

MUĞLA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KİMYA ANABİLİM DALI

SEKA ATIK SULARININ
DENİZ SUYUNA ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
DOKÜMANTASYON MERKEZİ

YÜKSEK LİSANS

114523

Mahmut KUŞ

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Ahmet BALCI

AĞUSTOS 2001

MUĞLA

MUĞLA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KİMYA ANABİLİM DALI

SEKA ATIK SULARININ
DENİZ SUYUNA ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

YÜKSEK LİSANS

Mahmut KUŞ

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Ahmet BALCI

MUĞLA 2001

Her Hakkı Saklıdır.

MUĞLA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KİMYA ANABİLİM DALI

SEKA ATIK SULARININ
DENİZ SUYUNA ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

HAZIRLAYAN
MAHMUT KUŞ

Fen Bilimleri Enstitüsünde
"Yüksek Lisans"

Diploması Verilmesi İçin Kabul Edilen Tezdir

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih:

Tezin Sözlü savunma Tarihi: 12/09/2001

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Ahmet BALCI

Jüri Üyesi: Prof. Dr. Özdemir EGEMEN

Jüri Üyesi: Prof. Dr. Ahmet BALCI

Jüri Üyesi: Prof. Dr. Murat BARLAS

AĞUSTOS 2001

MUĞLA

TUTANAK

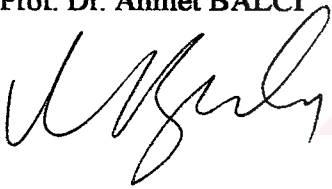
Muğla Üniversitesi Fen Bilimlerin Enstitüsü'nün 20.10.2001 tarih ve 13.0 toplantısında oluşturulan jüri, Lisansüstü Eğitim-Öğretim Yönetmeliği'nin 4.1.d. maddesine göre Kimya Anabilim Dalı Yüksek Lisans öğrencisi Mahmut Kuş'un "Seka Atık Sularının Deniz Suyuna Etkilerinin Araştırılması" adlı tezini incelemiş ve aday 12.10.2001 tarihinde saat 14.00 'de jüri önünde tez savunmasına alınmıştır.

Adayın kişisel çalışmaya dayanan tezini savunmasından sonra 45 dakikalık süre içinde gerek tez konusu, gerekse tezin dayanağı olan anabilim dallarından sorulan sorulara verdiği cevaplar değerlendirilerek tezin başarılı ^{okyanus} oy ^{okyanus} ile karar verildi.

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Ahmet BALCI

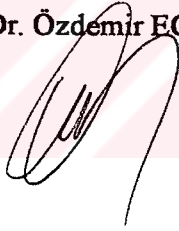
Üye

Prof. Dr. Ahmet BALCI



Üye

Prof. Dr. Özdemir EGEMEN



Üye

Prof. Dr. Murat BARLAS



YEMİN

Yüksek Lisans Tezi olarak sunduğum "Seka Atık Sularının Deniz Suyuna Etkilerinin Araştırılması" adlı çalışmamın, tarafımdan bilimsel ahlak ve geleneklere aykırı düşecek bir yardıma başvurmaksızın yazıldığını ve yararlandığım eserlerin kaynaklarda gösterilenlerden oluştuğunu, bunlara atıf yapılarak yararlanmış olduğumu doğrularım.

12/09/2001
Mahmut KUŞ



YÜKSEK ÖĞRETİM KURULU DÖKÜMANTASYON MERKEZİ
TEZ VERİ GİRİŞ FORMU

YAZARIN

Soyadı : KUŞ

Adı : Mahmut

Kayıt No :

TEZİN ADI

Türkçe : Seka Atık Sularının Deniz Suyuna Etkilerinin Araştırılması

Y. Dil : A Research of The Effects of SEKA Pulp Mill's Waste Water to Marine Environmental

TEZİN TÜRÜ:

Yüksek Lisans

Doktora

Sanatta Yeterlik

●

○

○

TEZİN KABUL EDİLDİĞİ

Üniversite : Muğla Üniversitesi

Fakülte : Fen Edebiyat Fakültesi

Enstitü : Fen Bilimleri Enstitüsü

Diğer Kuruluşlar :

Tarih :2001

TEZ YAYINLANMIŞSA

Yayınlanan :

Basım Yeri :

Basım Tarihi:

ISBN :

TEZ YÖNETİCİSİNİN

Soyadı Adı : BALCI, Ahmet

Ünvanı : Prof. Dr.

TEZİN YAZILDIĞI DİL: Türkçe

TEZİN SAYFA SAYISI:

TEZİN KONUSU (KONULARI):

1) Atık Sular

2)

3)

TÜRKÇE ANAHTAR KELİMELER

1) Nütrient

2) Deniz kirlenmesi

3) Kağıt hamuru

4) Atık su

İNGİLİZCE ANAHTAR KELİMELER

1) Nutrients

2) Marine pollution

3) Pulp mill

4) Waste water

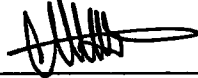
1) Tezimden fotokopi yapılmasına izin vermiyorum.

2) Tezimden dipnot gösterilmek şartıyla bir bölümünün fotokopisi alınabilir.

3) Kaynak gösterilmek şartıyla tezimin tamamının fotokopisi alınabilir.

Mahmut KUŞ

Yazarın İmzası:



Tarih: 12/09/2001

İÇİNDEKİLER

İÇİNDEKİLER	I
TEŞEKKÜR	III
ÖZET	IV
ABSTRACT	V
TABLolar DİZİNİ	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ	VII
1. GİRİŞ	1
1.1. Amaç	1
2. GENEL BİLGİLER	2
2.1. Deniz Suyu	2
2.1.2. Deniz Suyunun Özellikleri	2
2.1.3. Deniz Suyunun Tuzluluğu	3
2.1.4. Deniz Suyunda Çözünmüş Gazlar	4
2.1.5. Deniz Suyunda Oksijen	4
2.1.6. Deniz Suyunda Azot	5
2.1.7. Deniz Suyunda CO ₂	7
2.1.8. Hidrojen Sülfür H ₂ S	8
2.1.9. Fosfor Bileşikleri	9
2.1.10. Denizlerde pH	11
2.1.11. Deniz Suyunda Organik Bileşikler	12
2.1.12. Deniz Suyunda Hidrokarbonlar	13
2.1.13. Deniz Suyunda Biyokimyasal Süreçler	13
2.1.14. Deniz Suyunda Bulunan Elementler	14
2.2. Kağıt Endüstrisi ve Atıkları	14
2.2.1. Kağıt Endüstrisinden Kaynaklanan Atık Sular	15
2.2.2. Kağıt Hamuru ve Kağıt Makinesi Atıkları	15
2.2.3. Kağıt Atık Sularının Genel Karakteristiği ve Çevreye Etkileri	19
3. LİTERATÜR BİLGİSİ	20
3.1. Kağıt Endüstrisi Atıkları.....	20
3.2. Kağıt Atıklarında Organik Madde Dağılımı	20
3.2.1. Kağıt Atıklarının Kimyası.....	20

