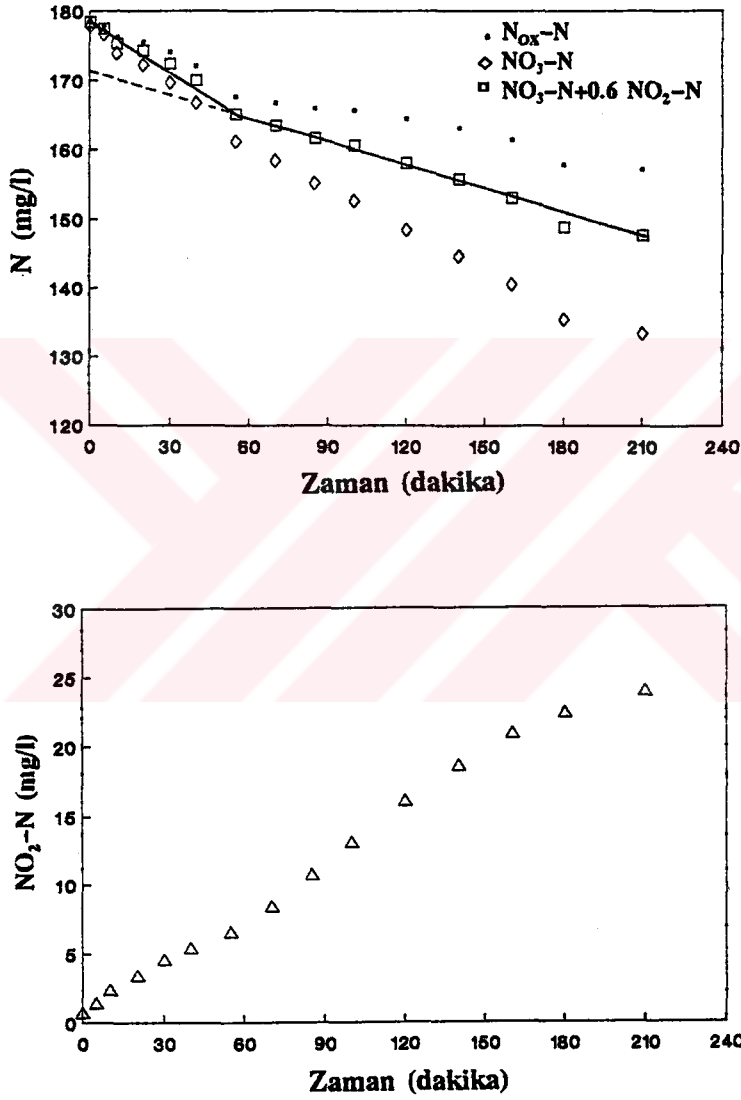
$$k_3 = \frac{(88.1-84.2) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.25 \cdot 1300 \text{ mg UAKM/l}} = 0.008 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$F/M = 0.73 \text{ mg KOI/mg UAKM}$

$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$

$V_{ml} = 0.07 \text{ l}$

$X_T = 585 \text{ mg UAKM/l}$



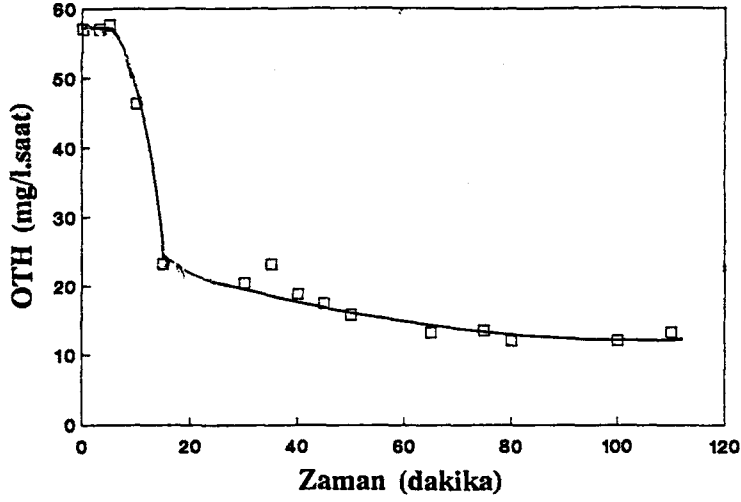
Şekil C.21 N bileşenlerinin zamanla değişimi (29.SET Evsel)

Kabul:

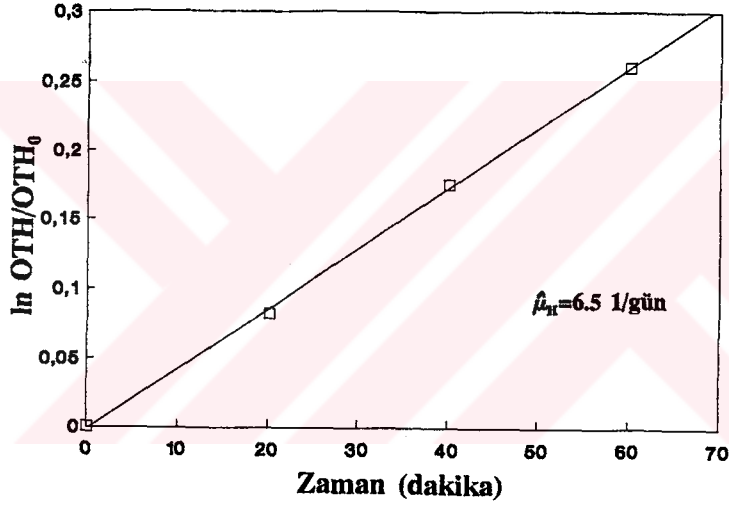
$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 6.5 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.45$$



Şekil C.22 OTH'nın zamanla değişimi (29.SET Evsel)



Şekil C.23 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (29.SET Evsel)

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (178.3-173.4) \frac{(0.35+0.07)}{0.35} = 50 \text{ KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(178.3-165) \text{ mg N/l}}{55 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.45 \cdot 585 \text{ mg UAKM/l}} = 0.055 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(165-147.6) \text{ mg N/l}}{155 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.45 \cdot 585 \text{ mg UAKM/l}} = 0.026 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

30.SET

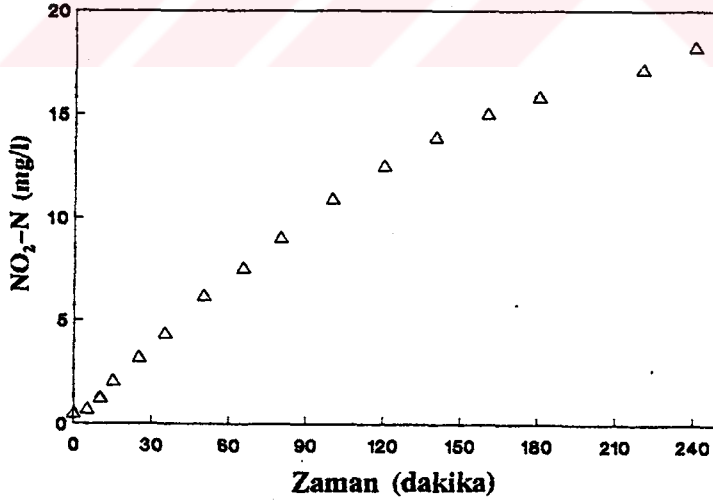
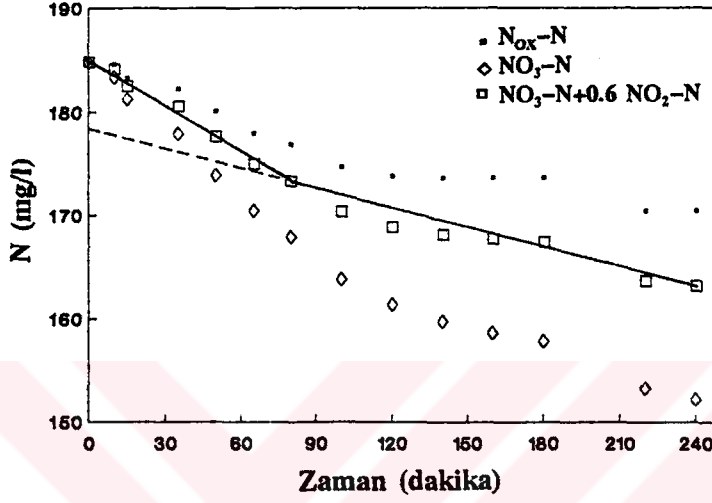
$F/M = 0.85$ mg KOI/mg UAKM

$V_{ww} = 0.35$ l

$V_{ml} = 0.05$ l

$X_T = 530$ mg UAKM/l (NTH)

570 mg UAKM/l (OTH)



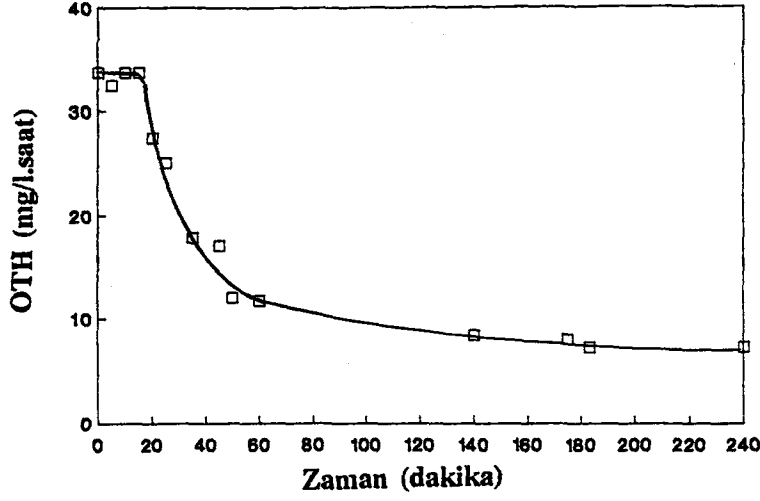
Şekil C.24 N bileşenlerinin zamanla değişimi (30.SET Evsel)

Kabul:

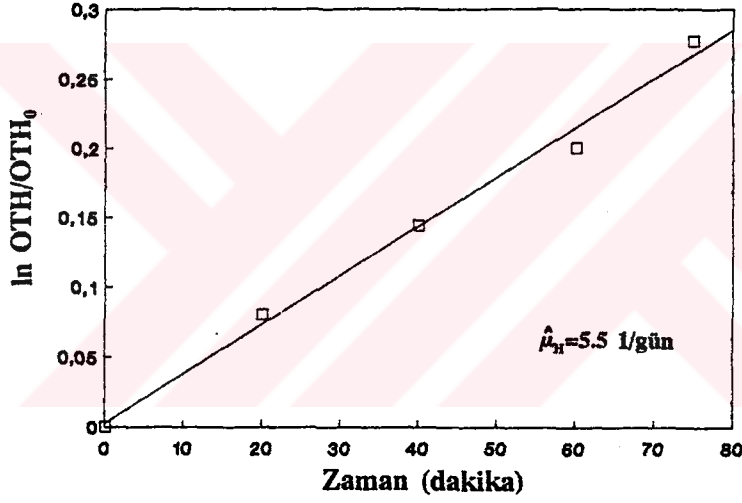
$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 5.5 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.35$$



Şekil C.25 OTH'nın zamanla değişimi (30.SET Evsel)



Şekil C.26 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (30.SET Evsel)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (184.7-178.1) \frac{(0.35+0.05)}{0.35} = 64 \text{ KOI/l}$$

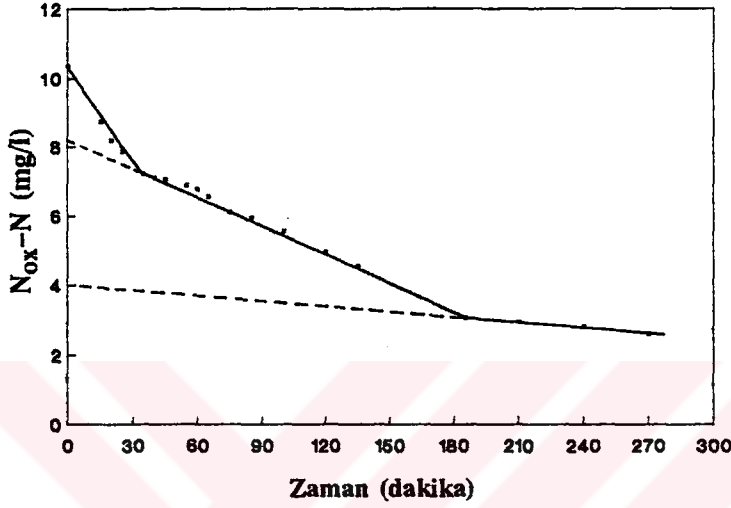
$$k_1 = \frac{(184.7-173.2) \text{ mg N/l}}{80 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 530 \text{ mg UAKM/l}} = 0.046 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(173.2-163.1) \text{ mg N/l}}{160 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 530 \text{ mg UAKM/l}} = 0.020 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

SENTETİK ATIKSU İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER

25.SET

$$\begin{aligned}
 F/M &= 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM} & C_R^* &= 58 \text{ mg KOI/l} \\
 V_{ww} &= 0.35 \text{ l} \\
 V_{ml} &= 0.008 \text{ l} \\
 X_T &= 320 \text{ mg UAKM/l}
 \end{aligned}$$



Şekil C.27 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (25.SET Sentetik)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.33$$

$$S_{s_{0_r}}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (10.4-8.2) = 19 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{s_{0_r}}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (10.4-4) = 54 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(10.4-7.2) \text{ mg N/l}}{35 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 320 \text{ mg UAKM/l}} = 0.051 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(7.2-3.05) \text{ mg N/l}}{150 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 320 \text{ mg UAKM/l}} = 0.016 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(3.05-2.6) \text{ mg N/l}}{85 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 320 \text{ mg UAKM/l}} = 0.003 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

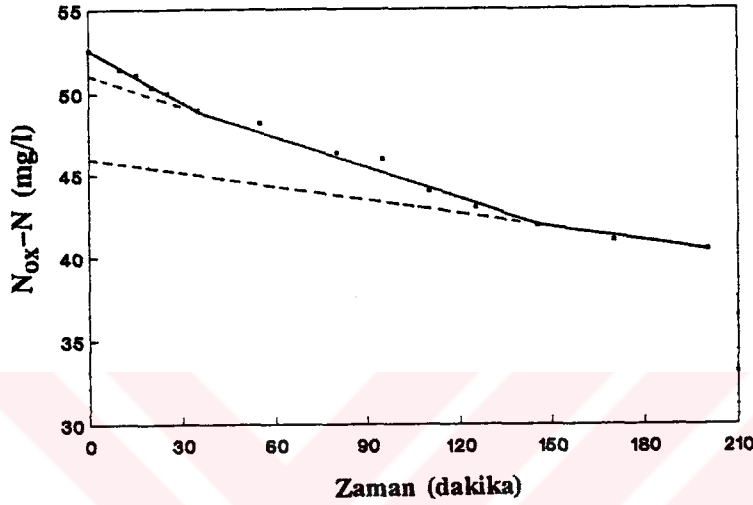
26.SET

$$F/M = 0.60 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 118 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.50 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.009 \text{ l}$$

$$X_T = 195 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.28 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (26.SET Sentetik)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.40$$

$$S_{s_{0R}}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (52.6 - 51) = 13 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{s_{0R}}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (52.6 - 46.7) = 50 \text{ mg KOI/l}$$

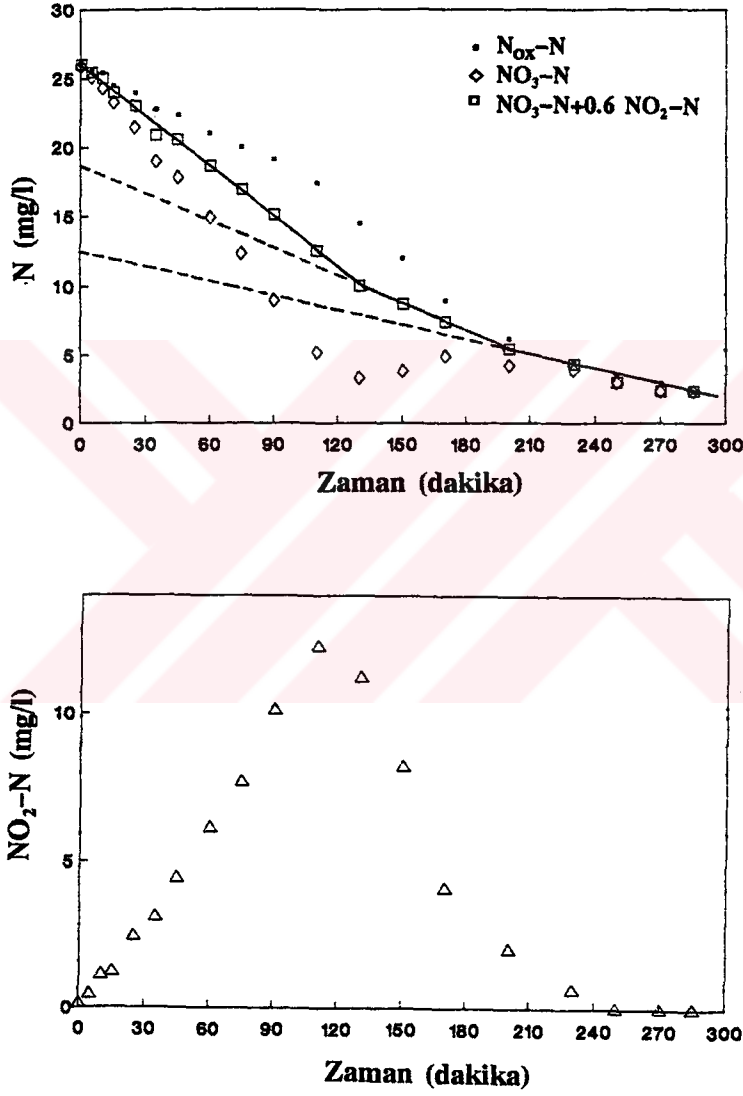
$$k_1 = \frac{(52.6 - 48.9) \text{ mg N/l}}{35 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 195 \text{ mg UAKM/l}} = 0.083 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(48.9 - 41.9) \text{ mg N/l}}{110 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 195 \text{ mg UAKM/l}} = 0.048 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3^* = \frac{(41.9 - 40.8) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 195 \text{ mg UAKM/l}} = 0.034 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

28.SET

$F/M = 0.50 \text{ mg KOI/mg UAKM}$ $C_R^* = 117 \text{ mg KOI/l}$
 $V_{ww} = 0.40 \text{ l}$
 $V_{ml} = 0.014 \text{ l}$
 $X_T = 230 \text{ mg UAKM/l}$



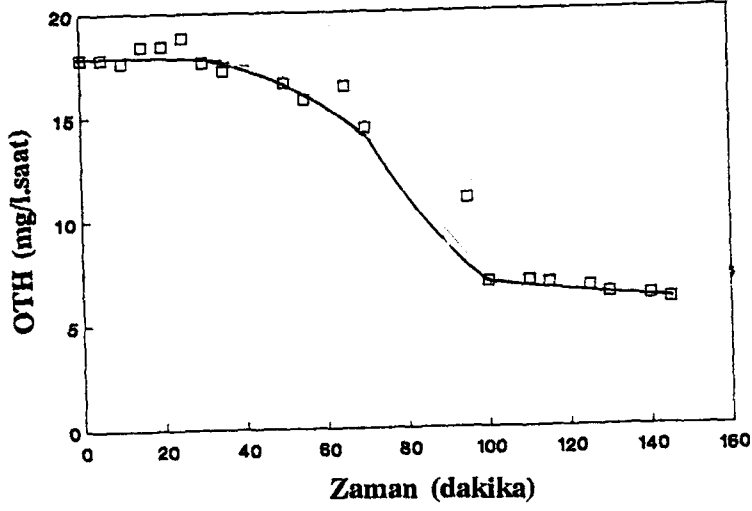
Şekil C.29 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Sentetik)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 7.2 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_d = 0.35$$