3.2.2. Sediment Çalışmaları.....	21
3.2.3. Çözünmüş Organik Maddelerin Etkileşimleri.....	22
3.2.4. Biyodegradasyon ve Biyotransformasyon.....	22
3.2.5. Modern Kağıt Hamuru Hazırlama Teknolojisi.....	23
3.2.6. Sediment ve Biyosolidler.....	24
3.2.7. Yeni Beyazlatma Teknikleri.....	24
3.2.8. Parçalanma Prosesleri.....	25
3.2.9. Fiziksel Faktörler.....	25
4. MATERYAL VE METOD.....	26
4.1. Bölgenin Coğrafik Yapısı.....	26
4.2. İklim.....	26
4.3. Basınç ve Rüzgar.....	27
4.4. Jeomorfolojisi.....	27
4.5. Çalışma Yerleri ve Metodlar.....	27
4.5.1. Örneklerin Alımı.....	28
4.6. Kullanılan Kimyasal Yöntemler.....	30
5. BULGULAR.....	33
5.1. Fizikokimyasal Bulgular.....	33
5.1.1. pH Değerleri.....	33
5.1.2. İletkenlik Değerleri ($\mu\text{S}/\text{cm}$).....	34
5.1.3. Bulanıklık Değerleri (mg/L).....	35
5.1.4. Sıcaklık Değerleri ($^{\circ}\text{C}$).....	37
5.1.5. Çözünmüş Oksijen Miktarı ($\text{mg O}_2/\text{L}$).....	38
5.1.6. Amonyum Azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$) Konsantrasyonu (mg/L).....	39
5.1.7. Nitrit Azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$) Konsantrasyonu (mg/L).....	39
5.1.8. Nitrat Azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$) Konsantrasyonu (mg/L).....	39
5.1.9. Orto Fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) Konsantrasyonu (mg/L).....	40
5.2. Klorofil a miktarı (mg/m^3).....	41
5.3. Sedimentte Karbon Analizi.....	42
5.4. Sedimentte Ağır Metal Analizleri.....	42
6. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	47
7. KAYNAKLAR.....	56

TEŞEKKÜR

Tez konumun belirlenmesinde ve çalıŐmaların yapılmasında yardımlarından dolayı danıŐmanım Prof. Dr. Ahmet BALCI'ya, tım çalıŐmalarımnda bana destek olan Prof. Dr. Gazi İREZ'e , tez yazımım sırasındaki desteklerinden dolayı Öğr.Gör. Ahmet DEMİRAK, AraŐ. Gör. Mehmet TAŐBAŐ, AraŐ. Gör. Mustafa TEKE, ve tım kimya bۆlümü çalıŐanlarına, yaşama umudum ve desteğim aileme teşekkür ederim.

Mahmut KUŞ



ÖZET

Bu tezde SEKA Dalaman İşletmesi atık sularının derin deniz deşarjı bir yıl süre ile üç aylık aralarla izlenmiştir. Belirlenen 39 farklı noktadan alınan numunelerde pH, iletkenlik, ve çözülmüş oksijen miktarları hemen tayin edilmiş diğer analizler (nütrient, toplam organik karbon, BOI, KOI, ağır metal v.s.) ise laboratuvarında yapılmıştır. Sediment örnekleri beş ayrı noktadan toplanmış, analizleri laboratuvarında yapılmıştır.

Bu çalışmada Dr. Lange Spektrofotometresi, Elementel Analiz ve Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi teknikleri kullanılmıştır. Sediment numunelerinde ağır metal tayini için mikrodalga çözündürme metodu kullanılmıştır.

Elde edilen değerlerin yıl boyu ölçülen maksimum ve minimum noktaları tespit edilmiştir. Bu değerler literatürlerle karşılaştırılmış ve ölçülen parametrelerin literatürlerle uyumlu olduğu belirlenmiştir.



ABSTRACT

In this thesis, the waste water from Dalaman SEKA pulp mill was monitored for one year at three seasons. Water samples were collected from 39 different points, pH, conductivity and dissolved oxygen quantity were directly analyzed and other related (nutrients, total organic carbon, BOD, COD, heavy metals etc.) analyses were progressed in our laboratory. Sediment samples were collected from five different points. Sediment samples analyses were progressed in our laboratory.

In this study, Dr. Lange spectrophotometer, Elementel analyzer and Atomic Absorption spectrophotometer techniques were used. In the preparation of sediment samples for heavy metals in microwave dissolution method was used.

The data were collected as maximum and minimum points for a period of one year. These results are acceptable compared with literatures.



TABLolar DİZİNİ

Tablo No	Sayfa No
Tablo 2.1. Deniz Suyunda Bulunan Başlıca İyon Ve Tuzların Oranı.....	3
Tablo 2.2. 1 Kg Deniz Suyu İçin Ortalama Değerler	14
Tablo 2.3. 1 Ton Kağıt Üretimi İçin Oluşan Atık Su Debileri	16
Tablo 2.4. Kağıt Hamuru Ve Kağıt Makinesi Atıkları İçin Tipik Analiz Sonuçları	17
Tablo 2.5. Kraft Hamuru Makinasının Karakteristikleri	17
Tablo 2.6. Tipik Sülfid Hamuru Tesisi Atığının Bileşimi	18
Tablo 5.1 A1, A2, A3, A4 Noktaları İçin Yıl Boyu Yapılan Ölçümlerin Ortalama Değerler...	44
Tablo 5.2 B1, B2, B3 ve B4 Noktaları İçin Yıl Boyu Yapılan Ölçümlerin Ortalama Değerler	45
Tablo 5.3 C1, C2, C3 ve C4 Noktaları İçin Yıl Boyu Yapılan Ölçümlerin Ortalama Değerler	46
Tablo 5.4 Sediment Örneklerinde Yıllık Ortalama Değerler.....	46
Tablo 5.5 Lagün Örneklerinde Yıllık Ortalama Değerler.....	47

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil No	Sayfa No
Şekil 2.1. Deniz Suyunda Derinlikle Oksijen Değişimi	5
Şekil 2.2. Deniz Suyunda Derinlikle Amonyum Ve Nitrit Konsantrasyonunun Değişimi	6
Şekil 2.3. Deniz Suyunda Derinlikle Nitrat Konsantrasyonunun Değişimi	7
Şekil 2.3. Karbon Çevrimi	8
Şekil 2.5. Deniz Suyunda Fosfor Çevrimi	10
Şekil 2.6. Deniz Suyunda Derinlikle Anorganik Ve Toplam Fosfor Konsantrasyonunun Değişimi...	10
Şekil 2.7. Deniz Suyunda Çözünmüş Halde Bulunan CO ₂ Nin Karbonat Formlarının pH Ya Etkisi..	11
Şekil 2.8. Deniz Suyunda pH' ın Derinlikle Değişimi	12
Şekil 4.1. Deniz Deşarjı Yapılan Bölge Ve Numune Alınan Noktalar	29
Şekil 5.1. pH'nın Dönemsel Değişimi	35
5.2. İletkenliğin Dönemsel Değişimi	36
Şekil 5.3. Bulanıklığın Dönemsel Değişimi	37
Şekil 5.4. Sıcaklığın Dönemsel Değişimi.....	38
Şekil 5.5 : Çözünmüş Oksijen Miktarının Dönemsel Değişimi.....	40
Şekil 5.6 : Nitrat Miktarının Dönemsel Değişimi.....	41
Şekil 5.7 : Fosfat Miktarının Dönemsel Değişimi.....	42
Şekil 5.8 : Klorofil a Miktarının Dönemsel Değişimi.....	43
Şekil 5.9 : Karbon Miktarının Dönemsel Değişimi.....	44