Şekil C.30 OTH'nın zamanla değişimi (28.SET Sentetik)

$$S_{s_{0,r}}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (25.95-18.5) = 64 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{s_{0,r}}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (25.95-12.9) = 112 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(25.95-10) \text{ mg N/l}}{130 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.091 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(10-5.4) \text{ mg N/l}}{70 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.048 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(5.4-2.3) \text{ mg N/l}}{85 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.026 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

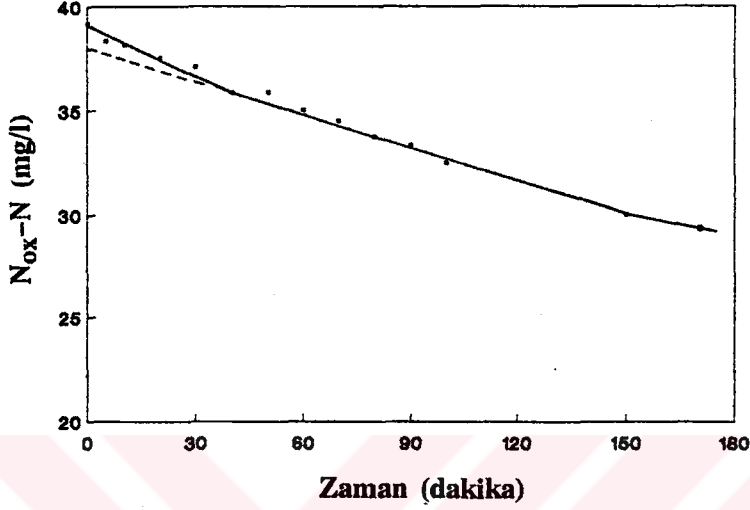
31.SET

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 58 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.50 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.010 \text{ l}$$

$$X_T = 130 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.31 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (31.SET Sentetik 58 mg/l)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\hat{\mu}_H = 10 \text{ 1/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.40$$

$$S_{s_{o_2}}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (39.2-37.95) = 10 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{s_{o_2}}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (39.2-35) = 36 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(39.2-35.8) \text{ mg N/l}}{40 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 130 \text{ mg UAKM/l}} = 0.098 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(35.8-30) \text{ mg N/l}}{110 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 130 \text{ mg UAKM/l}} = 0.060 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3^* = \frac{(30-29.35) \text{ mg N/l}}{20 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 130 \text{ mg UAKM/l}} = 0.038 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

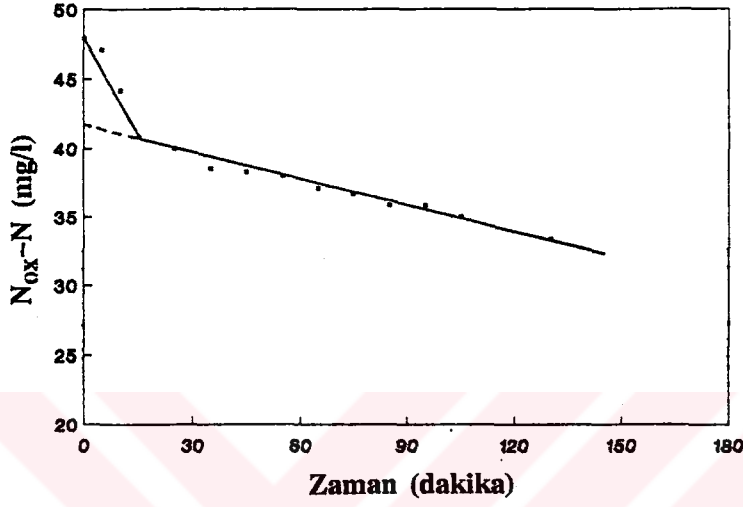
31.SET

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 115 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.50 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.020 \text{ l}$$

$$X_T = 255 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.32 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (31.SET Sentetik 115 mg/l)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rho_H = 10 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.40$$

$$S_{s_{ox}}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (47.9 - 41.7) = 53 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(47.9 - 40.8) \text{ mg N/l}}{15 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 255 \text{ mg UAKM/l}} = 0.278 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(40.8 - 33.3) \text{ mg N/l}}{115 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 255 \text{ mg UAKM/l}} = 0.038 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

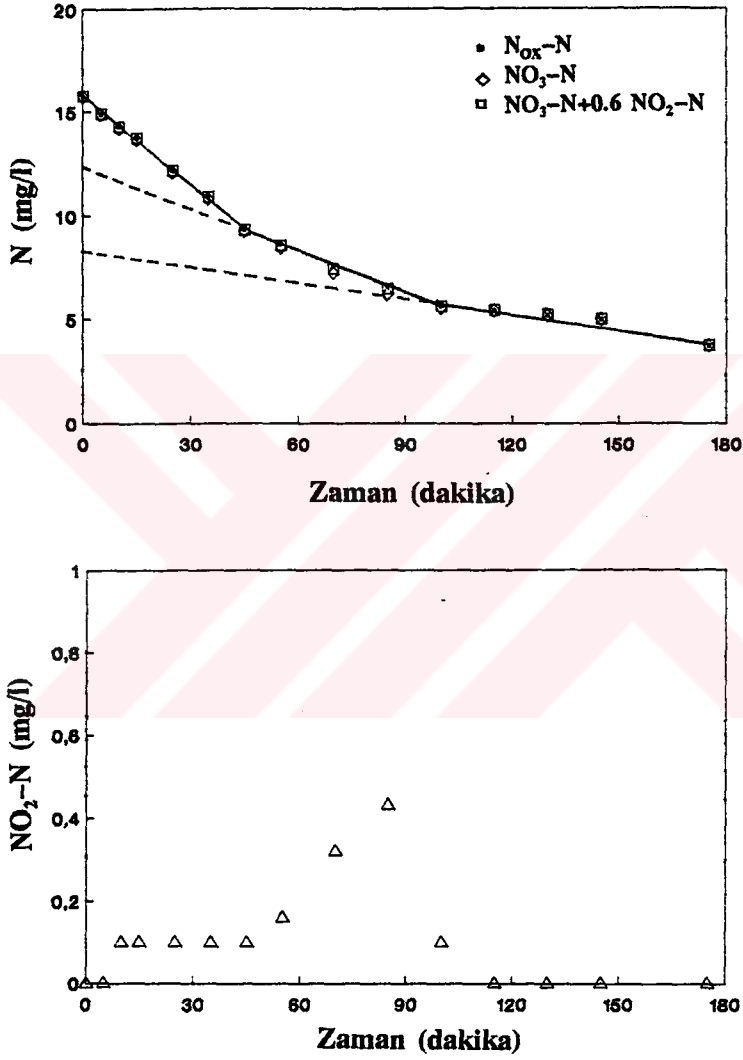
32.SET

$$F/M = 0.13 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 57 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.02 \text{ l}$$

$$X_T = 450 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.33 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Sentetik 57 mg/l)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\hat{\mu}_H = 7 \text{ l/gün}$$

$$f_s = 0.35$$

$$S_{so_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (15.7-12.5) = 28 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (15.7-8.9) = 58 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(15.7-9.3) \text{ mg N/l}}{45 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 450 \text{ mg UAKM/l}} = 0.054 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1^I = \frac{(9.3-6.4) \text{ mg N/l}}{40 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 450 \text{ mg UAKM/l}} = 0.027 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(6.4-3.7) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 450 \text{ mg UAKM/l}} = 0.011 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

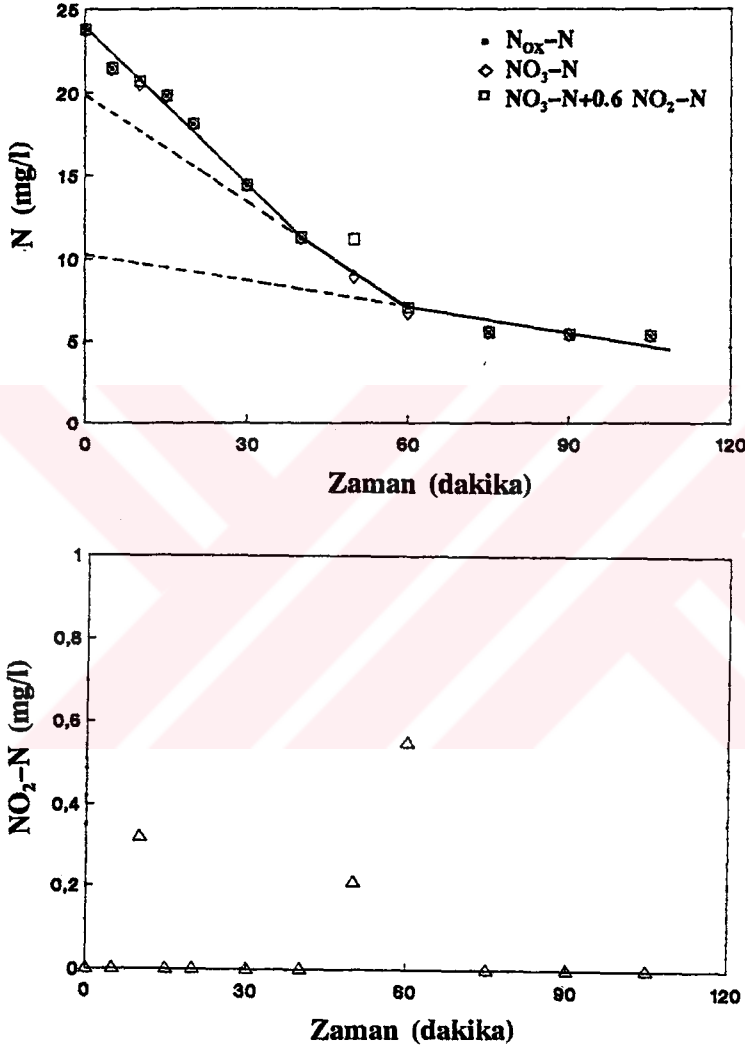
32.SET

$$F/M = 0.13 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 108 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.04 \text{ l}$$

$$X_T = 860 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.34 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Sentetik 108 mg/l)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\hat{\mu}_H = 7 \text{ 1/gün}$$

$$\rightarrow f_s = 0.35$$

$$S_{so_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (23.7-19.6) = 35 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (23.7-10.1) = 117 \text{ mg KOI/l}$$

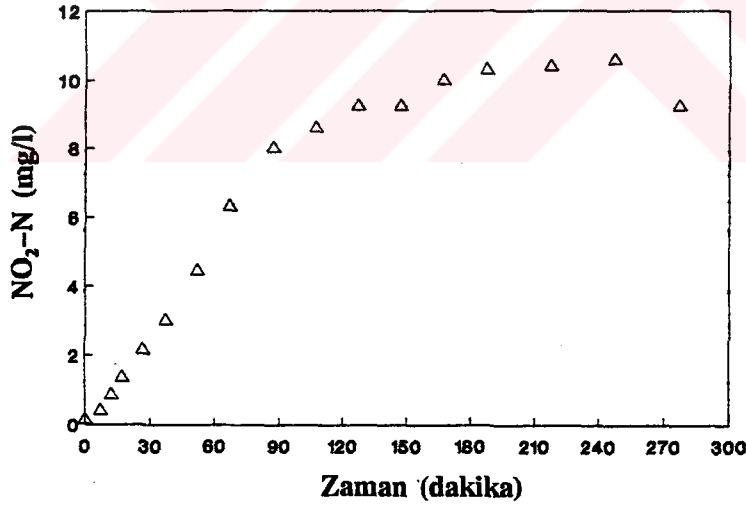
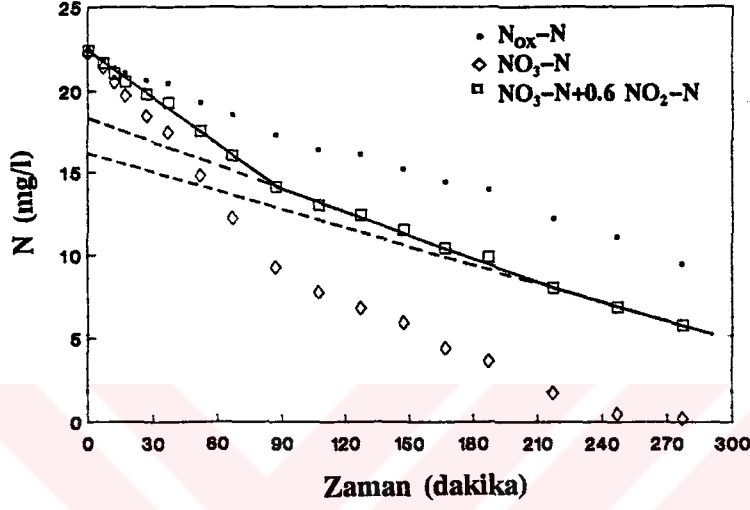
$$k_1 = \frac{(23.7-11.2) \text{ mg N/l}}{40 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 860 \text{ mg UAKM/l}} = 0.062 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(11.2-7) \text{ mg N/l}}{20 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 860 \text{ mg UAKM/l}} = 0.042 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(7-5.4) \text{ mg N/l}}{30 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 860 \text{ mg UAKM/l}} = 0.010 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

33.SET

$F/M = 0.20 \text{ mg KOI/mg UAKM}$ $C_R^* = 62 \text{ mg KOI/l}$
 $V_{ww} = 0.35 \text{ l}$
 $V_{ml} = 0.022 \text{ l}$
 $X_T = 310 \text{ mg UAKM/l}$

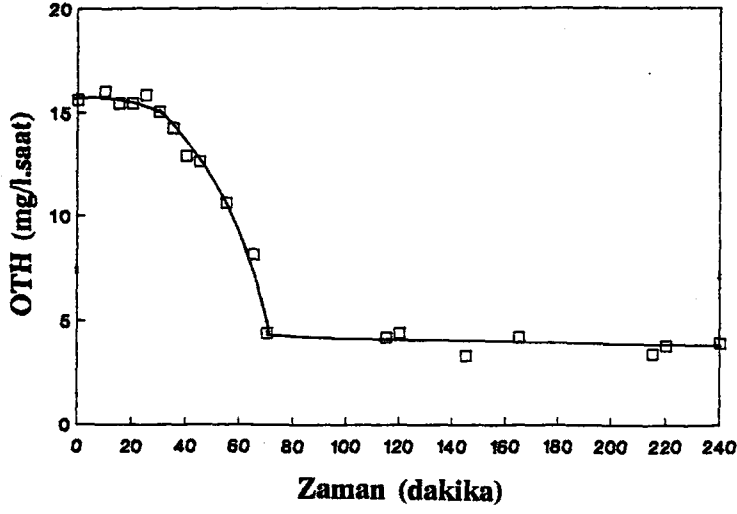


Şekil C.35 N bileşenlerinin zamanla değişimi (33.SET Sentetik)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.35$$



Şekil C.36 OTH'nın zamanla değişimi (33.SET Sentetik)

$$S_{s0_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (22.4-18.1) = 36 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{s0_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (22.4-16) = 55 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(22.4-14) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 310 \text{ mg UAKM/l}} = 0.051 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(14-8) \text{ mg N/l}}{130 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 310 \text{ mg UAKM/l}} = 0.026 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(8-5.8) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 310 \text{ mg UAKM/l}} = 0.020 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

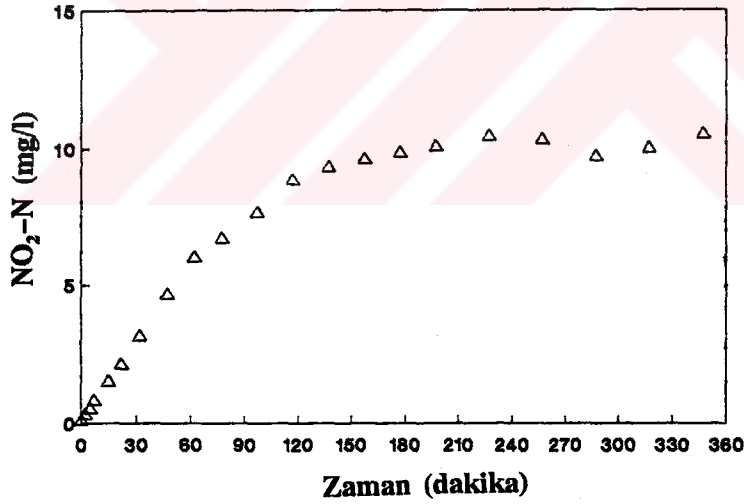
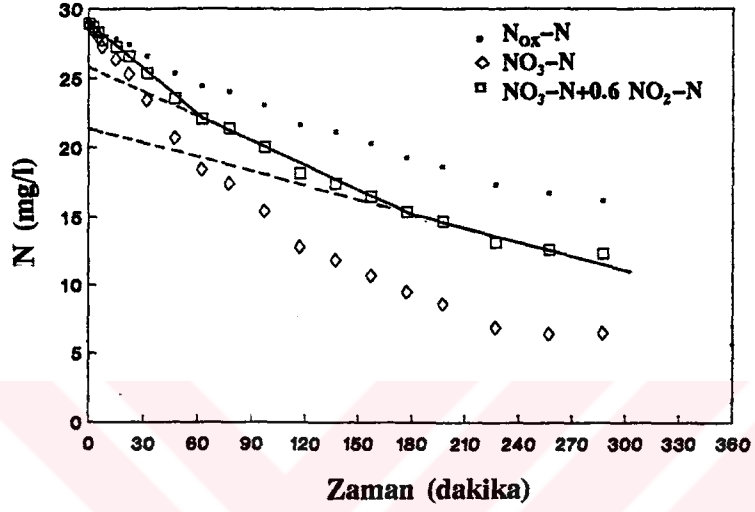
34.SET

$$F/M = 0.22 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 72 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.02 \text{ l}$$

$$X_T = 265 \text{ mg UAKM/l}$$

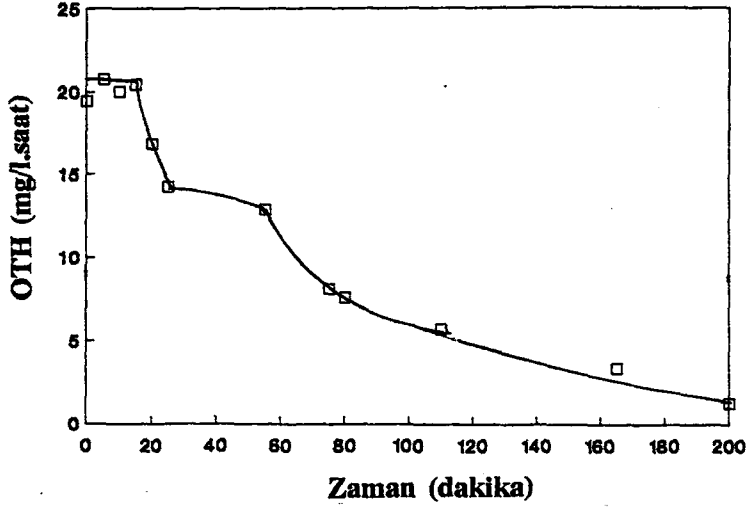


Şekil C.37 N bileşenlerinin zamanla değişimi (34.SET Sentetik 72 mg/l)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$f_a = 0.35$$



Şekil C.38 OTH'nın zamanla değişimi (34.SET Sentetik 72 mg/l)

$$S_{so_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (28.9-25.5) = 29 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so_r}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (28.9-21.5) = 63 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(28.9-22) \text{ mg N/l}}{62 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 265 \text{ mg UAKM/l}} = 0.071 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(22-15.4) \text{ mg N/l}}{115 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 265 \text{ mg UAKM/l}} = 0.037 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(15.3-12.5) \text{ mg N/l}}{80 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 265 \text{ mg UAKM/l}} = 0.023 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