1. GİRİŞ

Birçok endüstri dalı, fabrikasyonda, yıkamada, buharlaştırmada, kurutmada, enerji üretiminde vs. bol miktarda su kullanılmaktadır. Bu suların, kullanıldıkları endüstriye göre değişim göstermekte olup, çok çeşitli maddeler içerebilirler. Bunlar; organik maddeler, asitler, alkaliler, korozif maddeler, zehirli maddeler ile yüksek sıcaklık, renklilik, kötü koku gibi özelliklerdir.

Denize kıyısı olan yerleşim yerlerindeki sanayi tesisleri ve evsel atık suları arıtma tesisleri yerine, daha ekonomik olan, derin deniz deşarjı sistemleri ile uzaklaştırılması tercih etmektedir. Özellikle açık denizler, sahip oldukları yüksek özümleme kapasitesi nedeniyle, atık suların ileri derecede tasfiyesine gerek olmadan deşarjına olanak vermektedir. Bu nedenle, deniz deşarjı sistemleri, özellikle gelişmekte olan ülkeler için uygun tasfiye yöntemi olarak benimsenmiştir. Bununla beraber, kıyı bölgelerinin ağırlıklı olarak turistik amaçlı kullanılması neticesinde, bu bölgelerde arazi fiyatlarının oldukça yüksek olması, yeni arıtma sistemlerinin kurulmasını engellemekte, mevcut arıtma tesislerinin, başarılı şekilde işletilememesi, derin deniz deşarjı sistemlerini cazip hale getirmektedir.

Öte yandan, deniz deşarjı sistemlerinin, özellikle yer seçiminin teknik olarak uygun yapılmadığı durumlarda, kirleticilerin, deniz ekosisteminde bozulmalara yol açabileceği ve ekolojik denge üzerinde, olumsuz etkiler yaratabileceği, bunun telafisinin son derece güç olacağı göz ardı edilmemelidir. Akdeniz ve Karadeniz gibi kapalı denizlere, bugüne kadar kontrolsüz şekilde bırakılan atık sular, bugün ciddi problemlerle karşı karşıya kalınmasına ve bazı yerlerde acil önlem alınmasına neden olmuştur.

1.1. Amaç

Kağıt fabrikalarının, deniz deşarjları ile ilgili olarak yapılan bir çok çalışmada, deşarj edilen atık suyun içerdiği maddeler ve bunların toksik etkileri üzerinde durulmuştur. 2 Haziran 1999 tarihinde başlayan ve 12 Temmuz 2000 tarihinde son analizleri yapılarak tamamlanan bu çalışmada, ölçülen parametreler, literatür bilgileri ile karşılaştırılmıştır. Bu çalışmada, Kağıt Fabrikasının, Denize

deşarj ettiği sudaki maddelerin bileşenlerinden çok, deniz çevresi üzerine bırakabileceği etkiler araştırılmıştır. Bu nedenle, deşarj edilen suyun içerdiği materyallerin, ekolojik denge açısından en önemli parametreler olarak sayılabilecek , pH, çözünmüş oksijen miktarı, nütrientler, BOI, KOI, toplam organik karbon, toplam karbon ve ağır metaller gibi parametreler üzerinde durulmuş ve sonuçlar bu ölçümlere göre belirlenmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Deniz Suyu

Deniz ortamı, içinde bulunan canlıların durumuna, fiziksel ve kimyasal özelliklerine göre, primer ve sekonder biyotik bölgeler olmak üzere ikiye ayrılır. Primer bölgelerde, bentik ve pelajik olmak üzere iki kısımdır. Bentik bölge, denizin dip kısmındaki ortamı içine alır. Pelajik bölge ise bütün su kütlesini içine almaktadır. Bentik bölge, litoral ve derin deniz olmak üzere iki ana bölgeden oluşur. Bu iki bölge, genel olarak 200 m derinlikte birbirinden ayrılır. Pelajik bölgede, neritik bölge ve açık deniz bölgesi olarak iki kısma ayrılır. Pelajik bölgenin 200 m derinliğe kadar ışık alan kısmı, neritik ve açık deniz bölgeleri arasındaki sınır düzeyi olarak genellikle kıta yamacının kenarıdır (Kocataş, 1986).

Su ortamında, birbiriyle etkileşim halinde olan çok sayıda sistem vardır. Su ile sediment ve atmosfer arasında çözünmüş maddelerin değişimi söz konusudur. Organizmalar, birbirleri ve su ile, dip canlıları da dip suları ve sediment ile sürekli etkileşim halindedir (Mutluay ve Demirak, 1996).

2.1.2. Deniz Suyunun Özellikleri

Deniz suyunun genel özellikleri şöyle özetlenir:

- 1- Deniz suyu, tuzlu ve acıdır.
- 2- Deniz suyunun yoğunluğu, tatlı sudan fazladır.
- 3- Deniz suyunun donma noktası, tatlı suya oranla daha düşüktür. % 0.35 g tuz ihtiva eden deniz suyunun donma noktası -1.9°C dır.
- 4- Deniz suyunda, çeşitli gazlar çözünmüş halde bulunurlar.
- 5- Deniz suyu, ışığı ve ısıyı geçirir.

6- Deniz suyu, içinde bulundurduğu canlılar için besin ortamıdır.

2.1.3. Deniz Suyunun Tuzluluğu

1000 g deniz suyu, ortalama olarak 35 g tuz içerir. Yapılan analizlerde, deniz suyunda bulunan başlıca tuzların miktarı tablo 1 de gösterilmiştir.

Tablo 2.1 Deniz Suyunda Bulunan Başlıca İyon ve Tuzların Oranı (Kurter, 1977).

Çözelti halindeki iyonlar	Kilogramda gram cinsinden ağırlık ⁰ / ₁₀₀	1 kilogramda bulunan kristalize tuzlar (g)	Bütün tuzluluğun ⁰ / ₁₀ si
Cl ⁻	18.98	NaCl 27.21	88.6
Br ⁻	0.065	MgCl ₂ 3.81	
SO ₄ ²⁻	2.65	MgSO ₄ 1.66	10.8
HCO ₃ ⁻	0.14	CaSO ₄ 1.26	
Mg ²⁺	1.27	K ₂ SO ₄ 0.86	
Ca ²⁺	0.40	CaCO ₃ 0.12	0.6
K ⁺	0.38	MgBr ₂ 0.08	
Na ⁺	10.56		
	34.34	35.00	

Deniz suyunun tuzluluğunun kaynağı, hakkında ortaya atılan iki teori vardır.

- 1- Deniz suyunun tuzluluğu, sabittir ve kalıcıdır.
- 2- Tuzluluk, akarsularda çözünen maddelerin denizlere taşınmasından ve volkanların çıkardıkları madenlerin, çözünmesinden ileri gelir (Mutluay ve Demirak, 1996).

Deniz suyunun tuzluluğu üç kavramla açıklanır:

a) Salinite b) Klorinite c) Klorisite

a) Salinite: 1 kg deniz suyundaki karbonatın tamamının okside, bromür ve iyodürün klorüre dönüştürüldüğü zaman ve organik maddelerin tamamı okside olduğunda ortaya çıkan katı maddenin gram olarak miktarına salinite denir ve binde olarak ifade edilir. Deniz suyu için kabul edilen standart salinite, binde 35 tir.

b) Klorinite: 1 kg deniz suyundaki, bromür ve iyodürlerin tamamının klorürle yer değiştirmesi şartıyla klor, brom ve iyodun gram olarak toplam miktarıdır.

$$\text{Salinite} = 0.03 + 1.805 \times \text{Klorinite}$$

Klorinite, su örneğinin 20 °C deki yoğunluğu ile çarpılacak olursa, klorosite adını alır.

c) Klorosite = kloronite x d

.d= suyun 20 °C daki yoğunluğu

2.1.4. Deniz Suyunda Çözünmüş Gazlar

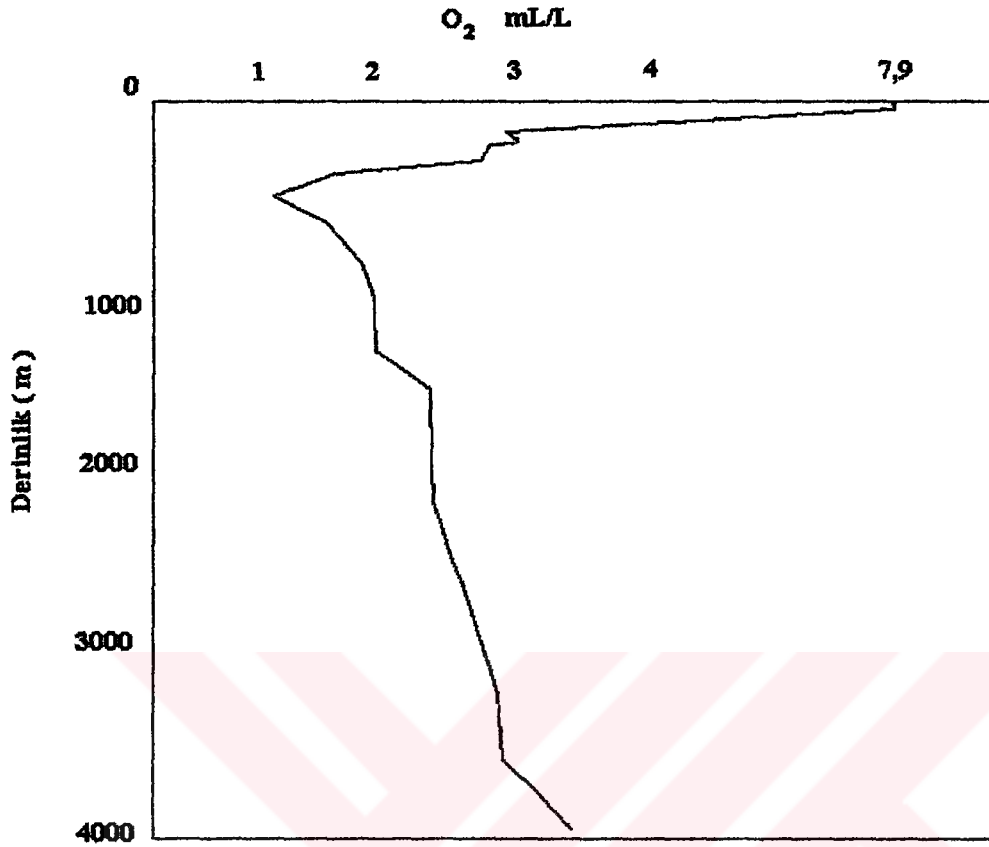
Deniz suyu, son derece kompleks yapıya sahiptir. Deniz suyunda, atmosferdeki gazların tamamı, çözünmüş olarak bulunur. Bunun nedeni, atmosferdeki gazların, sürekli, deniz suyu ile temas halinde olmasındandır.

2.1.5 Deniz Suyunda Oksijen

Deniz suyunda, çözünmüş oksijen miktarı, 1 L deniz suyu için, 0-10 mg arasında bir değerdedir. Çözünmüş oksijenin konsantrasyonu, yüzeyden derine indikçe, 1000 m civarına kadar düzenli olarak azalır. Bu derinlikten sonra, tekrar artmaya başlar. (Şekil 2.1) Oksijenin bu davranışına, beş özellik etki etmektedir.

- 1- Yüzeğe yakın yerlerdeki oksijen konsantrasyonu, sıcaklığa bağlıdır. Sıcak sularda konsantrasyon, 4.5 mg/l, soğuk sularda ise 8 mg/l dir. Ayrıca, yüzeğe yakın bölgelerde, fotosentez neticesinde oksijen üretimi olmaktadır.
- 2- Derin su tabakalarında oksijen konsantrasyonu, sirkülasyona bağlıdır. Derin su kütleleri, oluşma bölgelerinde derin suların havalanmasını ve yenilenmesini sağlayan bir oksijen kaynağı vazifesi görürler.
- 3- Yapılan çalışmalarda, bazı derinliklerde ve enlemlerde oksijen konsantrasyonunun, minimum değere ulaştığı görülmüştür.
- 4- Ortamdaki hayvansal organizmaların, miktarının değişimi oksijenin konsantrasyonuna etki eder.
- 5- Bakterilerde, organik bozunmanın yavaşlaması ve bu olay sırasında oksijen tüketiminin artması, oksijen konsantrasyonunu azaltır.

Genel olarak, deniz sularında çözünmüş oksijen konsantrasyonu, su kütlelerinin hareketlerine, deniz organizmalarının solunumlarına ve fotosentez olaylarına bağlıdır (Egemen, 1996).