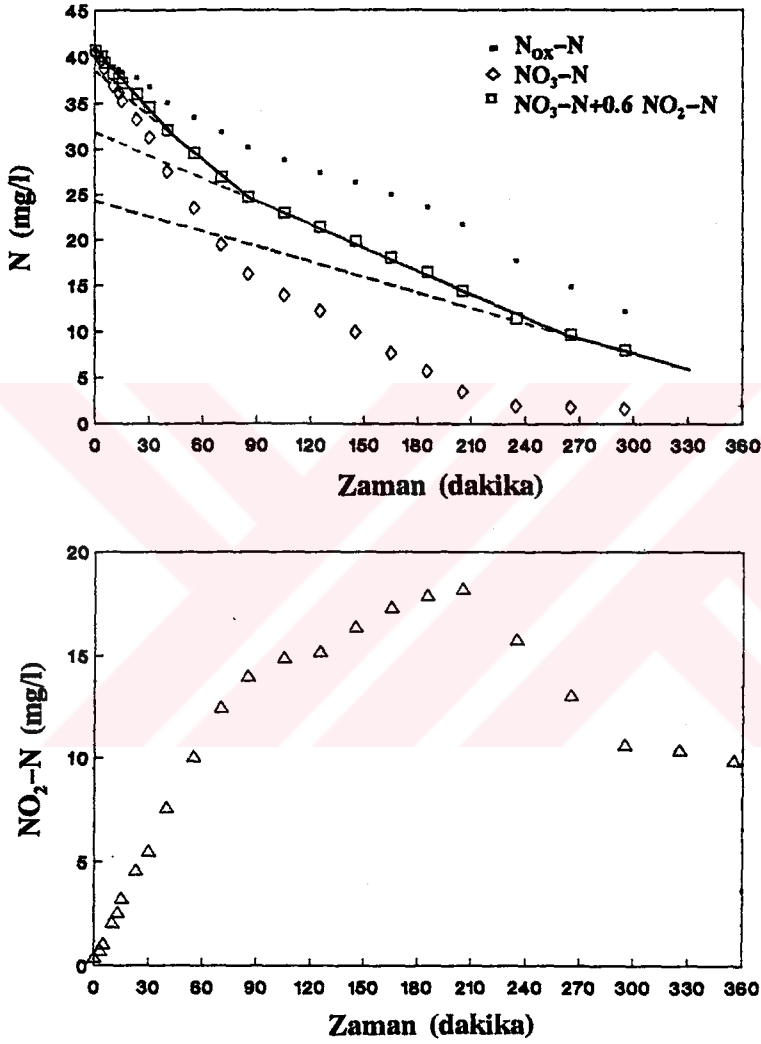
34.SET

$$F/M = 0.22 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 156 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.02 \text{ l}$$

$$X_T = 720 \text{ mg UAKM/l}$$

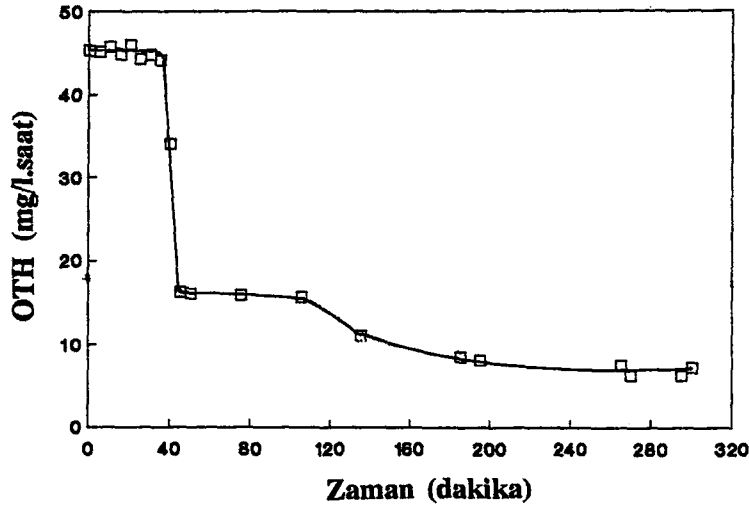


Şekil C.39 N bileşenlerinin zamanla değişimi (34.SET Sentetik 156 mg/l)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.35$$



Şekil C.40 OTH'nın zamanla değişimi (34.SET Sentetik 156 mg/l)

$$S_{so_x}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (40.6-38.7) = 16 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so_x}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (40.6-31.6) = 77 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so_x}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (40.6-24.9) = 135 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(40.6-32) \text{ mg N/l}}{40 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 720 \text{ mg UAKM/l}} = 0.051 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_1' = \frac{(32-24.5) \text{ mg N/l}}{45 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 720 \text{ mg UAKM/l}} = 0.039 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3^* = \frac{(24.6-9.7) \text{ mg N/l}}{180 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 720 \text{ mg UAKM/l}} = 0.020 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$



EVSEL VE SENTETİK ATIKSU İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER

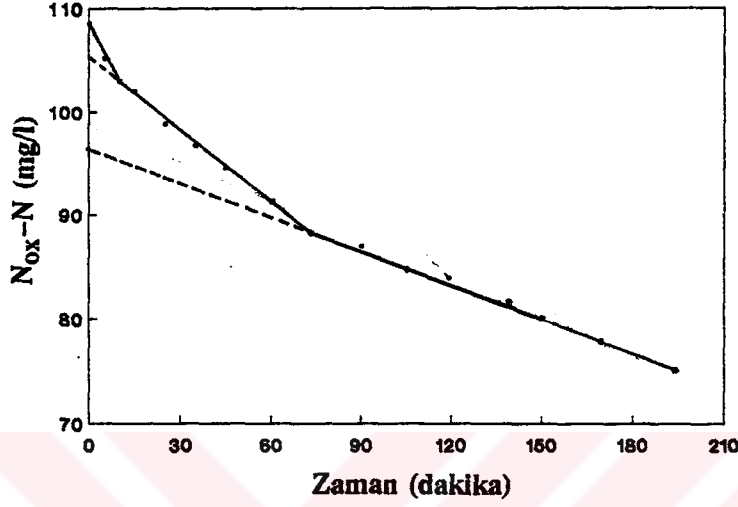
23.SET

$$F/M = 0.50 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 67 \text{ mg KOI/l}$$

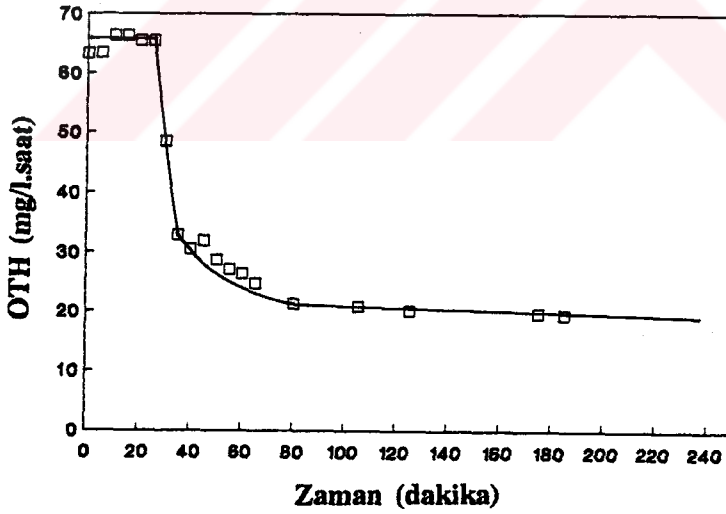
$$V_{ww} = 0.70 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.10 \text{ l}$$

$$X_T = 1270 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.41 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (23.SET Evsel-Sentetik 67 mg/l)



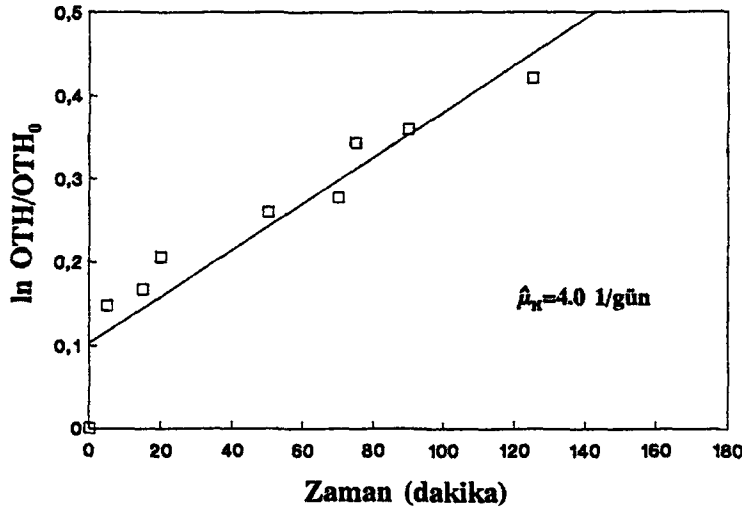
Şekil C.42 OTH'nın zamanla değişimi (23.SET Evsel-Sentetik 67 mg/l)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\hat{\rho}_H = 4.0 = \frac{0.45}{1 - 1.48 \cdot 0.45 f_a} \cdot \frac{65 \cdot 24}{1270}$$

$$\rightarrow f_a = 0.41$$



Şekil C.43 $\ln OTH/OTH_0$ oranının zamanla değişimi (23.SET Eysel-Sentetik 67 mg/l)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (108.5-105.3) \frac{(0.7+0.1)}{0.7} = 31 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (108.5-96.4) \frac{(0.7+0.1)}{0.7} = 118 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.45} (28.5) \frac{(0.7+0.1)}{0.7} = 98 \text{ mg KOI/l}$$

$$\eta_s = 2.86 \frac{\frac{(108.5-103) \text{ mg/l}}{10 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{65 \text{ mg/l.saat}} = 1.45$$

$$\eta_h = 2.86 \frac{\frac{(88.6-75.2) \text{ mg/l}}{115 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{20 \text{ mg/l.saat}} = 1$$

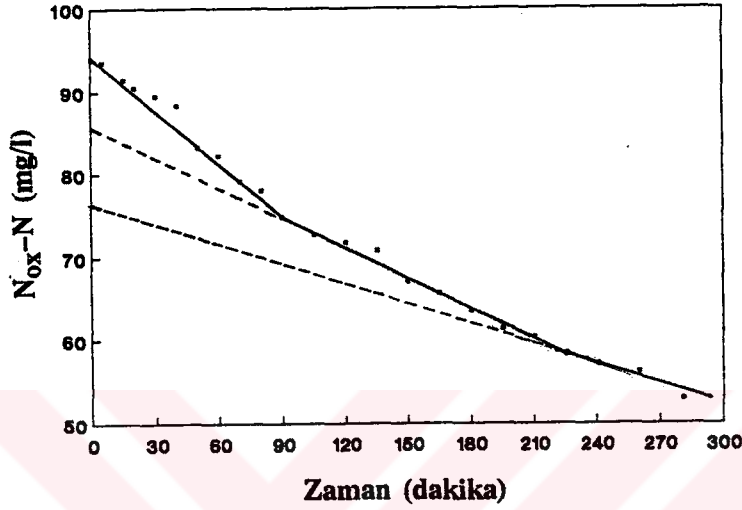
$$k_1 = \frac{(108.5-103) \text{ mg N/l}}{10 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.41 \cdot 1270 \text{ mg UAKM/l}} = 0.063 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(103-88.6) \text{ mg N/l}}{65 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.41 \cdot 1270 \text{ mg UAKM/l}} = 0.026 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(88.6-75.2) \text{ mg N/l}}{115 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.41 \cdot 1270 \text{ mg UAKM/l}} = 0.013 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

23.SET

$$\begin{aligned}
 F/M &= 0.57 \text{ mg KOI/mg UAKM} & C_R^* &= 117 \text{ mg KOI/l} \\
 V_{ww} &= 0.78 \text{ l} \\
 V_{ml} &= 0.12 \text{ l} \\
 X_T &= 1160 \text{ mg UAKM/l}
 \end{aligned}$$



Şekil C.44 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (23.SET Evsel-Sentetik 117 mg/l)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.41$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (94-85.9) \frac{(0.78+0.12)}{0.78} = 80 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (94-74.7) \frac{(0.78+0.12)}{0.78} = 191 \text{ mg KOI/l}$$

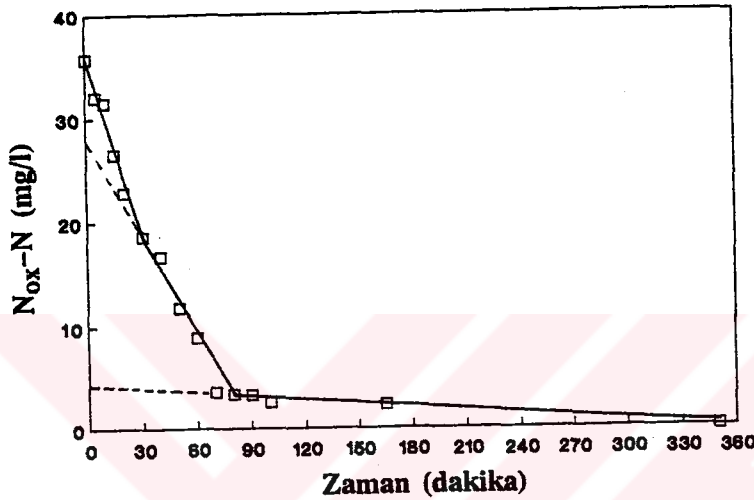
$$k_1 = \frac{(94-74.8) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.41 \cdot 1160 \text{ mg UAKM/l}} = 0.027 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(74.8-58.2) \text{ mg N/l}}{135 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.41 \cdot 1160 \text{ mg UAKM/l}} = 0.015 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(58.2-57.1) \text{ mg N/l}}{15 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.41 \cdot 1160 \text{ mg UAKM/l}} = 0.009 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

24.SET

$$\begin{aligned}
 F/M &= 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM} & C_R^* &= 236 \text{ mg KOI/l} \\
 V_{ww} &= 0.50 \text{ l} \\
 V_{ml} &= 0.08 \text{ l} \\
 X_T &= 1230 \text{ mg UAKM/l}
 \end{aligned}$$



Şekil C.45 N_{ox} -N'in zamanla değişimi (24.SET Evsel-Sentetik)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.37$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (35.7-27.6) \frac{(0.5+0.08)}{0.5} = 80 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (35.7-4.9) \frac{(0.5+0.08)}{0.5} = 306 \text{ mg KOI/l}$$

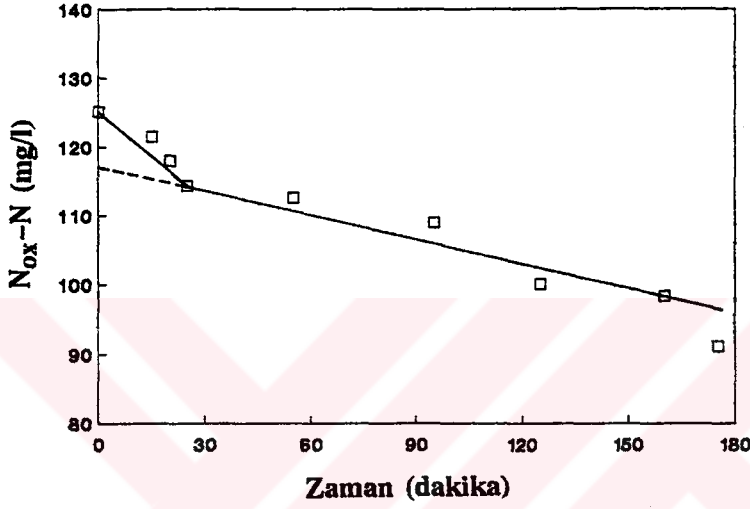
$$k_1 = \frac{(35.7-18.5) \text{ mg N/l}}{30 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.37 \cdot 1230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.076 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(18.5-3.3) \text{ mg N/l}}{50 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.37 \cdot 1230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.040 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(3.3-2.2) \text{ mg N/l}}{55 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.37 \cdot 1230 \text{ mg UAKM/l}} = 0.003 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

25.SET

$$\begin{aligned}
 F/M &= 0.54 \text{ mg KOI/mg UAKM} & C_R^* &= 60 \text{ mg KOI/l} \\
 V_{ww} &= 0.35 \text{ l} \\
 V_{ml} &= 0.10 \text{ l} \\
 X_T &= 1400 \text{ mg UAKM/l}
 \end{aligned}$$



Şekil C.46 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (25.SET Evsel-Sentetik)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.33$$

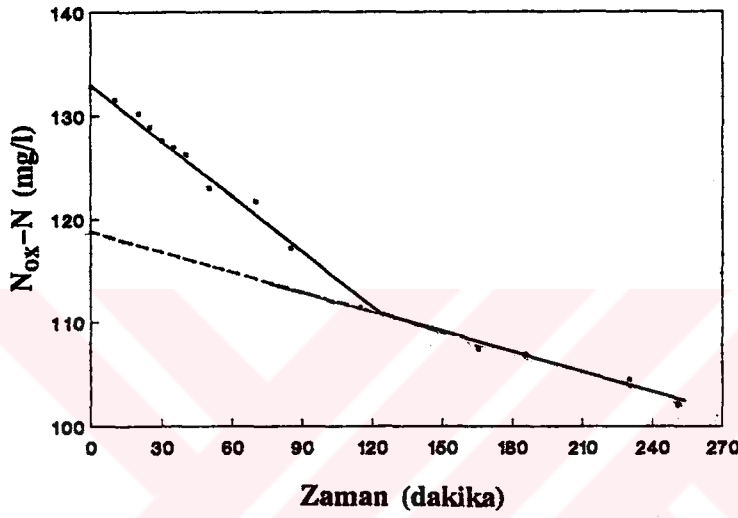
$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (125-117.3) \frac{(0.35+0.10)}{0.35} = 85 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(125-114.3) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 1400 \text{ mg UAKM/l}} = 0.055 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(114.3-98.2) \text{ mg N/l}}{135 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.33 \cdot 1400 \text{ mg UAKM/l}} = 0.015 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

26.SET

$$\begin{aligned}
 F/M &= 0.50 \text{ mg KOI/mg UAKM} & C_R^* &= 116 \text{ mg KOI/l} \\
 V_{ww} &= 0.40 \text{ l} \\
 V_{ml} &= 0.08 \text{ l} \\
 X_T &= 1430 \text{ mg UAKM/l}
 \end{aligned}$$



Şekil C.47 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (26.SET Evsel-Sentetik)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.40$$

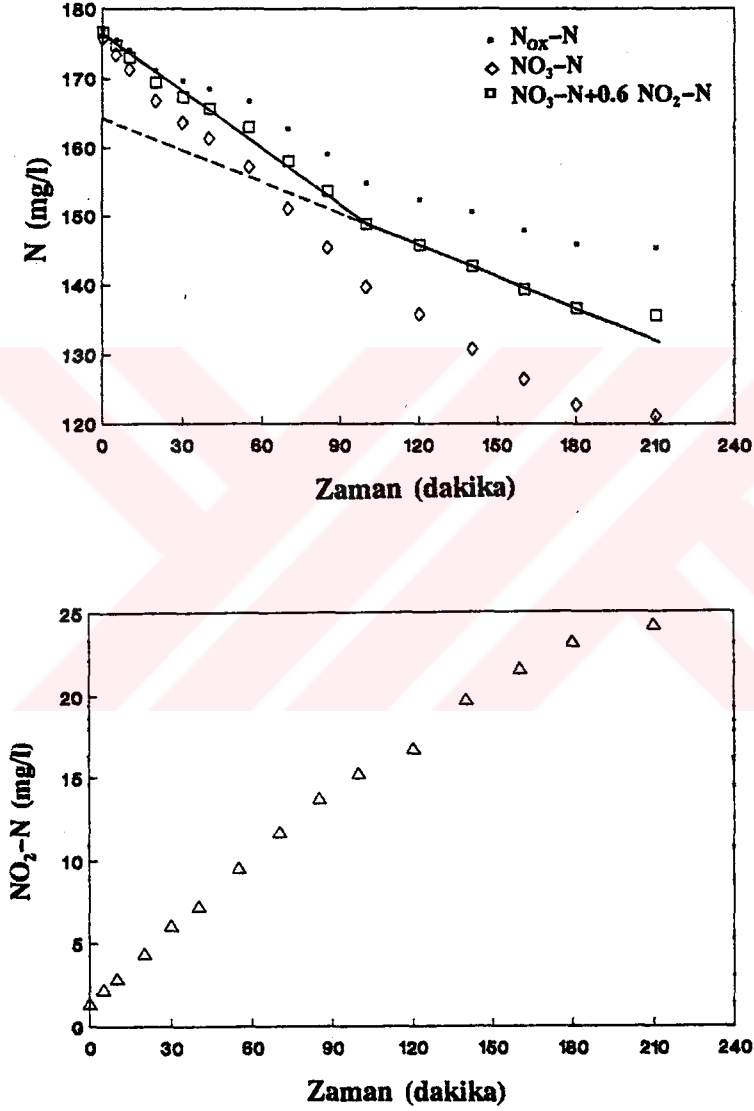
$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (132.8-118.8) \frac{(0.4+0.08)}{0.4} = 144 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(132.8-110.7) \text{ mg N/l}}{125 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 1430 \text{ mg UAKM/l}} = 0.019 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(110.7-102.7) \text{ mg N/l}}{125 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.40 \cdot 1430 \text{ mg UAKM/l}} = 0.007 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