Şekil 2.1 Deniz Suyunda Derinlikle Oksijen Değişimi (İvanoff, 1972)

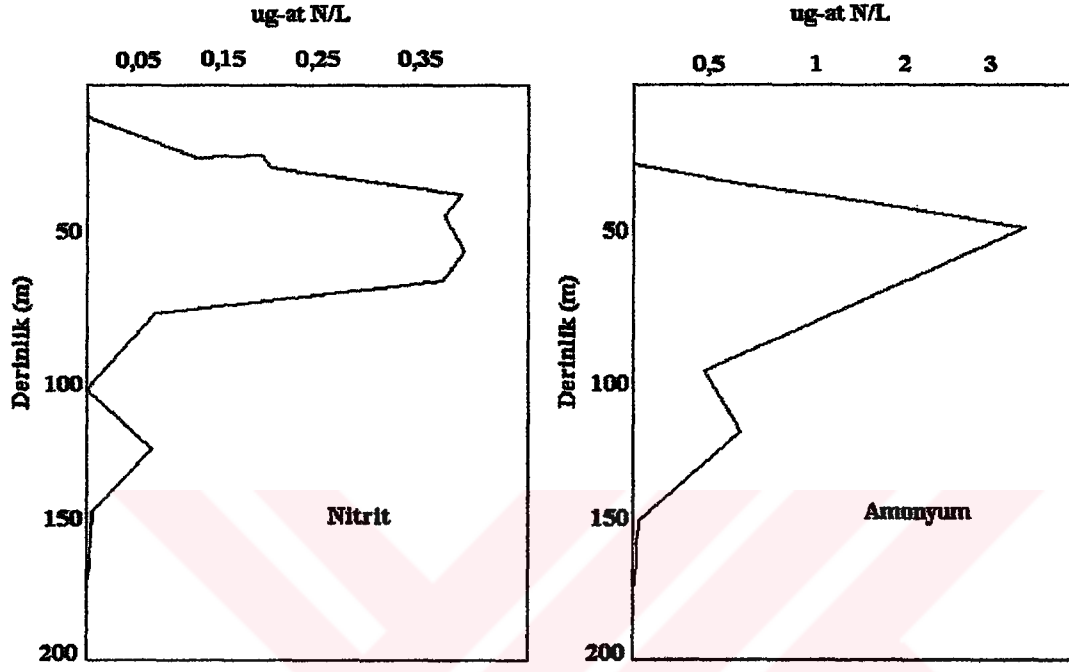
2.1.6. Deniz Suyunda Azot

Deniz suyunda azot, çözülmüş gaz , çözülmüş organik bileşik, aslı organik bileşik veya mineraller şeklinde bulunur.

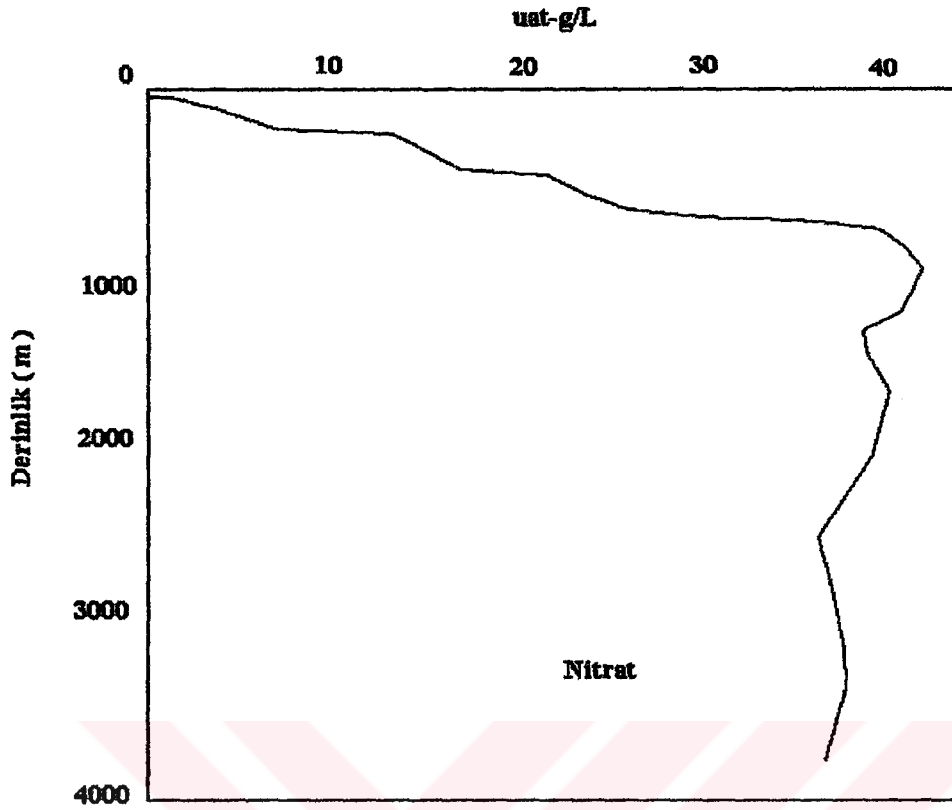
Azot, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- tuzları halinde bulunur. Bakteriler, organik azotun, anorganik azota dönüştürülmesi sırasında ve NO_2^- ile NO_3^- arasındaki dönüşümde rol alırlar. Azot içeren maddenin, öncelikle NH_3 e daha sonrada NO_2^- ve NO_3^- a dönüştükleri düşünülmektedir.

NH_3 , aminoasitlerin, protein, amin ve üre gibi bileşiklerin hidrolizi sonucu açığa çıkar. NH_3 ün NO_2^- ye yükseltgenmesi, fotokimyasal oksidasyon yada yüzey katalizörleri eşliğinde çözülmüş oksijen yoluyla (kimyasal oksidasyon) olmaktadır. Ayrıca NH_3 , sedimentlerde bulunan nitrifikant bakteriler tarafından yükseltgenmektedir (Mutluay ve Demirak, 1996).

Deniz sularında NH_4^+ ve NO_2^- konsantrasyonları, belli bir derinliğe kadar artış gösterir. Daha sonra azalmaya başlar ve sıfır değerine ulaşır. Şekil 2.2 NO_3^- konsantrasyonu ise derine inildikçe artar. Ortalama olarak, 2000 m derinlikte maksimum seviyeye ulaşır (Kocataş, 1987).