29.SET

$F/M = 0.73 \text{ mg KOI/mg UAKM}$ $C_R^* = 97 \text{ mg KOI/l}$
 $V_{ww} = 0.35 \text{ l}$
 $V_{ml} = 0.07 \text{ l}$
 $X_T = 685 \text{ mg UAKM/l}$

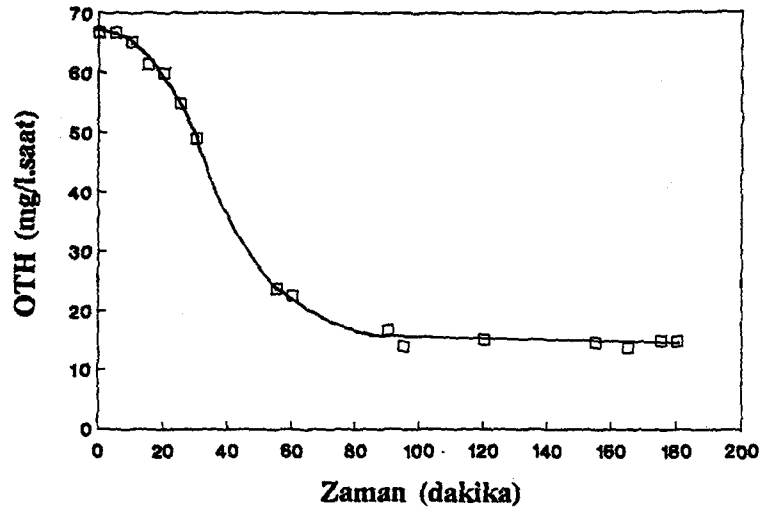


Şekil C.48 N bileşenlerinin zamanla değişimi (29.SET Evsel-Sentetik)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_n = 0.45$$



Şekil C.49 OTH'nın zamanla değişimi (29.SET Evsel-Sentetik)

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (176.6-163.8) \frac{(0.35+0.07)}{0.35} = 132 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(176.6-148.7) \text{ mg N/l}}{100 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.45 \cdot 685 \text{ mg UAKM/l}} = 0.053 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(148.7-136.6) \text{ mg N/l}}{80 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.45 \cdot 685 \text{ mg UAKM/l}} = 0.028 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

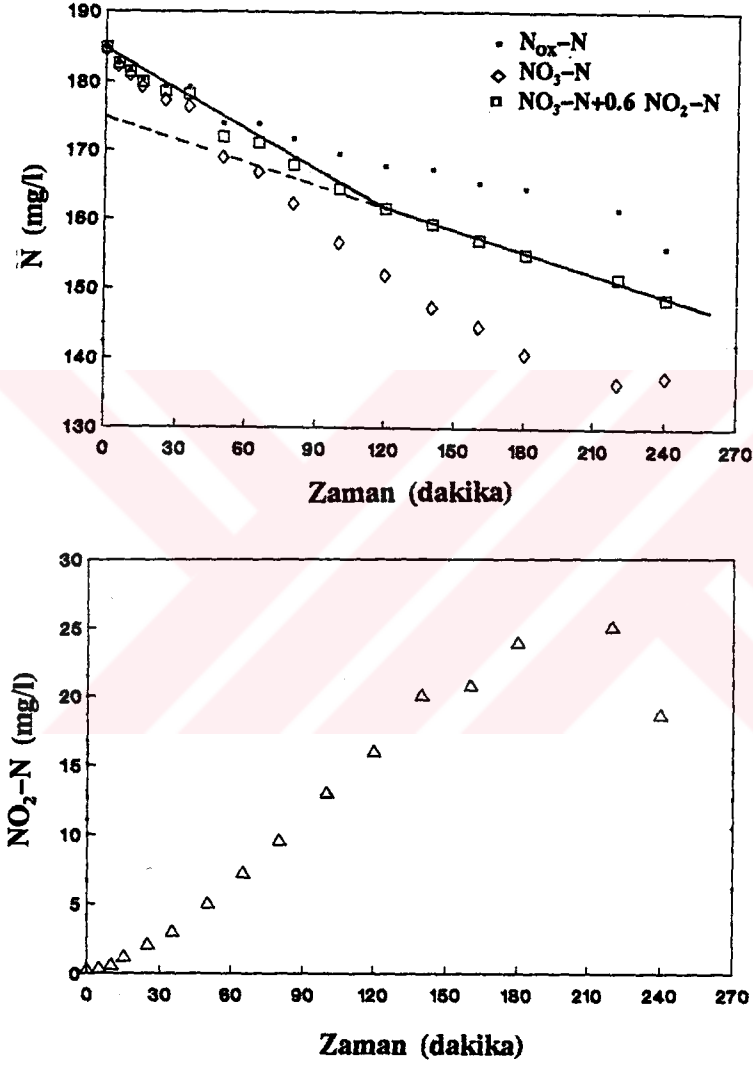
30.SET

$$F/M = 0.85 \text{ mg KOI/mg UAKM} \quad C_R^* = 110 \text{ mg KOI/l}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.04 \text{ l}$$

$$X_T = 650 \text{ mg UAKM/l}$$

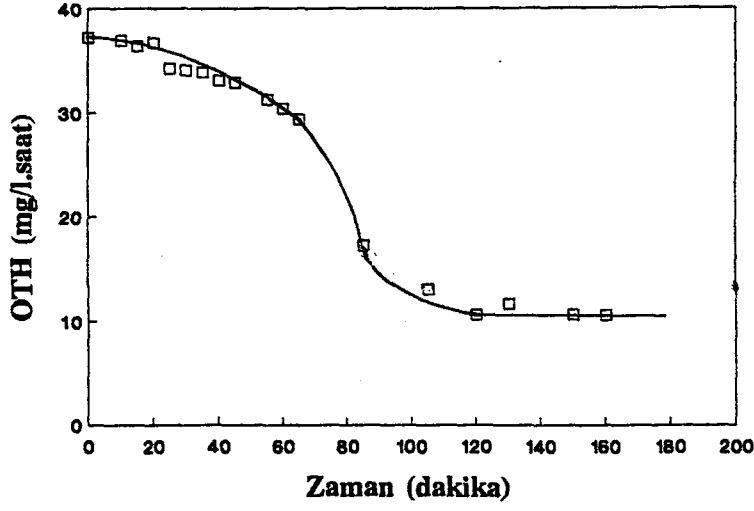


Şekil C.50 N bileşenlerinin zamanla değişimi (30.SET Evsel-Sentetik)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.35$$



Şekil C.51 OTH'nın zamanla değişimi (30.SET Eysel-Sentetik)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (184.7-174.2) \frac{(0.35+0.04)}{0.35} = 100 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(184.7-161.5) \text{ mg N/l}}{120 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 650 \text{ mg UAKM/l}} = 0.051 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(161.5-148.5) \text{ mg N/l}}{120 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.35 \cdot 650 \text{ mg UAKM/l}} = 0.028 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

**ET ENDÜSTRİSİ ATIKSUYU VE EVSEL ATIKSU
İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER**

26.SET
Et Endüstrisi Atıksuyu

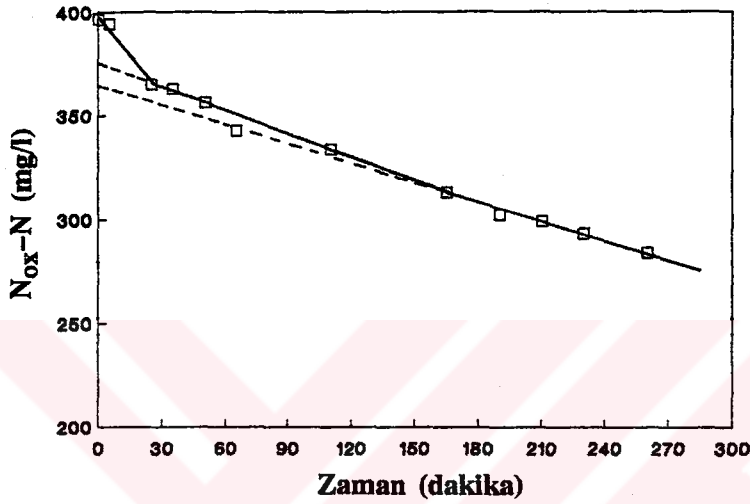
$$F/M = 0.88 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.30 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.08 \text{ l}$$

$$V_T = 0.408 \text{ l}$$

$$X_T = 2340 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.52 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (26.SET Et End.)

Kabul:

$$Y_H = 0.46 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.48$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.46} (396.4-374.1) \frac{(0.408)}{0.3} = 260 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.46} (396.4-363.1) \frac{(0.408)}{0.3} = 387 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(396.4-364.9) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.48 \cdot 2340 \text{ mg UAKM/l}} = 0.067 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(364.9-312.9 \text{ mg N/l})}{140 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.48 \cdot 2340 \text{ mg UAKM/l}} = 0.020 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(312.9-284 \text{ mg N/l})}{95 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.48 \cdot 2340 \text{ mg UAKM/l}} = 0.016 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

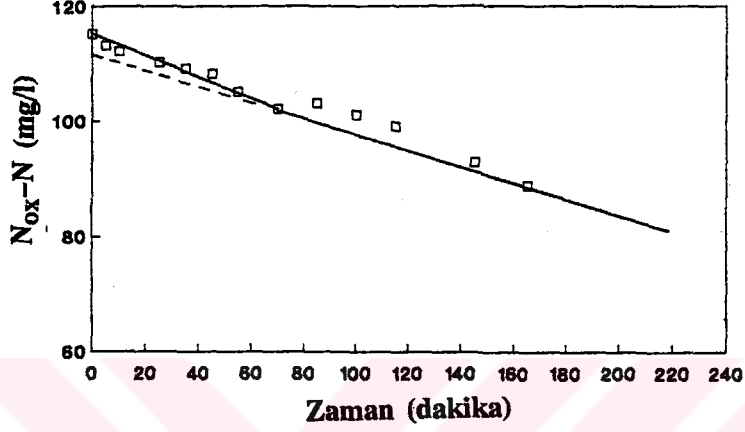
27.SET
Evsel Atıksu

$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM}$

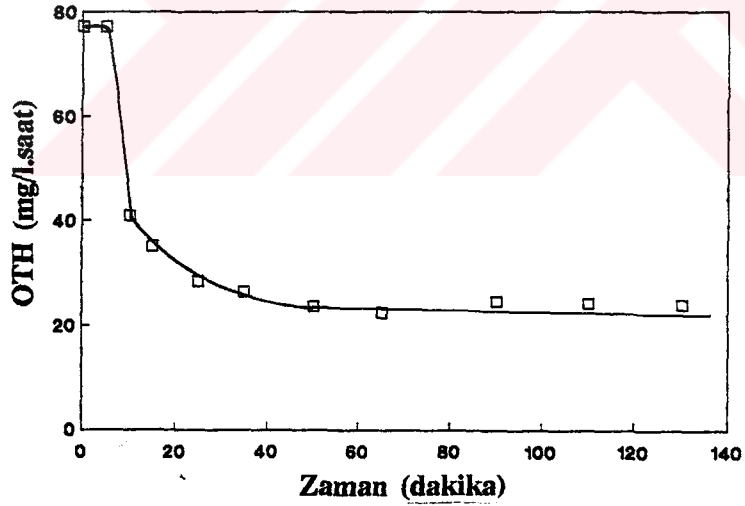
$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$

$V_{ml} = 0.25 \text{ l}$

$X_T = 1210 \text{ mg UAKM/l}$



Şekil C.53 N_{ox-N} 'in zamanla değişimi (27.SET Evsel)



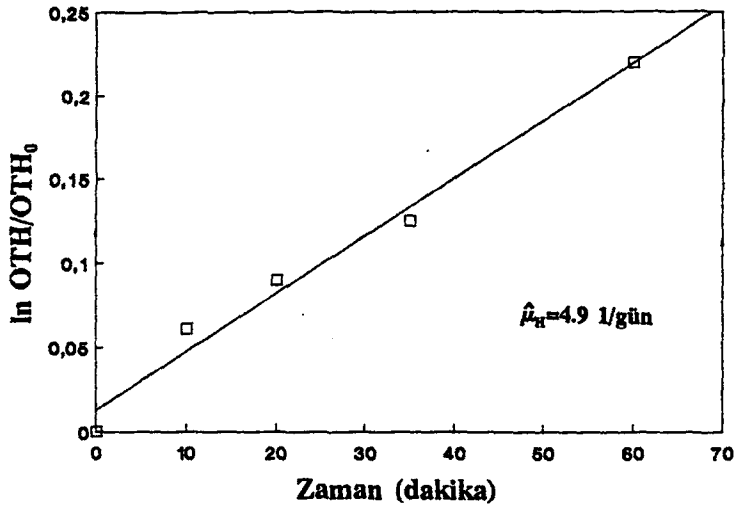
Şekil C.54 OTH'nın zamanla değişimi (27.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_R = 4.9 \text{ 1/gün}$$

$$f_a = \frac{0.45 \cdot 77 \cdot 24}{1 - 1.480.45 \cdot 4.9 \cdot 1210} = 0.42$$



Şekil C.55 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (27.SET Evsel)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.46} (115.2-111.5) \frac{(0.35)}{0.25} = 44 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.46} (10.5) \frac{(0.35)}{0.25} = 46 \text{ mg KOI/l}$$

$$\eta_g = 2.86 \frac{\frac{(115.2-102) \text{ mg N/l}}{70 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{77 \text{ mg/l.saat}} = 0.42$$

$$\eta_h = 2.86 \frac{\frac{(102-88.8) \text{ mg N/l}}{95 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{24 \text{ mg/l.saat}} = 0.98$$

$$k_1 = \frac{(115.2-102) \text{ mg N/l}}{70 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1210 \text{ mg UAKM/l}} = 0.022 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(102-88.8) \text{ mg N/l}}{95 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1210 \text{ mg UAKM/l}} = 0.016 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

27.SET
Et Endüstrisi Atıksuyu

$$F/M = 0.87 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

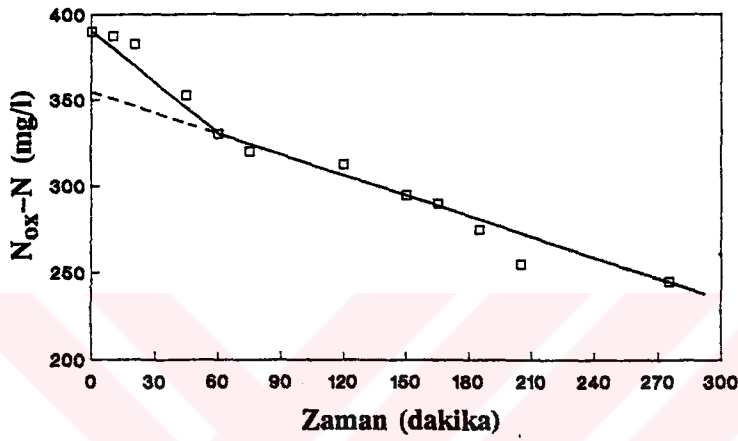
$$V_{ww} = 0.30 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.09 \text{ l}$$

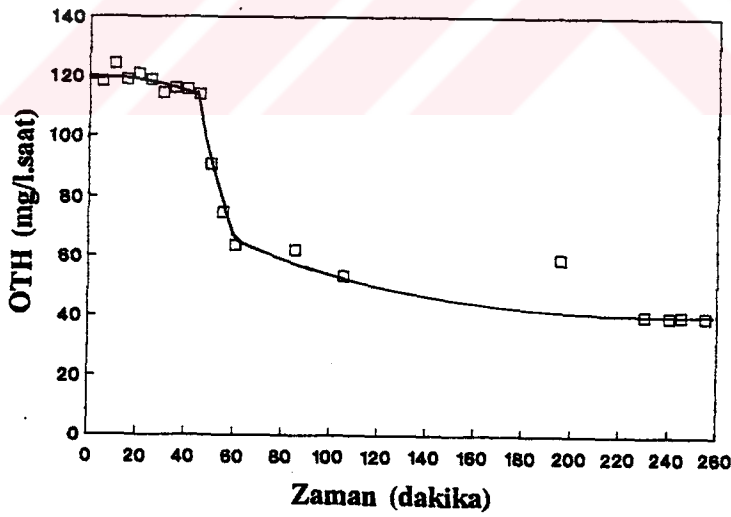
$$V_T = 0.417 \text{ l}$$

$$X_T = 2390 \text{ mg UAKM/l (NTH)}$$

$$= 2580 \text{ mg UAKM/l (OTH)}$$



Şekil C.56 N_{ox}-N'in zamanla değişimi (27.SET Et End.)

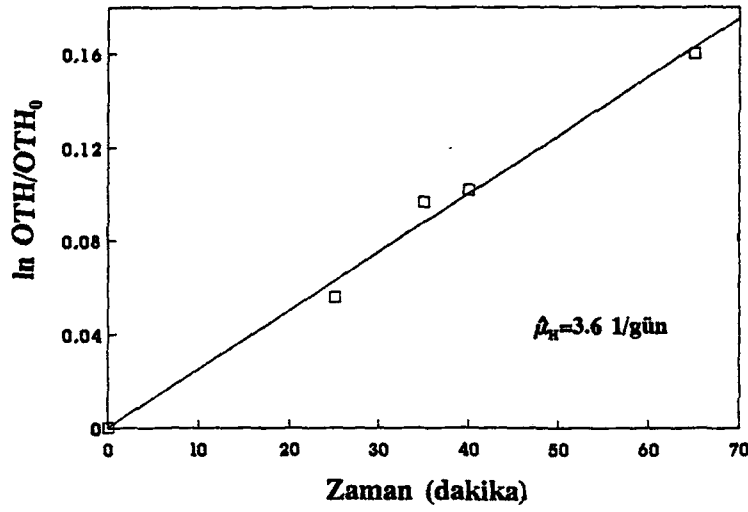


Şekil C.57 OTH'nın zamanla değişimi (27.SET Et End.)

Kabul:

$$f_a = 0.42$$

$$\hat{\mu}_H = 3.6 \text{ l/gün}$$



Şekil C.58 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (27.SET Et End.)

$$\mu_H = \frac{Y_H}{1 - 1.48 Y_H} \frac{12024}{0.422580} = 3.6 \text{ 1/gün}$$

$$Y_H = 0.46 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.46} (390 - 355) \frac{(0.417)}{0.3} = 416 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1 - 1.48 \cdot 0.46} 102 \frac{0.77}{0.6} = 410 \text{ mg KOI/l}$$

$$\eta_s = 2.86 \frac{\frac{(390 - 330) \text{ mg/l}}{55 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{120 \text{ mg/l.saat}} = 1.6$$

$$\eta_h = 2.86 \frac{\frac{(330 - 245) \text{ mg/l}}{220 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{40 \text{ mg/l.saat}} = 1.7$$

$$k_1 = \frac{(390 - 330) \text{ mg N/l}}{55 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 2390 \text{ mg UAKM/l}} = 0.065 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{330 - 245 \text{ mg N/l}}{220 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 2390 \text{ mg UAKM/l}} = 0.023 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

27.SET

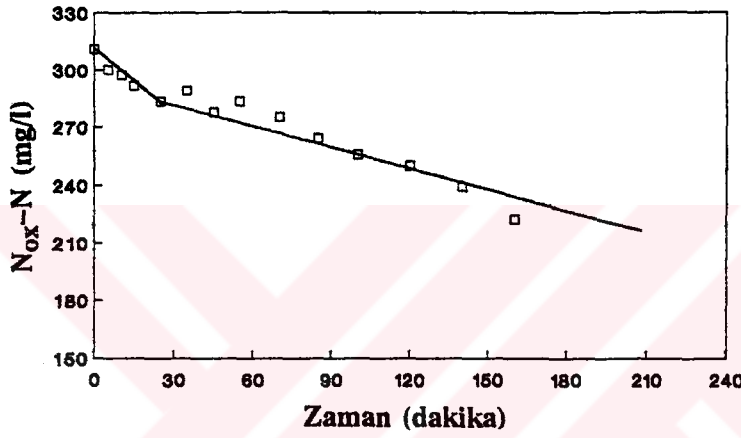
%50 Et Endüstrisi-%50 Evsel Atıksu Karışımı

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.30 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.08 \text{ l}$$

$$X_T = 4050 \text{ mg UAKM/l}$$

Şekil C.59 N_{ox}-N'in zamanla değişimi (27.SET %50 Et-%50 Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.42$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (311.1-292.4) \frac{(0.3+0.12)}{0.3} = 222 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(311.1-283.3) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 4050 \text{ mg UAKM/l}} = 0.039 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(283.3-250 \text{ mg N/l}}{95 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 4050 \text{ mg UAKM/l}} = 0.012 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

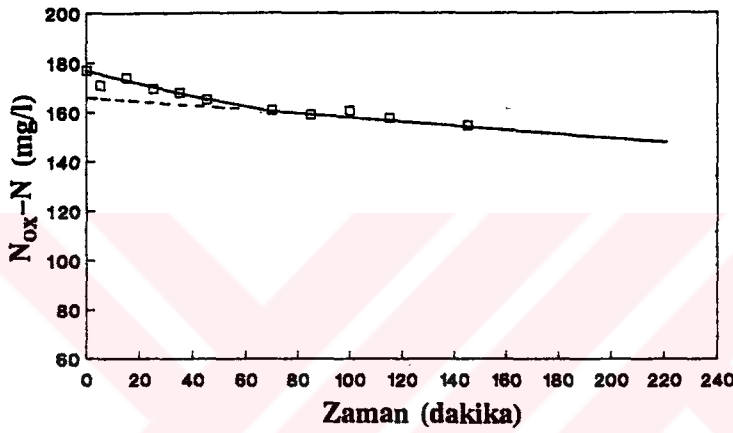
27.SET
%20 Et Endüstrisi-%80 Evsel Atıksu Karışımı

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.30 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.06 \text{ l}$$

$$X_T = 2110 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.60 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (27.SET %20 Et-%80 Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_o = 0.42$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (176.9-166.6) \frac{(0.3+0.06)}{0.3} = 106 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(176.9-160.8) \text{ mg N/l}}{70 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 2110 \text{ mg UAKM/l}} = 0.016 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(160.8-154.4) \text{ mg N/l}}{75 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 2110 \text{ mg UAKM/l}} = 0.006 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

27.SET

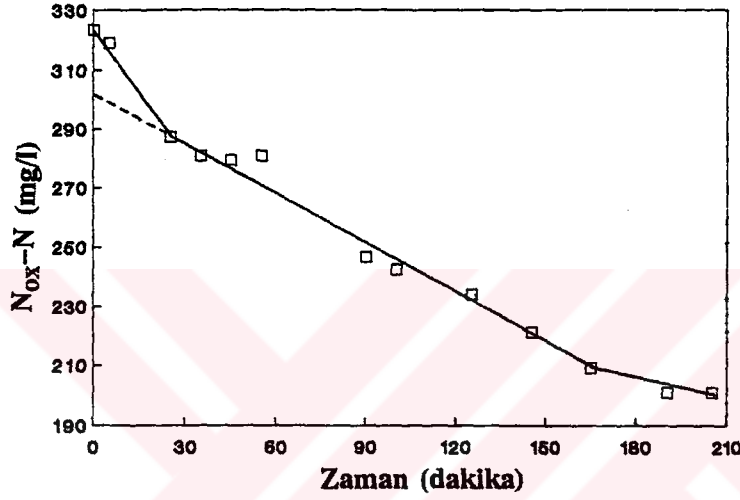
%70 Et Endüstrisi-%30 Evsel Atıksu Karışımı

$$F/M = 0.45 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.22 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.15 \text{ l}$$

$$X_T = 3220 \text{ mg UAKM/l}$$

Şekil C.61 $N_{ox}-N$ 'in zamanla değişimi (27.SET %70 Et-%30 Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.42$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (323.3-300.2) \frac{(0.22+0.15)}{0.22} = 330 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(323.3-287) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 3220 \text{ mg UAKM/l}} = 0.064 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(287-209) \text{ mg N/l}}{140 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 3220 \text{ mg UAKM/l}} = 0.024 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(209-200.8) \text{ mg N/l}}{40 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 3220 \text{ mg UAKM/l}} = 0.009 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

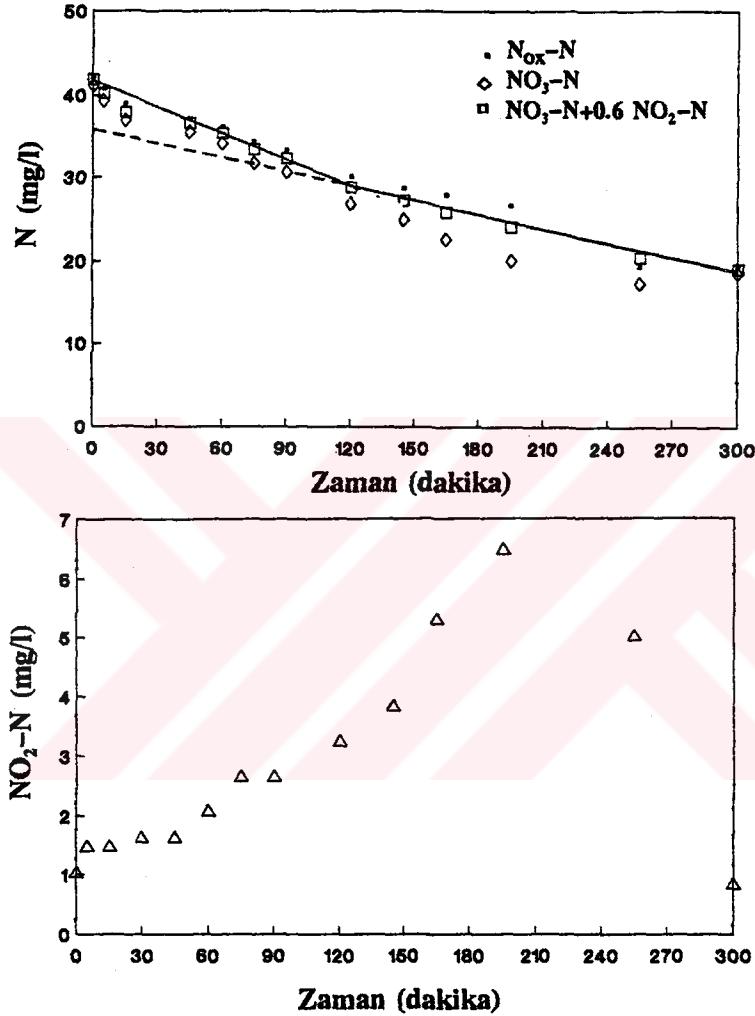
28.SET
Evsel Atıksu

$$F/M = 1.17 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.70 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.033 \text{ l}$$

$$X_T = 570 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.62 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.42$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (41.7 - 36.1) \frac{(0.7 + 0.033)}{0.7} = 50 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(41.7 - 28.7) \text{ mg N/l}}{120 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 570 \text{ mg UAKM/l}} = 0.028 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(28.7 - 17.6) \text{ mg N/l}}{180 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 570 \text{ mg UAKM/l}} = 0.016 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

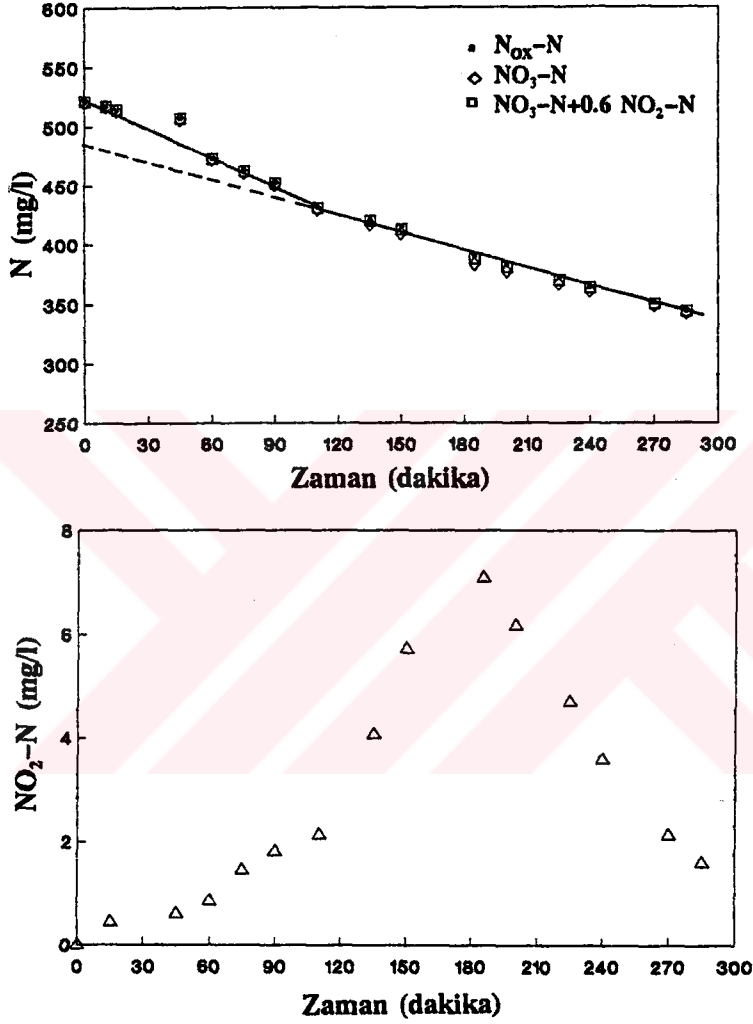
28.SET
Et Endüstrisi Atıksuyu

$$F/M = 0.57 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.08 \text{ l}$$

$$X_T = 2100 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.63 N bileşenlerinin zamanla değişimi (28.SET Et End.)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$f_a = 0.42$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (520.6-487) \frac{(0.35+0.13)}{0.35} = 390 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(520.6-420.6) \text{ mg N/l}}{110 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 2100 \text{ mg UAKM/l}} = 0.061 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(420.6-343.5) \text{ mg N/l}}{175 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 2100 \text{ mg UAKM/l}} = 0.029 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

32.SET
Evsel Atıksu

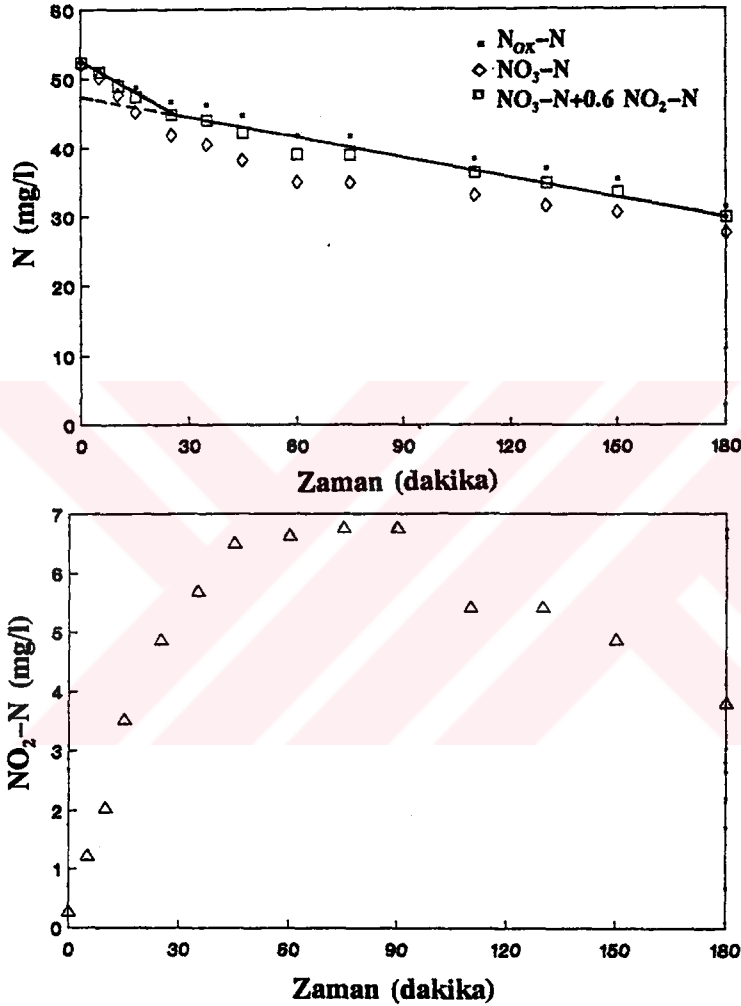
$F/M = 0.58 \text{ mg KOI/mg UAKM}$

$V_{ww} = 0.70 \text{ l}$

$V_{ml} = 0.105 \text{ l}$

$X_T = 1500 \text{ mg UAKM/l (NTH)}$

$= 1150 \text{ mg UAKM/l (OTH)}$



Şekil C.64 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 8.5 \text{ l/gün} \quad \rightarrow \quad f_d = 0.42$$

$$S_{so(NTH)} = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (52.2-47.1) \frac{(0.7+0.1)}{0.7} = 50 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(52.2-44.7) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1500 \text{ mg UAKM/l}} = 0.029 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(44.7-29.7) \text{ mg N/l}}{155 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1500 \text{ mg UAKM/l}} = 0.009 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

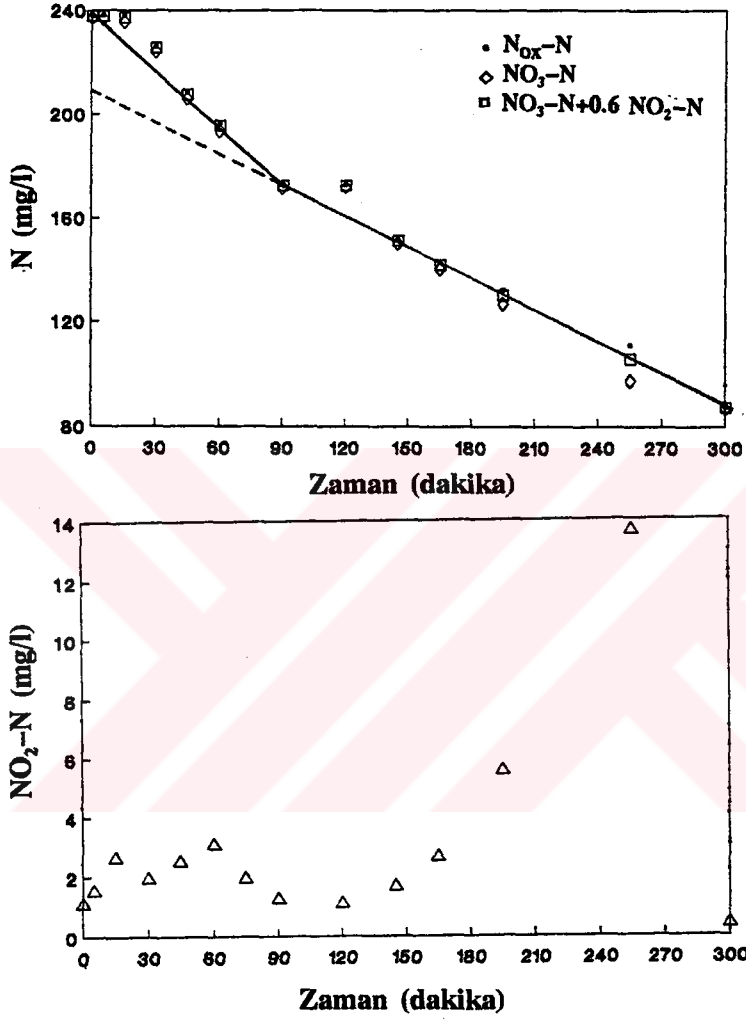
32.SET
Et Endüstrisi Atıksuyu

$$F/M = 1.10 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.70 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.15 \text{ l}$$

$$X_T = 1700 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.65 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET Et End.)

Kabul:

$$Y_R = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.42$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (237.7-208.5) \frac{(0.7+0.15)}{0.7} = 304 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(237.7-172.2) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1700 \text{ mg UAKM/l}} = 0.061 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(172.1-87.2) \text{ mg N/l}}{210 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1700 \text{ mg UAKM/l}} = 0.034 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

32.SET

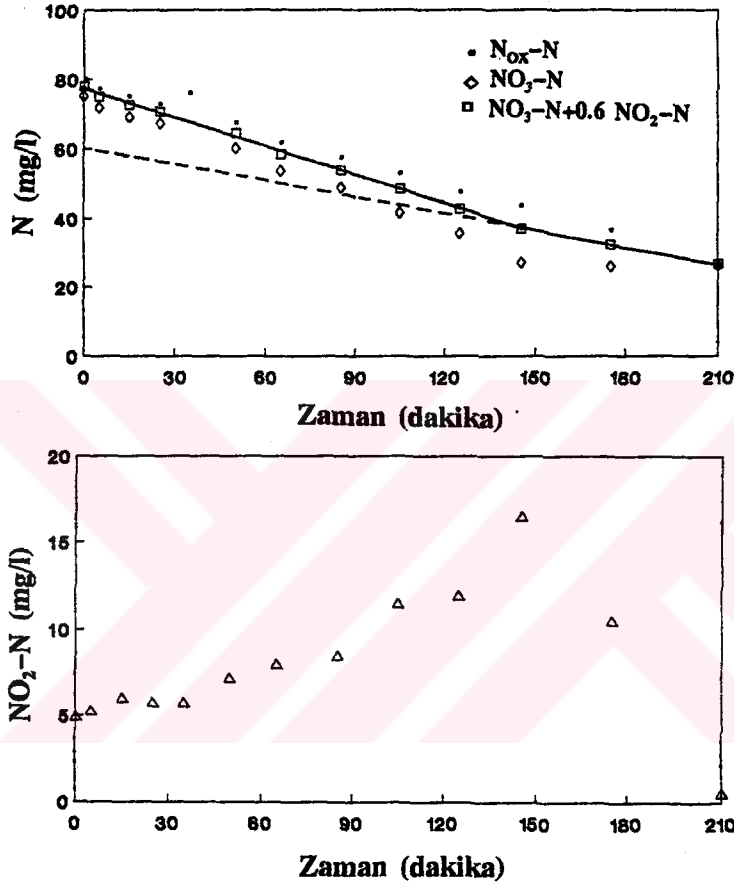
%50 Et Endüstrisi -%50 Evsel Atıksu Karışımı

$$F/M = 1.6 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.50 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.06 \text{ l}$$

$$X_T = 810 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.66 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET %50 Et-%50 Evsel)
Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.42$$

$$S_{so(NTH)} = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.45} (78 - 60) \frac{(0.5 + 0.06)}{0.5} = 172 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(78 - 36.9) \text{ mg N/l}}{145 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 810 \text{ mg UAKM/l}} = 0.050 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(36.9 - 26.5) \text{ mg N/l}}{65 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 810 \text{ mg UAKM/l}} = 0.028 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