Şekil 2.2 Deniz Suyunda Derinlikle Nitrit ve Amonyum Konsantrasyonunun Değişimi (İvanoff, 1972)

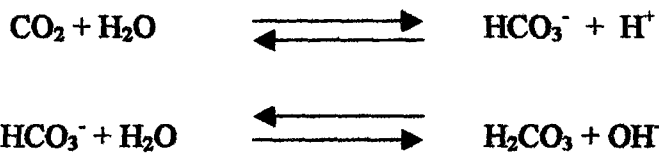


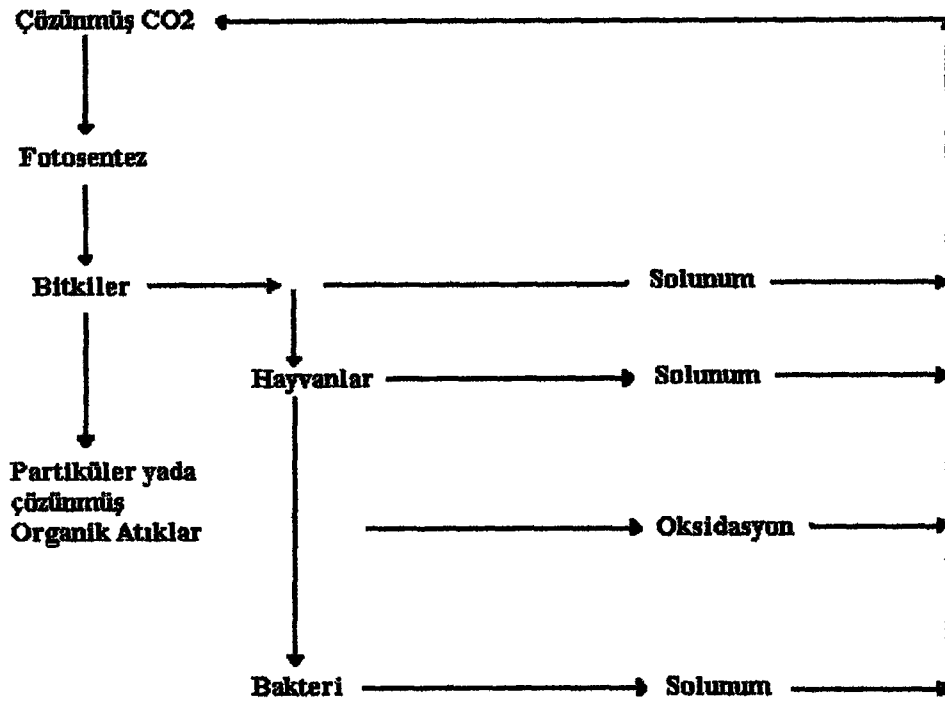
Şekil 2.3 Deniz Suyunda Derinlikle Nitrat Konsantrasyonunun Değişimi (Ivanoff, 1972).

2.1.7. Deniz Suyunda CO₂

Deniz suyundaki karbondioksitin ana kaynağı atmosferdir. Aynı zamanda, organik maddelerin parçalanması ve volkanik faaliyetler sonucunda CO₂ oluşmaktadır. CO₂, gazı bitki ve hayvanların solunumu sırasında üretilen ve fotosentez ile tüketilen bir gazdır (Şekil 2.4). CO₂'nin atmosferdeki konsantrasyonu düşük olmasına rağmen, sudaki çözünürlüğü yüksek olduğundan, deniz suyunda atmosfere oranla daha fazladır. Deniz suyundaki CO₂ konsantrasyonuna pH, atmosfer basıncı, sıcaklık, tuzluluk, deniz organizmalarının solunumu ve fotosentez gibi faktörler etki eder.

CO₂ nin sudaki reaksiyonları aşağıda verilmiştir (Kocataş, 1987).

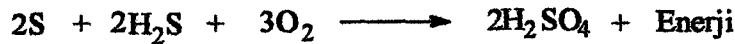
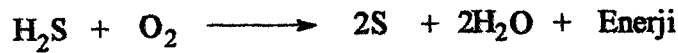




Şekil 2.4 Karbon Çevrimi (Kocataş, 1987)

2.1.8. Hidrojen Sülfür H₂S

Denizlerin, havalanan yüzey tabakası ile irtibatı olmayan, suyun hareket etmediği çukur ve kapalı bölgelerde, oksijen olmadığından, bu bölgelerde H₂S gazı oluşmaktadır. Oksijen varlığında ise, H₂S gazı aerobik bakteriler tarafından kükürde, sonrada sülfürik aside dönüşür.



H₂S gazı, protein moleküllerinin parçalanması sonucunda oluşan, sülfat ve sülfid gibi maddelerin, organik maddeler varlığında ve oksijensiz ortamda, anaerobik bakteriler tarafından H₂S e indirgenmesi sonucunda oluşmaktadır. H₂S gazı, suda dissosiasyona uğrar.

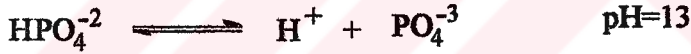
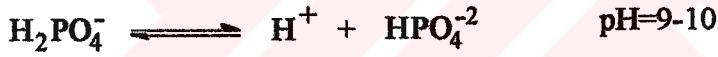


Geniş bir pH aralığında hareket eden H₂S gazı, deniz organizmalarına toksik etki gösterir. Ayrıca H₂S varlığı, oksijen yetersizliğine neden olmaktadır. H₂S in bulunduğu ortamda, sadece anaerobik bakteriler yaşayabilmektedir (Mutluay ve Demirak, 1996).

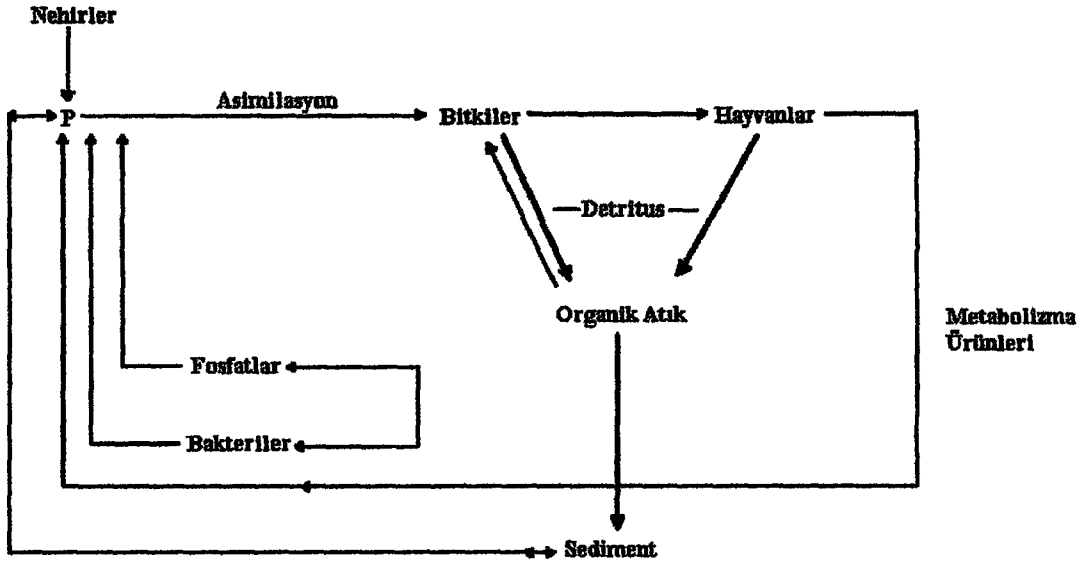
2.1.9. Fosfor Bileşikleri

Fosfor, fosfat iyonu halinde çözünmüş olarak, tanecikli yada çözünmüş organik bileşiklerde ve organizmaların bünyelerinde bulunur. Deniz organizmalarının ölümüyle oluşan bozunmalar sonucunda, bol miktarda çözünmüş organik fosfor oluşur. Organik fosforun büyük bir kısmı, orto fosfat ürünü olarak ortama geçer. Ayrıca organik detrituslarda, bakteriler tarafından remineralize olabilen fosfor parçaları da vardır.