32.SET

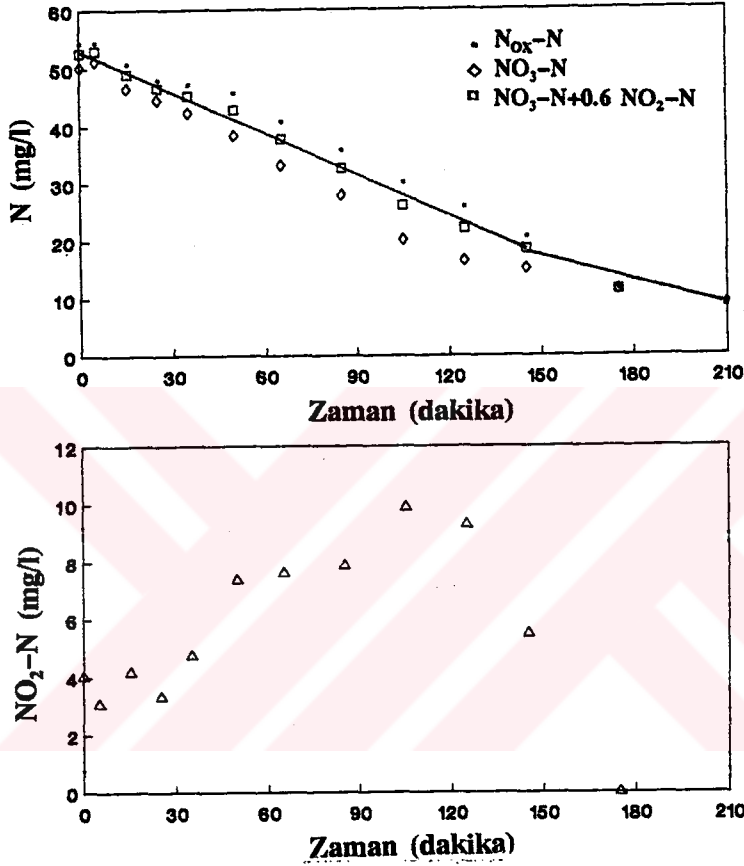
%30 Et Endüstrisi -%70 Evsel Atıksu Karışımı

$$F/M = 1.6 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.50 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.04 \text{ l}$$

$$X_T = 640 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.67 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET %30 Et-%70 Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.42$$

$$S_s(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (52.7-37.6) \frac{(0.5+0.04)}{0.5} = 140 \text{ mg KOI/l}$$

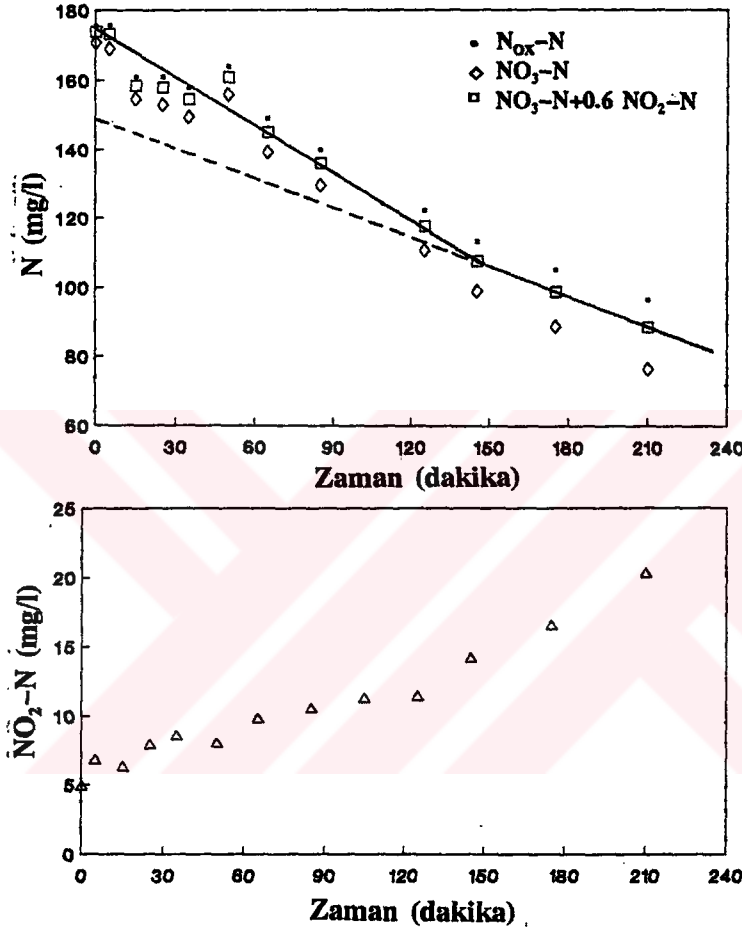
$$k_1 = \frac{(52.7-18.4) \text{ mg N/l}}{145 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 640 \text{ mg UAKM/l}} = 0.053 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(18.4-9.8) \text{ mg N/l}}{65 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 640 \text{ mg UAKM/l}} = 0.030 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

32.SET

%70 Et Endüstrisi -%30 Evsel Atıksu Karışımı

F/M = 1.6 mg KOI/mg UAKM

 $V_{ww} = 0.50$ l $V_{ml} = 0.08$ l $X_T = 1000$ mg UAKM/l

Şekil C.68 N bileşenlerinin zamanla değişimi (32.SET %70 Et-%30 Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.42$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (173.6-150) \frac{(0.5+0.08)}{0.5} = 233 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(173.6-107.5) \text{ mg N/l}}{145 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1000 \text{ mg UAKM/l}} = 0.065 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(107.5-88.4) \text{ mg N/l}}{65 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.42 \cdot 1000 \text{ mg UAKM/l}} = 0.042 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

**SÜT ENDÜSTRİSİ ATIKSUYU VE EVSEL ATIKSU
İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER**

31.SET
Evsel Atıksu

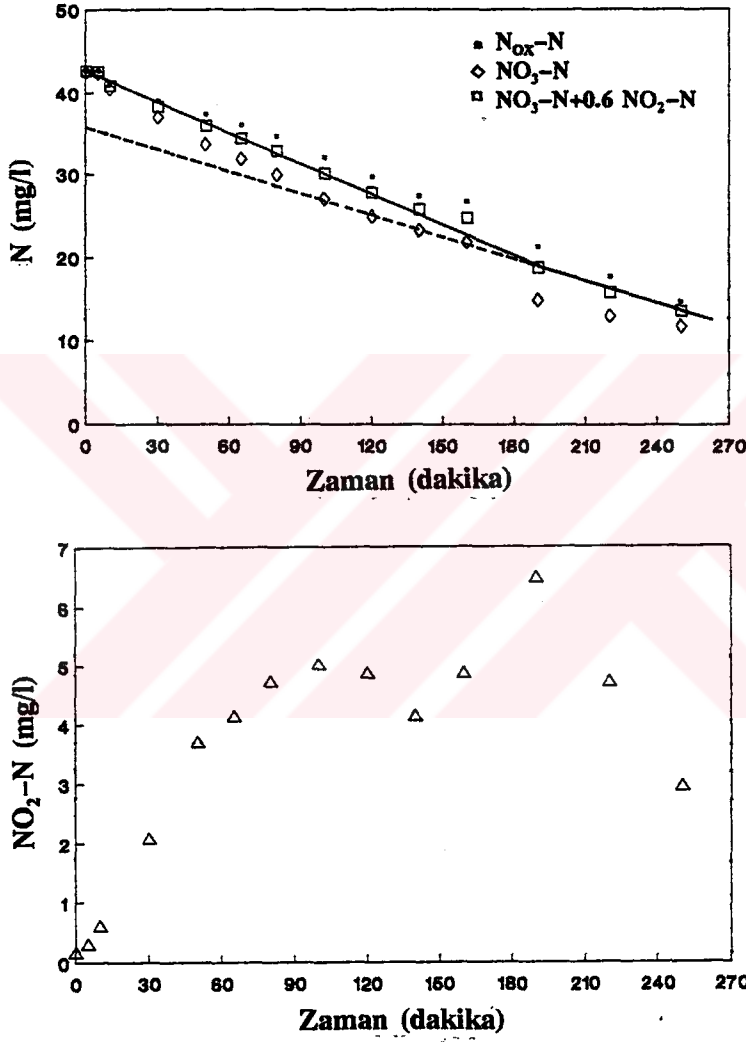
$$F/M = 0.97 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.09 \text{ l}$$

$$V_T = 0.45 \text{ l}$$

$$X_T = 500 \text{ mg UAKM/l}$$



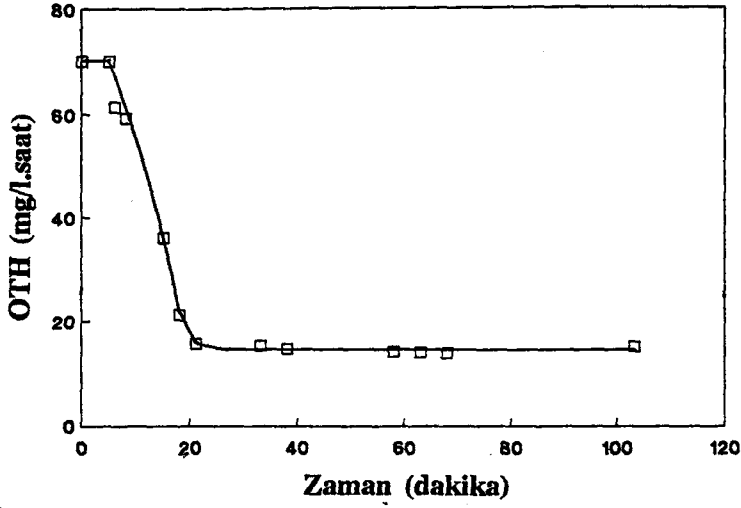
Şekil C.69 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel)

Kabul:

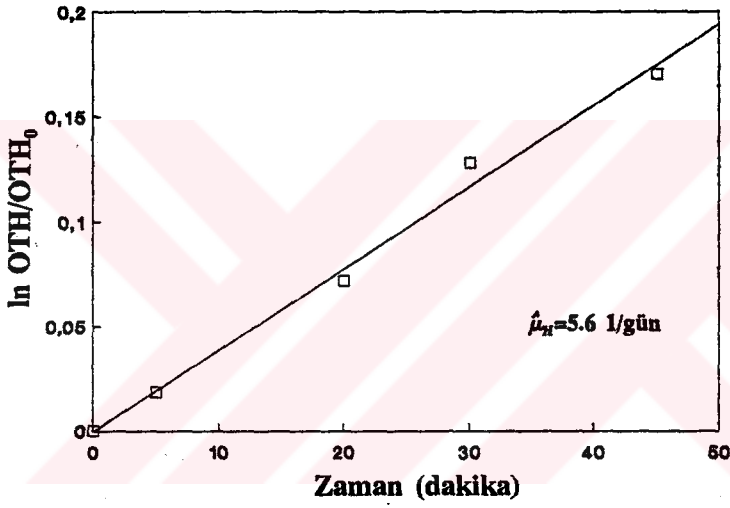
$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 5.6 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_a = \frac{0.45}{1-1.480.45} \frac{70}{5.6} \frac{24}{500} = 0.80$$



Şekil C.70 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel)



Şekil C.71 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (31.SET Evsel)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (42.6-35.4) \frac{0.45}{0.35} = 79 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.45} 19.5 \frac{0.45}{0.35} = 75 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(42.6-18.7) \text{ mg N/l}}{190 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 500 \text{ mg UAKM/l}} = 0.019 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(18.7-13.5) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 500 \text{ mg UAKM/l}} = 0.013 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET
Süt Endüstrisi Atıksuyu

$$F/M = 1.5 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

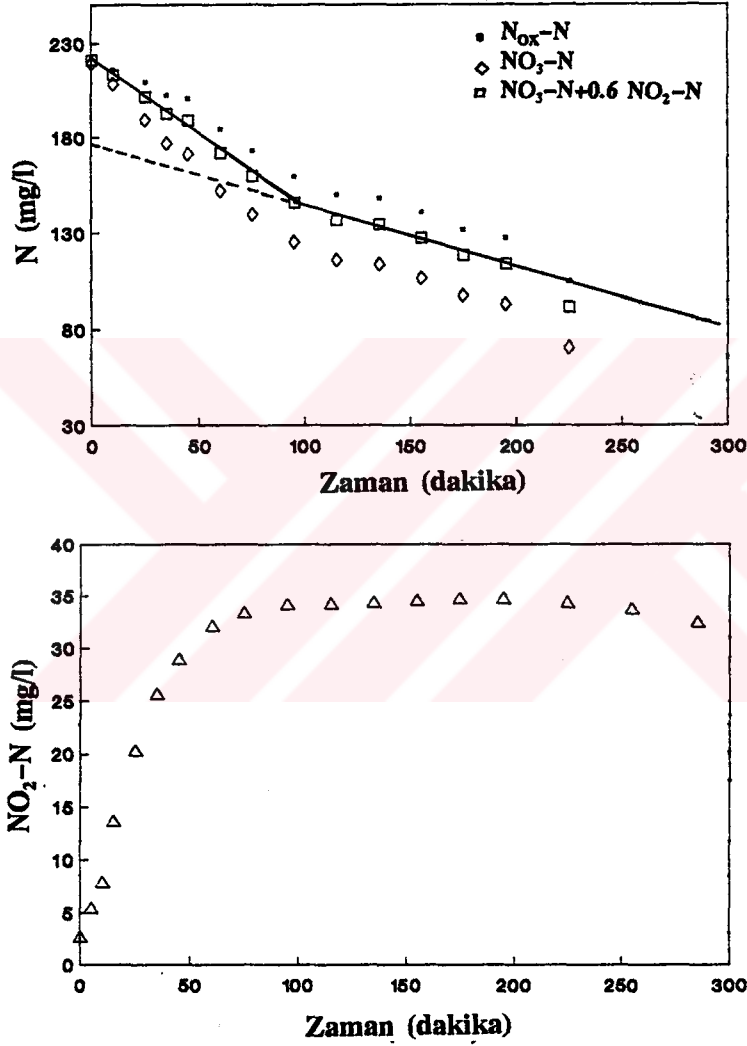
$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.15 \text{ l}$$

$$V_T = 0.55 \text{ l}$$

$$X_T = 770 \text{ mg UAKM/l (NTH)}$$

$$= 950 \text{ mg UAKM/l (OTH)}$$



Şekil C.72 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Süt End.)

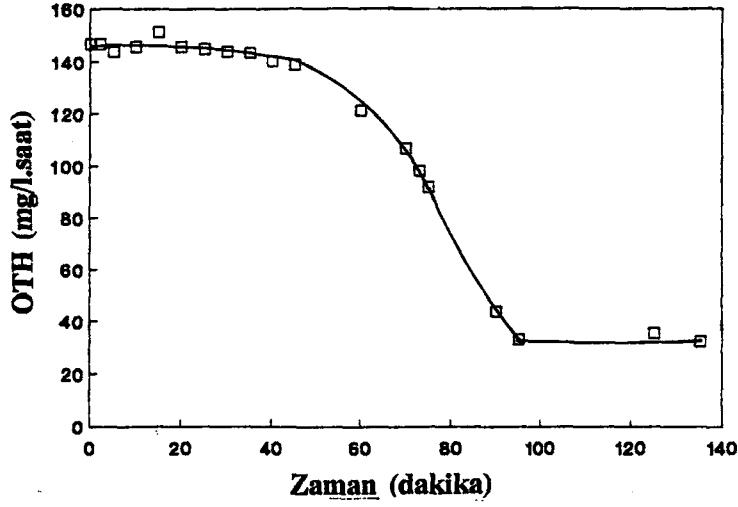
Kabul:

$$f_s = 0.80$$

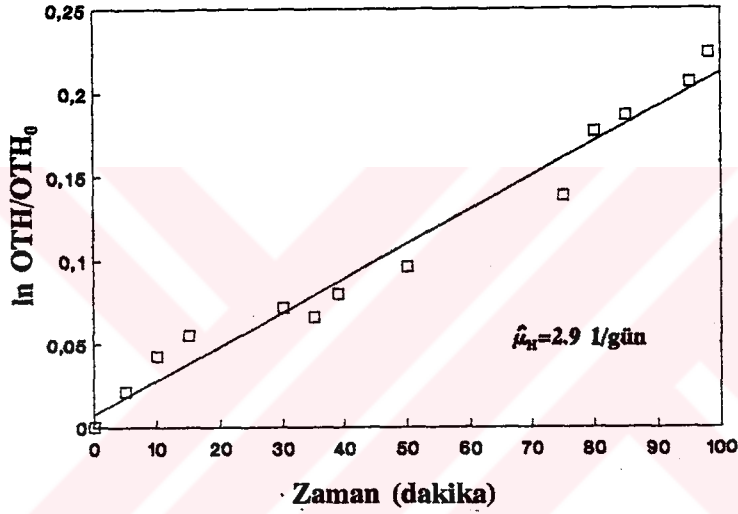
$$\mu_H = 2.9 \text{ 1/gün}$$

$$\mu_H = \frac{Y_H}{1 - 1.48 Y_H} \frac{145 \text{ 24}}{0.80 \text{ 950}} = 2.9$$

$$Y_H = 0.33 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$



Şekil C.73 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Süt End.)



Şekil C.74 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (31.SET Süt End.)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.33} (220.7-175.9) \frac{0.55}{0.35} = 394 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.33} 125 \frac{0.55}{0.35} = 384 \text{ mg KOI/l}$$

$$\eta_g = 2.86 \frac{\frac{(220.7-145.5) \text{ mg/l}}{95 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{145 \text{ mg/l.saat}} = 0.93$$

$$\eta_h = 2.86 \frac{\frac{(145.5-113.4) \text{ mg/l}}{100 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{32.8 \text{ mg/l.saat}} = 1.7$$

$$k_1 = \frac{(220.7-145.5) \text{ mg N/l}}{95 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 770 \text{ mg UAKM/l}} = 0.077 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(145.5-113.4) \text{ mg N/l}}{100 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 770 \text{ mg UAKM/l}} = 0.031 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET

%50 Süt Endüstrisi - %50 Evsel Atıksu Karışımı

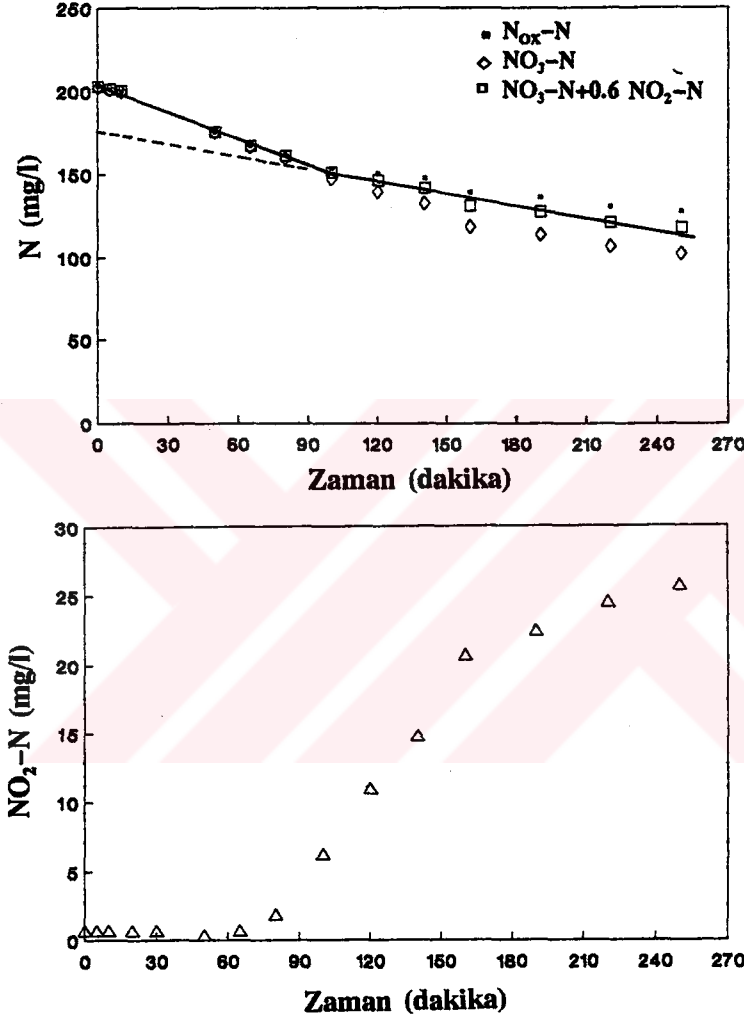
$$F/M = 1.25 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.30 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.13 \text{ l}$$

$$V_T = 0.45 \text{ l}$$

$$X_T = 650 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.75 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET %50 Süt-%50 Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.39 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.80$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.39} (202.6-175.5) \frac{0.45}{0.3} = 275 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(202.6-150.6) \text{ mg N/l}}{100 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 650 \text{ mg UAKM/l}} = 0.060 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(150.6-120.8) \text{ mg N/l}}{120 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 650 \text{ mg UAKM/l}} = 0.029 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET

%30 Süt Endüstrisi - %70 Evsel Atıksu Karışımı

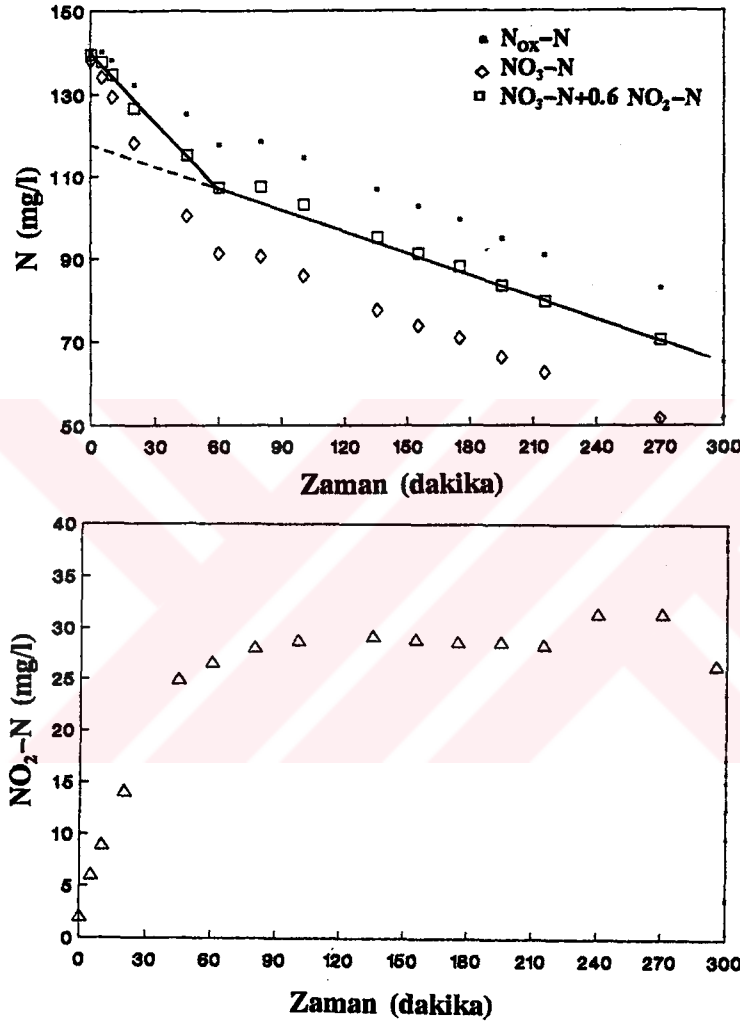
$$F/M = 1.25 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.70 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.17 \text{ l}$$

$$V_T = 0.89 \text{ l}$$

$$X_T = 540 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.76 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET %30 Süt-%70 Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.80$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (139.3-117.65) \frac{0.89}{0.7} = 236 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(139.3-107.1) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 540 \text{ mg UAKM/l}} = 0.075 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(107.1-70.4) \text{ mg N/l}}{210 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 540 \text{ mg UAKM/l}} = 0.024 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET

%70 Süt Endüstrisi - %30 Evsel Atıksu Karışımı

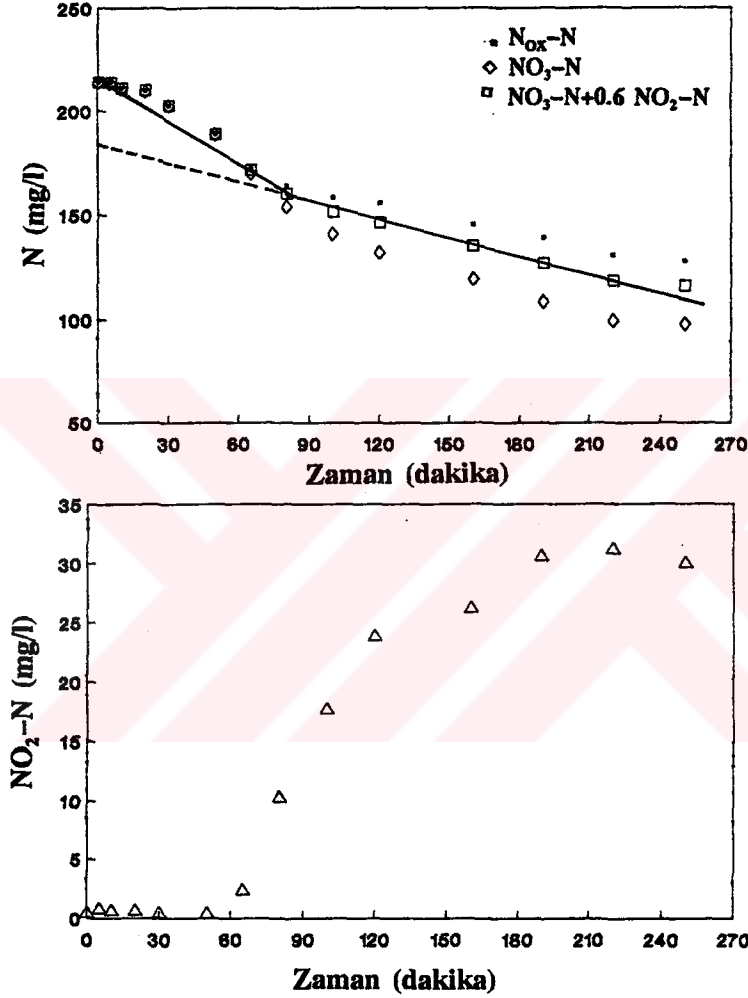
$$F/M = 1.25 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.30 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.15 \text{ l}$$

$$V_T = 0.48 \text{ l}$$

$$X_T = 730 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.77 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET %70 Süt-%30 Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.33 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.80$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.33} (216.3 - 183.65) \frac{0.48}{0.3} = 292 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(216.3 - 159.8) \text{ mg N/l}}{80 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 730 \text{ mg UAKM/l}} = 0.073 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(159.8 - 118) \text{ mg N/l}}{140 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 730 \text{ mg UAKM/l}} = 0.025 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET
Evsel Atıksu

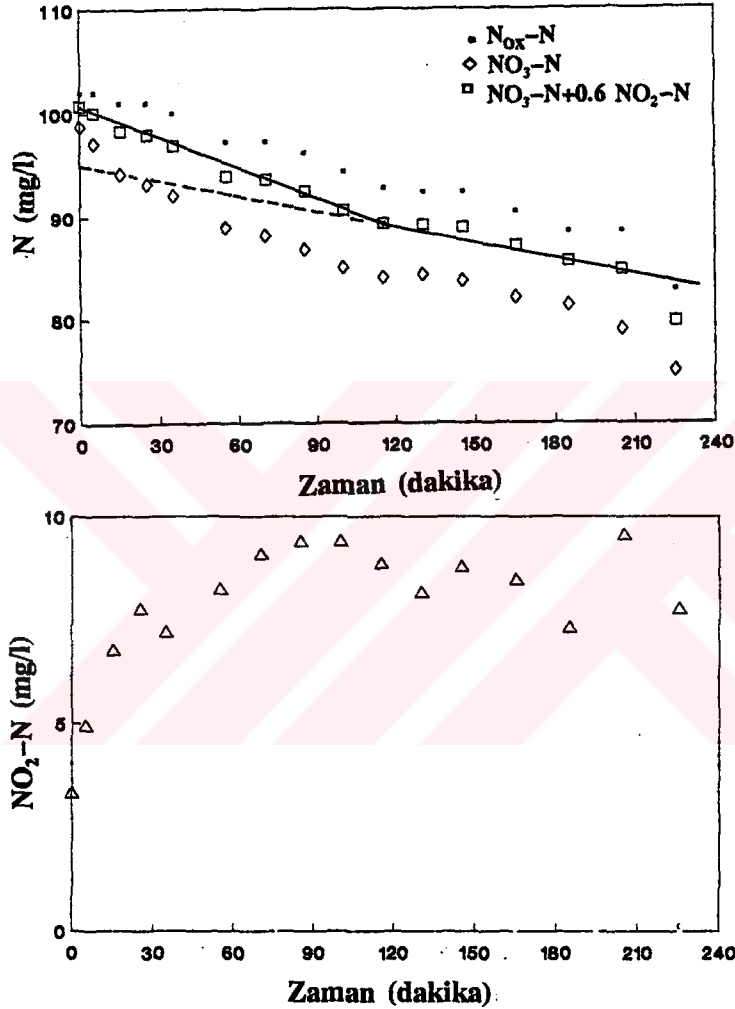
$$F/M = 0.98 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.06 \text{ l}$$

$$V_T = 0.50 \text{ l}$$

$$X_T = 430 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.78 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel)

Kabul:

$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 6.7 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.72$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (100.7-94.2) \frac{0.5}{0.35} = 80 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(100.7-89.3) \text{ mg N/l}}{115 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.72 \cdot 430 \text{ mg UAKM/l}} = 0.019 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(89.3-85.6) \text{ mg N/l}}{70 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.72 \cdot 430 \text{ mg UAKM/l}} = 0.010 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET
Süt Endüstrisi Atıksuyu

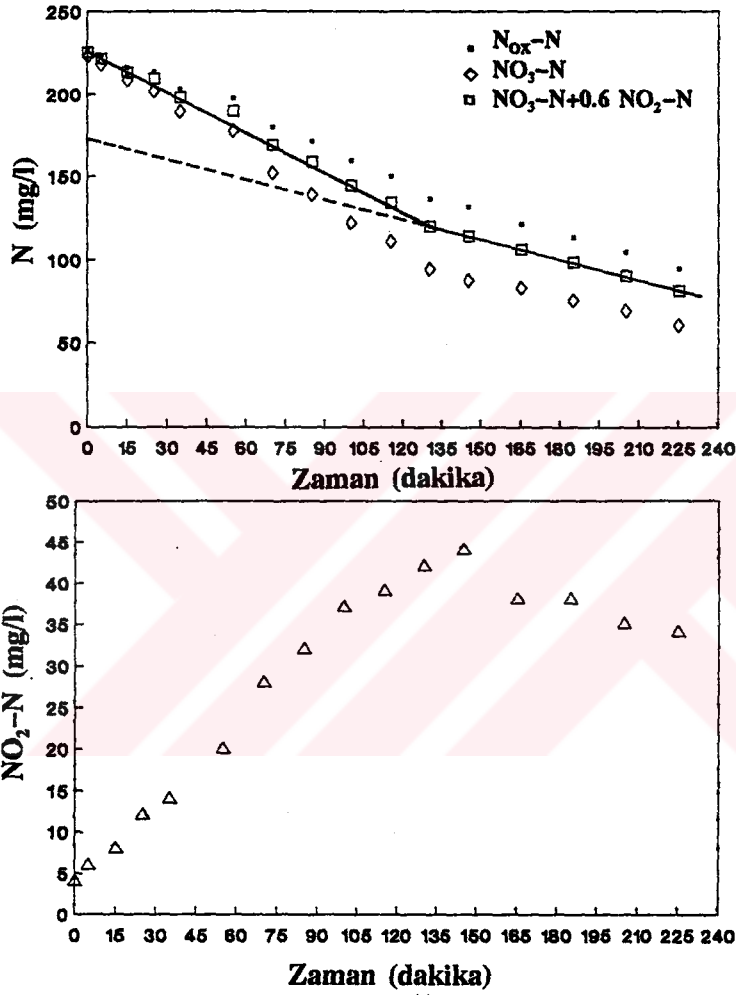
$$F/M = 1.28 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.13$$

$$V_T = 0.50 \text{ l}$$

$$X_T = 980 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.79 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Süt End.)

Kabul:

$$Y_R = 0.33 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.72$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.33} (225.4-172.1) \frac{0.5}{0.35} = 425 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(225.4-119.5) \text{ mg N/l}}{130 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.72 \cdot 980 \text{ mg UAKM/l}} = 0.069 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(119.5-81) \text{ mg N/l}}{95 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.72 \cdot 980 \text{ mg UAKM/l}} = 0.034 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

36.SET
Süt Endüstrisi Atıksuyu

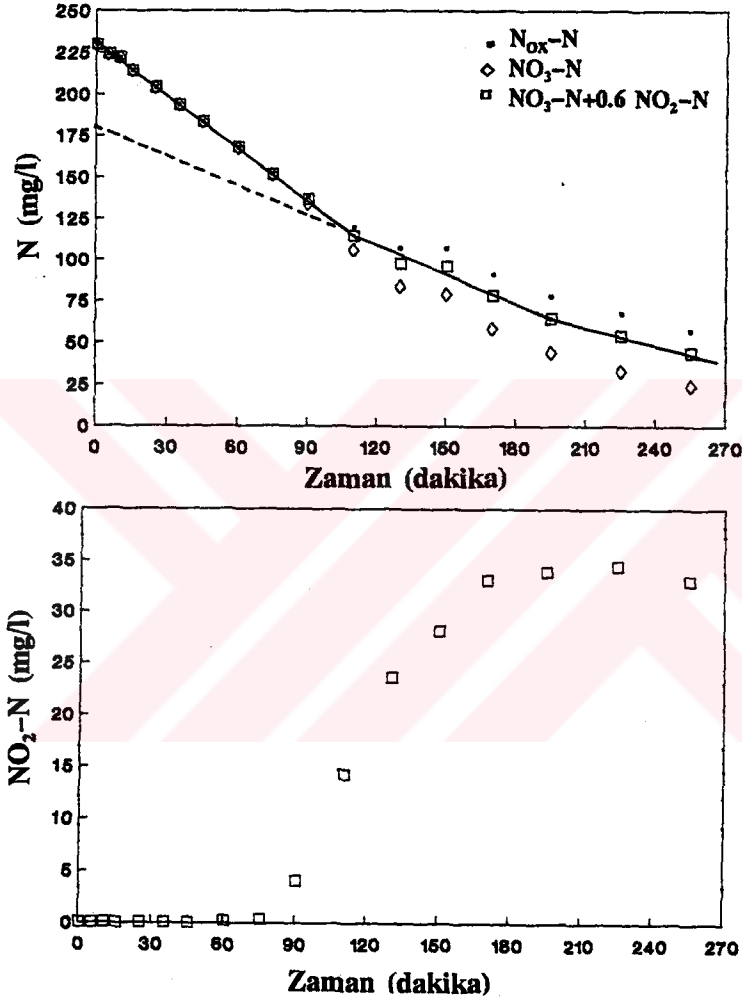
$$F/M = 1.25 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.8 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.29 \text{ l}$$

$$V_T = 1.15 \text{ l}$$

$$X_T = 910 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.80 N bileşenlerinin zamanla değişimi (36.SET Süt End.)

Kabul:

$$Y_H = 0.33 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 3.3 \text{ 1/gün}$$

$$f_a = 0.80$$

$$S_{so(NTH)} = \frac{2.86}{1 - 1.48 \cdot 0.33} (229.2 - 178.2) \frac{1.15}{0.8} = 410 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(229.2 - 114.1) \text{ mg N/l}}{110 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 910 \text{ mg UAKM/l}} = 0.086 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(114.1 - 64.6) \text{ mg N/l}}{85 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 910 \text{ mg UAKM/l}} = 0.048 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(64.6 - 44) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 910 \text{ mg UAKM/l}} = 0.028 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

36.SET
Süt Endüstrisi Atıksuyu

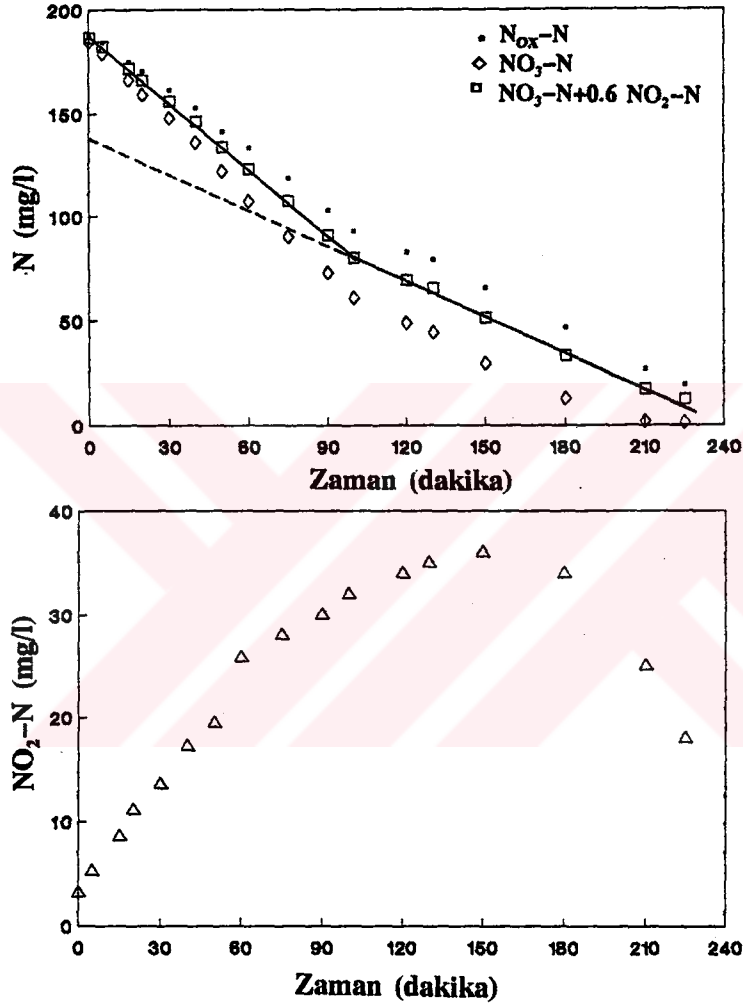
$$F/M = 0.72 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.35 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.14 \text{ l}$$

$$V_T = 0.50 \text{ l}$$

$$X_T = 975 \text{ mg UAKM/l}$$



Şekil C.81 N bileşenlerinin zamanla değişimi (36.SET Süt End.)