Anorganik fosfor, bitkiler tarafından organik madde haline dönüştürülür. Sudaki fosfat bileşimlerinin dağılımı pH' da ki değişime bağlı olarak değişir.

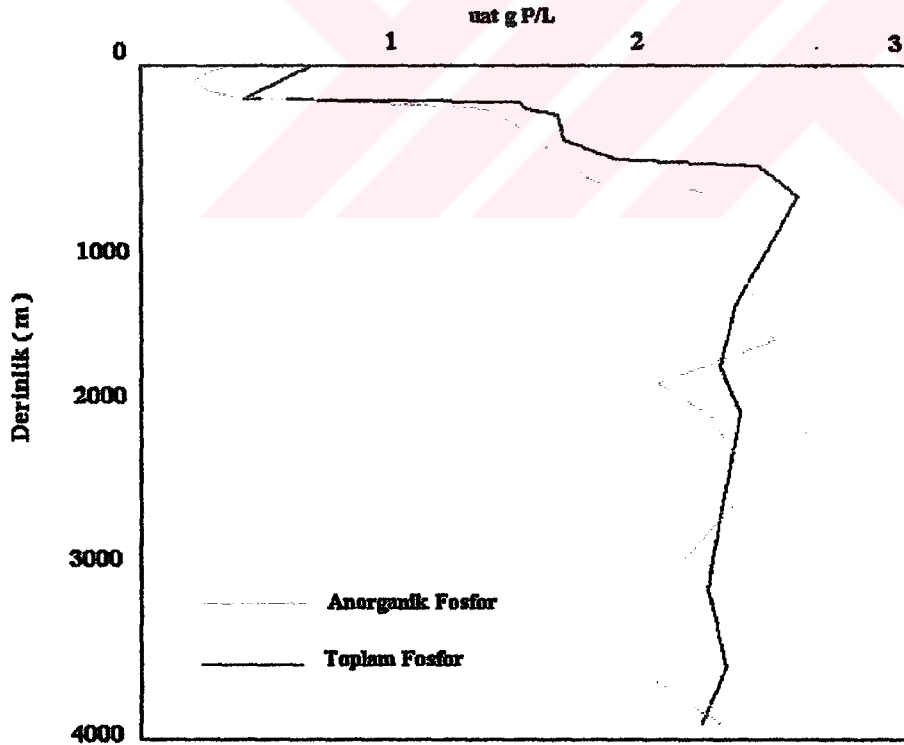


Deniz suyundaki fosfatın, % 87'si HPO₄²⁻ % 12'si PO₄³⁻ ve % 1'i H₂PO₄ şeklinde bulunur. Deniz suyundaki fosfor çevrimi aşağıda verilmiştir (Mutluay ve Demirak, 1996).



Şekil 2.5 Deniz Suyundaki Fosfor Çevrimi (Mutluay ve Demirak, 1996).

Denizlerde fosfor konsantrasyonu, derinlikle birlikte artar. 800-1000 m derinlikte fosfor konsantrasyonunun, maksimum değere ulaştığı görülmüştür (Şekil 2.6)



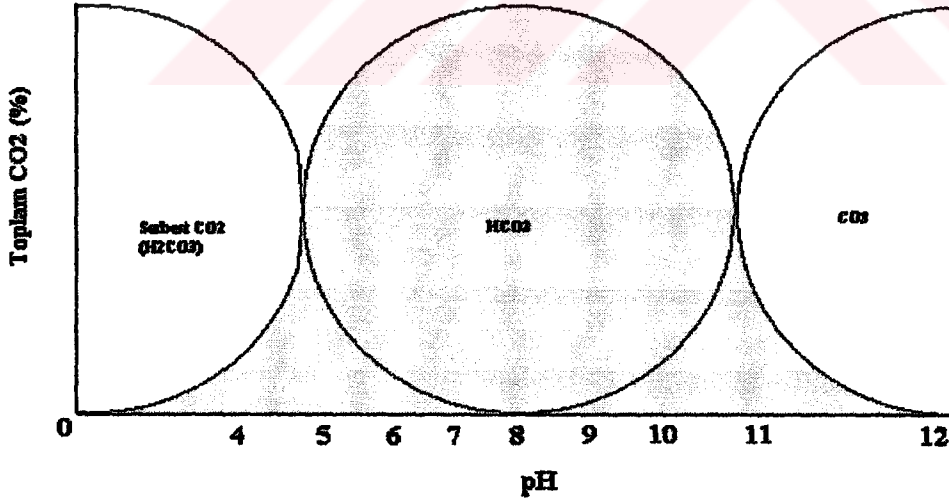
Şekil 2.6 Deniz Suyunda Derinlikle Anorganik ve Toplam Fosfor Konsantrasyonunun Değişimi (Ivanoff, 1972).

Fitoplankton bakımından en fakir olan kış mevsiminde, fosfat konsantrasyonu en yüksek seviyeye ulaşır.