Kabul:

$$Y_H = 0.33 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 3.2 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_a = 0.80$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.33} (186.5-137.2) \frac{0.5}{0.35} = 394 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(186.5-80) \text{ mg N/l}}{100 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 975 \text{ mg UAKM/l}} = 0.082 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(80-17) \text{ mg N/l}}{110 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.80 \cdot 975 \text{ mg UAKM/l}} = 0.044 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

**ŞEKERLEME ENDÜSTRİSİ ATIKSUYU VE EVSEL ATIKSU
İLE YÜRÜTÜLEN DENEYLER**

31.SET
Evsel Atıksu

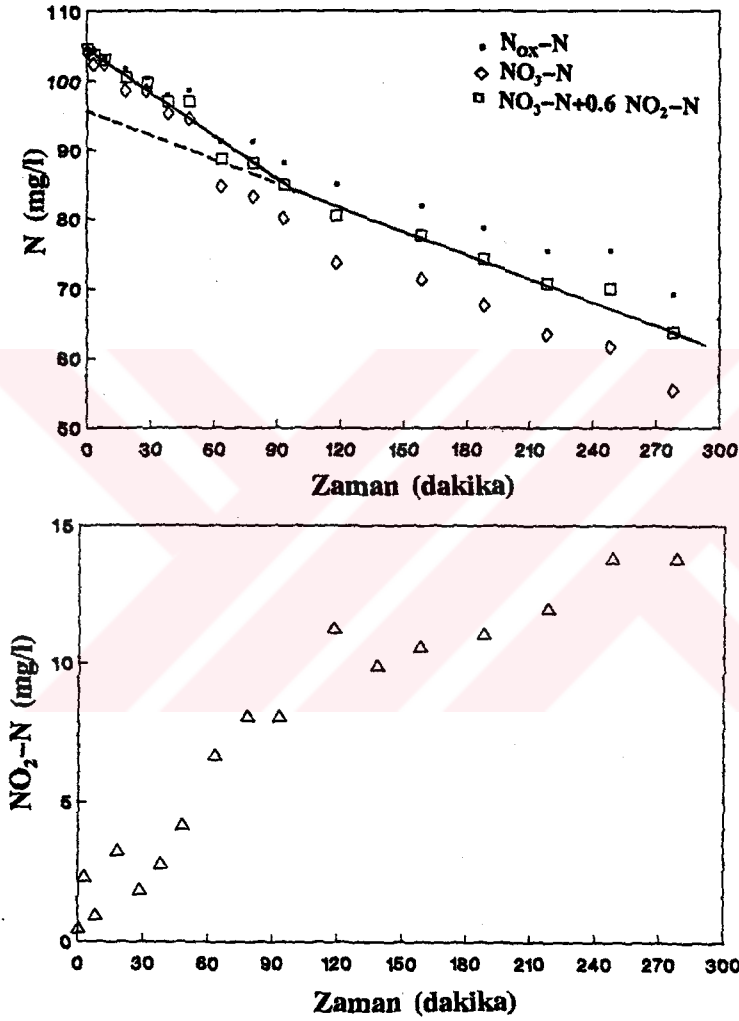
$F/M = 2.1 \text{ mg KOI/mg UAKM}$

$V_{ww} = 0.3 \text{ l}$

$V_{ml} = 0.02 \text{ l}$

$V_T = 0.35 \text{ l}$

$X_T = 350 \text{ mg UAKM/l}$



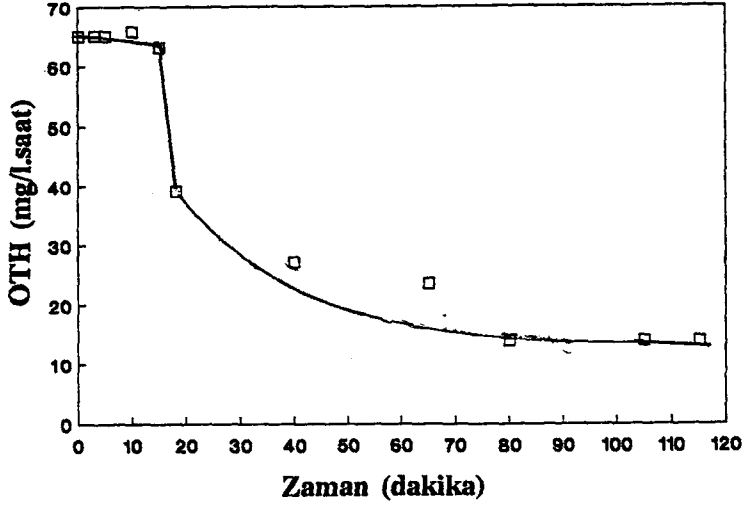
Şekil C.82 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel)

Kabul:

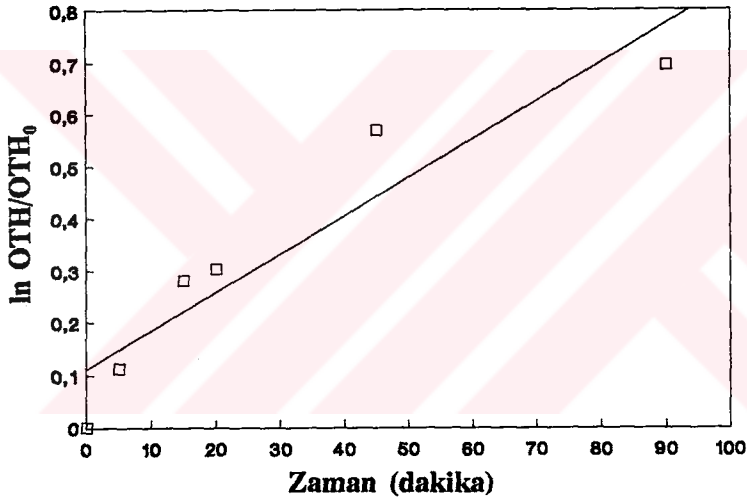
$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\mu_H = 10.6 \text{ l/gün}$$

$$\rightarrow f_s = \frac{0.45}{1-1.48 \cdot 0.45} \cdot \frac{80 \cdot 24}{10.6 \cdot 350} = 0.70$$



Şekil C.83 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel)



Şekil C.84 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (31.SET Evsel)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (104.4-95.9) \frac{0.33}{0.3} = 80 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.45} 22.5 \frac{0.33}{0.3} = 74 \text{ mg KOI/l}$$

$$k_1 = \frac{(104.4-84.8) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 350 \text{ mg UAKM/l}} = 0.053 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(84.8-63.7) \text{ mg N/l}}{185 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 350 \text{ mg UAKM/l}} = 0.028 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET
Şekerleme Endüstrisi Atıksuyu

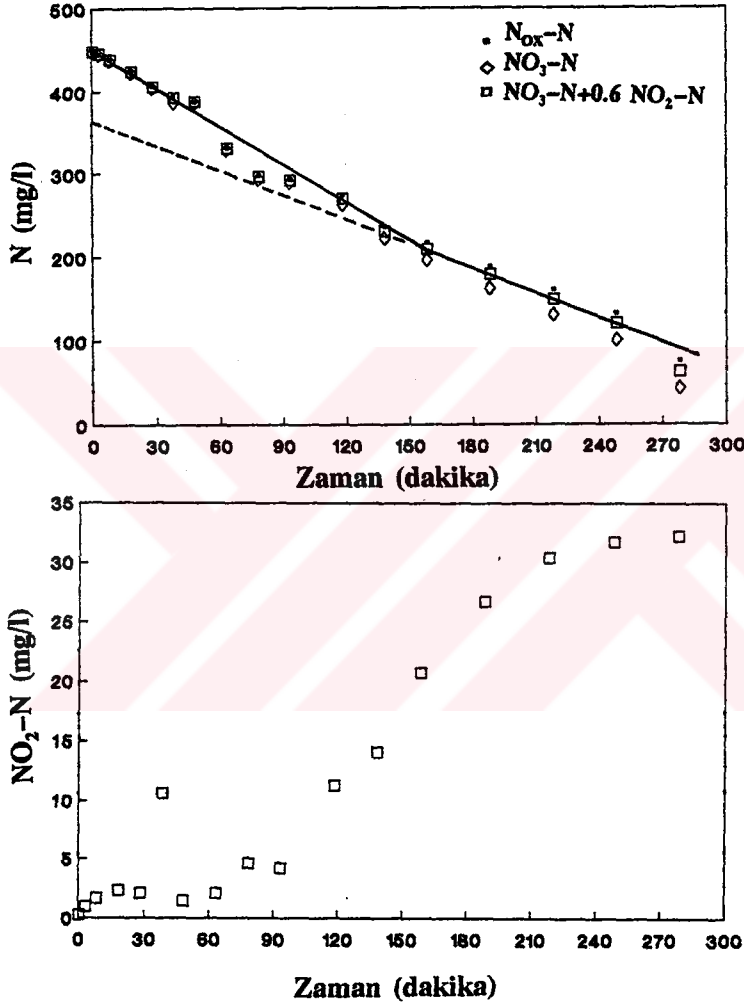
F/M = 2.1 mg KOI/mg UAKM

$V_{ww} = 0.30$ l

$V_{ml} = 0.15$ l

$V_T = 0.52$ l

$X_T = 1150$ mg UAKM/l (NTH)
= 1280 mg UAKM/l (OTH)



Şekil C.85 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Şekerleme End.)

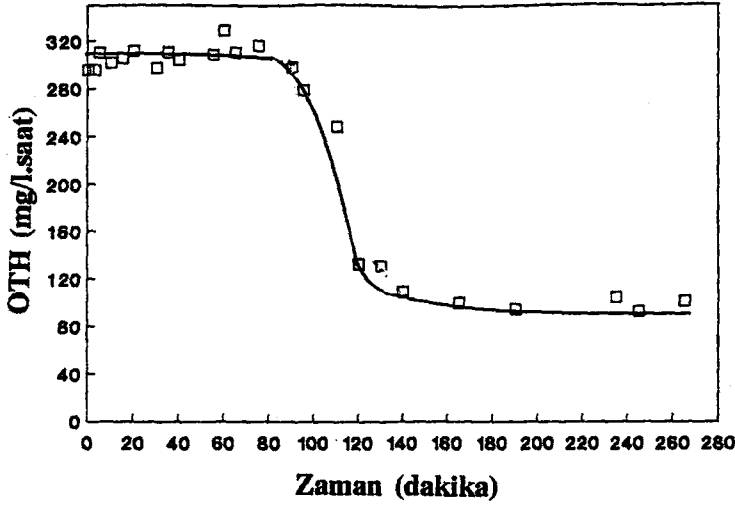
Kabul:

$$\rightarrow f_s = 0.70$$

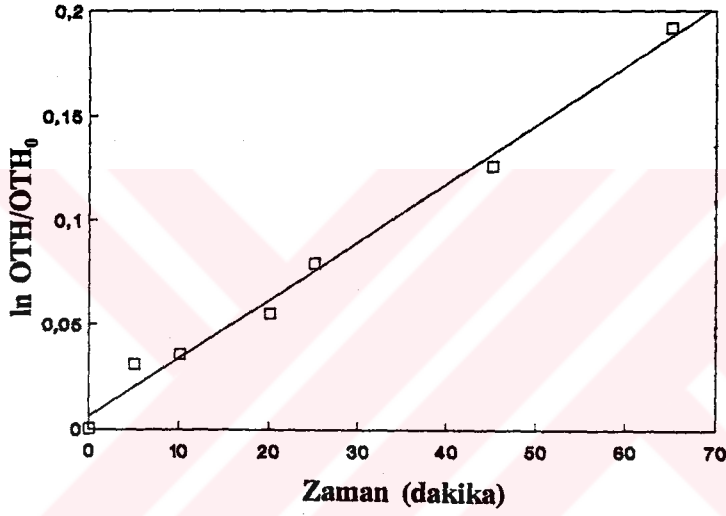
$$\hat{\mu}_H = 4 \text{ 1/gün}$$

$$\hat{\mu}_H = \frac{Y_H}{1 - 1.48 Y_H} \frac{300}{0.70} \frac{24}{1280} = 4$$

$$Y_H = 0.29 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$



Şekil C.86 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Şekerleme End.)



Şekil C.87 ln OTH/OTH₀ oranının zamanla değişimi (31.SET Şekerleme End.)

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.29} (448-365.4) \frac{0.52}{0.3} = 720 \text{ mg KOİİl}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.29} 234 \frac{0.52}{0.3} = 710 \text{ mg KOİİl}$$

$$\eta_g = 2.86 \frac{\frac{(448-208.1) \text{ mg/l}}{160 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{300 \text{ mg/l.saat}} = 0.86$$

$$\eta_k = 2.86 \frac{\frac{(208.7-119.4) \text{ mg/l}}{90 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{100 \text{ mg/l.saat}} = 1.7$$

$$k_1 = \frac{(448-208.7) \text{ mg N/l}}{160 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 1150 \text{ mg UAKM/l}} = 0.111 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(208.7-119.4) \text{ mg N/l}}{90 \text{ dak}} \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 1150 \text{ mg UAKM/l}} = 0.074 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET

Evsel Atıksu - 60 mg KOI/l Şekerleme Endüstrisi Karışımı Atıksuyu

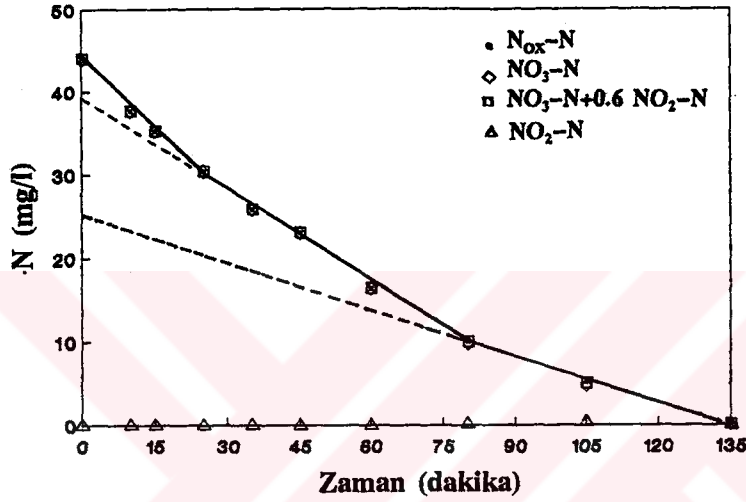
$$F/M = 0.57 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.62 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.11 \text{ l}$$

$$V_T = 0.75 \text{ l}$$

$$X_T = 950 \text{ mg UAKM/l (NTH)}$$



Şekil C.88 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)

Kabul:

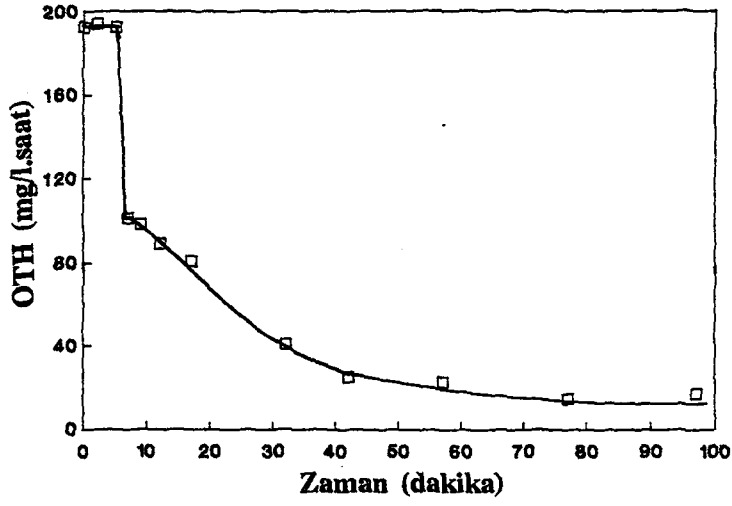
$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.70$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (43.9-39.6) \frac{0.75}{0.62} = 45 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.29} (43.9-25.7) \frac{0.75}{0.62} = 188 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{so}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.29} 47 \frac{0.75}{0.62} = 171 \text{ mg KOI/l}$$



Şekil C.89 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)

$$\eta_p = 2.86 \frac{\frac{(43.9-30.3) \text{ mg/l}}{25 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{194 \text{ mg/l.saat}} = 0.48$$

$$\eta_h = 2.86 \frac{\frac{(9.9-5) \text{ mg/l}}{25 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{16.9 \text{ mg/l.saat}} = 1.9$$

$$k_1 = \frac{(43.9-30.3) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 940 \text{ mg UAKM/l}} = 0.050 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(30.3-9.9) \text{ mg N/l}}{55 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 940 \text{ mg UAKM/l}} = 0.034 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(9.9-5) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 940 \text{ mg UAKM/l}} = 0.018 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

31.SET

Evsel Atıksu - 120 mg KOI/l Şekerleme Endüstrisi Karışımı Atıksuyu

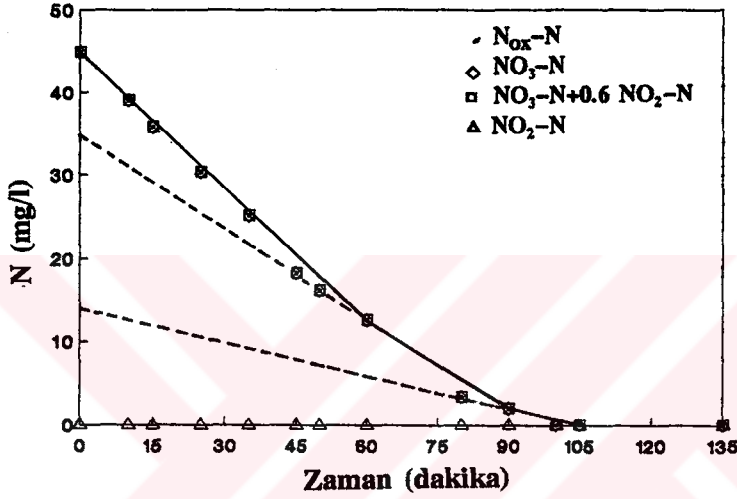
$$F/M = 0.57 \text{ mg KOI/mg UAKM}$$

$$V_{ww} = 0.65 \text{ l}$$

$$V_{ml} = 0.12 \text{ l}$$

$$V_T = 0.78 \text{ l}$$

$$X_T = 975 \text{ mg UAKM/l (NTH)}$$



Şekil C.90 N bileşenlerinin zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)

Kabul:

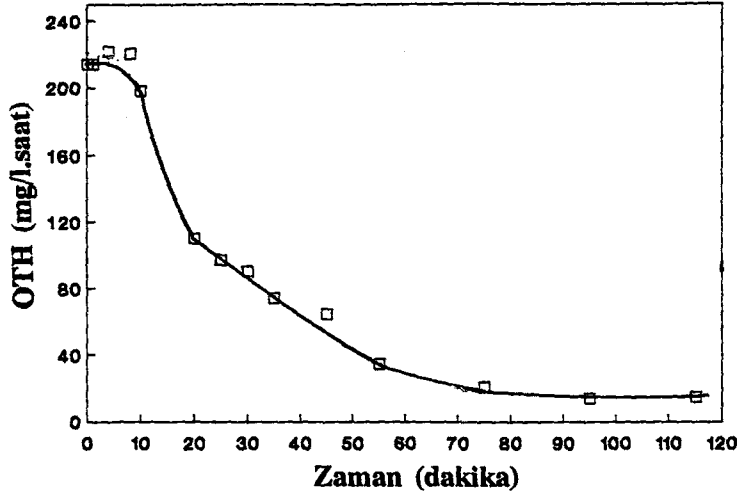
$$Y_H = 0.45 \text{ mg UAKM/mg KOI}$$

$$\rightarrow f_a = 0.70$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.45} (44.9-35.2) \frac{0.78}{0.65} = 100 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{30}(NTH) = \frac{2.86}{1-1.48 \cdot 0.29} (44.9-11.5) \frac{0.78}{0.65} = 343 \text{ mg KOI/l}$$

$$S_{30}(OTH) = \frac{1}{1-1.48 \cdot 0.29} 93.3 \frac{0.78}{0.65} = 336 \text{ mg KOI/l}$$



Şekil C.91 OTH'nın zamanla değişimi (31.SET Evsel-Şekerleme End.)

$$\eta_g = 2.86 \frac{\frac{(44.9-9.7) \text{ mg/l}}{60 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{220 \text{ mg/l.saat}} = 0.46$$

$$\eta_A = 2.86 \frac{\frac{(2.7-0.1) \text{ mg/l}}{25 \text{ dak}} \cdot 60 \text{ dak/saat}}{14.4 \text{ mg/l.saat}} = 1.3$$

$$k_1 = \frac{(44.9-9.7) \text{ mg N/l}}{60 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 975 \text{ mg UAKM/l}} = 0.052 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_2 = \frac{(14.9-2.7) \text{ mg N/l}}{30 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 975 \text{ mg UAKM/l}} = 0.036 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

$$k_3 = \frac{(2.7-0.1) \text{ mg N/l}}{25 \text{ dak}} \cdot \frac{60 \text{ dak/saat}}{0.70 \cdot 975 \text{ mg UAKM/l}} = 0.009 \text{ mg N/mg UAKM saat}$$

ÖZGEÇMİŞ

Seval Özen Sözen 1962 yılında İstanbul'da doğdu. 1981 yılında İstanbul Alman Lisesi'nden, 1985 yılında İTÜ İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden mezun oldu. 1985 yılında aynı bölümde Araştırma Görevlisi olarak göreve başladı. 1985–1987 yılları arasında İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Anabilim Dalı'nda yüksek lisans eğitimi yaptı ve 1987 yılında Yüksek Mühendis ünvanı aldı. Aynı yıl İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Anabilim Dalı'nda doktora programına kaydoldu. 1988–1989 yılları arasında Stuttgart Üniversitesi Kentsel Altyapı, Atıksu ve Katı Atık Araştırma Enstitüsü'nde (Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft) araştırmacı olarak çalıştı. Halen İTÜ İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde görev yapmaktadır.