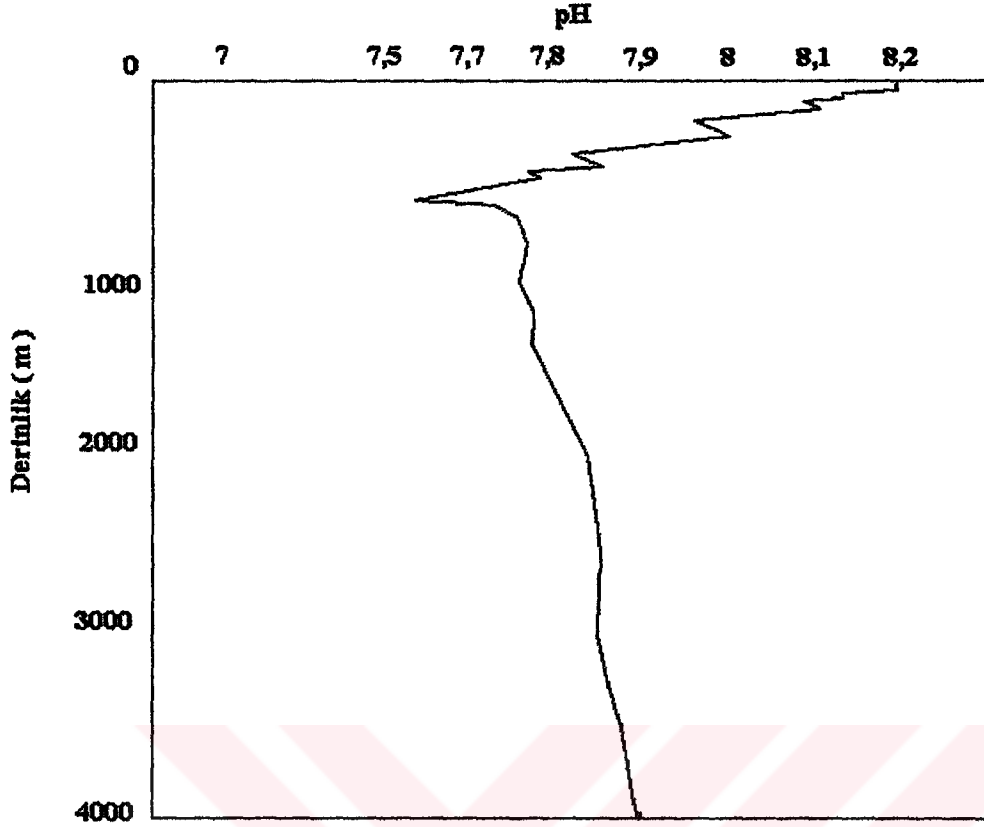
2.1.10. Denizlerde pH

Deniz suyunun pH'sı, 7.5 ile 8.4 arasında değişir. Bu değere suda çözülmüş CO_2 etki eder. CO_2 yönünden fakir sularda, pH yükselmektedir. Bikarbonat iyonları, karbonat iyonlarına dönüşür. Karbonat konsantrasyonunun artışı, pH değerinde artışa neden olur. CO_2 yönünden zengin sularda, pH azalmaktadır. Su ortamının pH'sı, biyolojik aktivitelere ve sıcaklığa bağlı olarak değişim göstermektedir. Kış aylarında, CO_2 konsantrasyonu artarken, pH değeri düşmektedir. pH'nın vertikal değişimi, O_2 'nin vertikal değişimi ile uyum gösterir. Özellikle fotosentez zonunun altında, O_2 ve pH varyasyonları paralel hareket ederler. Organik maddenin oksidasyonu ve solunum olayları O_2 tüketir ve CO_2 açığa çıkarır. Bu noktalarda, pH azalır. Minimal O_2 konsantrasyonunun altındaki daha derin sularda, O_2 artışına paralel olarak pH yükselir (Kocataş, 1987).

Deniz suyunda, çözülmüş halde bulunan CO_2 'nin karbonat formlarının pH'ya etkisindeki oranlar şekil 2.7 de verilmiştir (Kocataş, 1986).



Şekil 2.7 Deniz Suyunda Çözülmüş Halde Bulunan CO_2 'nin Karbonat Formlarının pH'ya Etkisi (Kocataş, 1986).



Şekil 2.8 Deniz Suyunda pH' nın Derinlikle Değişimi (Kocataş, 1987).

2.1.11. Deniz Suyunda Organik Bileşikler

Deniz suyundaki çözünmüş fraksiyonların belirlenmesi, 0.5-1.0 ppm lik gözenekli bir zar filtreden suyu geçirmekle yapılır. Organik madde konsantrasyonu, genellikle 5 mg/l den azdır. Bu miktar, okyanusun yüzey sularında biraz daha fazladır. Bu yüzden organik maddenin, çözünme, bozunma ve üreme gibi biyokimyasal çevrimlerinin yüzeye yakın bölgelerde olduğu anlaşılmaktadır.

Bu maddeler, başlıca lipitler olup deniz organizmalarının lipitlerinde % 5-20 oranında uzun zincirli (C₂₀-C₂₂) doymamış yağ asitleri bulunur. Bu yağ asitleri başlıca palmitik asit , stearik asit ve oleik asittir. Lipit miktarı, denizlere göre değişim gösterir. Deniz suyunda bulunan sterollerin kaynağı, yaşayan organizmalardır. Bundan başka, glisin, serin ve ornitin gibi aminoasitlerde mevcuttur (Mutluay ve Demirak, 1996).

2.1.12. Deniz Suyunda Hidrokarbonlar

Deniz suyunda bulunan hidrokarbonların kaynağı yaşayan organizmalar, sedimentler ve kirlenmelerdir. Yaşayan organizmalarından kaynaklanan hidrokarbonlar, deniz ve kara canlılarının biyosentezi yoluyla oluştururlar ve ölüm sonucu metabolizmadan ayrılarak, deniz ortamına verilirler. Bu yolla, biyosentez hızı 1.106 ton/yıl dır. Sedimentten kaynaklanan hidrokarbonlar, petrol hidrokarbonlarının deniz altında ve kıyılardan denize sızmalarıyla oluşurlar. Miktarları 0.1-1.106 ton/yıl dır. Kirlenmeden kaynaklanan hidrokarbonlar, endüstriyel atıklarının, denize deşarj edilmeleri sonucu oluşmaktadır.

Deniz suyunda, 1-100 mg/l konsantrasyonunda hidrokarbonlar gözlenir. Daha yüksek konsantrasyonlar, endüstriyel atıkların olduğu bölgelerin yakınlığında görülmektedir. Yüzey suları, derin sulardan daha yüksek hidrokarbon içeriğine sahiptir (Kocataş, 1987).

2.1.13. Deniz Suyunda Biyokimyasal Süreçler

Denizlerde yaşayan organizmalar, deniz suyunun bileşimine önemli ölçüde etki ederler. Besin zincirinin en basit elemanı olan fitoplankton ailesi, CO_2 , H_2O ve diğer besin maddelerini organik maddeye dönüştürürler. Fitoplankton analizleri, C, N ve P nin atom oranı olmak üzere 108:16:1 oranlarında olduğunu göstermektedir. Böylece sudaki her fosfor (genellikle HPO_4 iyonu halinde bulunmaktadır) atomuna karşılık 16 azot atomu (genellikle NO_3^- olarak bulunmaktadır) ve 108 molekül karbondioksit gerekli olmaktadır. Deniz suyundaki çözünürlüğü nedeniyle CO_2 nin daima aşırı bulunduğundan, organik madde oluşumu açısından kısıtlama, azot yada fosfordan kaynaklanmaktadır. Deniz suyunda NO_3^- ve PO_4^{3-} konsantrasyonları, bazı faktörler tarafından belirlenmektedir. Bunlar, okyanus akıntıları ve suyun dikey karışımıdır. İkincisi en önemli faktördür. Bunun nedeni, deniz dibinin bu maddeler açısından yüzeyle oranla daha zengin oluşudur. Derinliğin fonksiyonu olarak PO_4^{3-} derişimi, şekil 2.6'da görülmektedir. Fotosentez, güneş ışınlarının en yoğun olarak bulunduğu, fotosentetik bölge adı verilen bölgede cereyan ettiğinden, yüzeyden itibaren yaklaşık 150 m ye kadar olan mesafede, fosfat ve nitrat konsantrasyonları en düşük düzeydedirler. Yine bu bölgede, oksijen derişimi yüksek olup, derinlere inildikçe, ölü bitki ve hayvanların oksidasyonu için kullanıldığından konsantrasyonu

azalmaktadır. Böylece, maksimum fosfat derişimi ile minimum oksijen derişimi aynı derinlikte oluşmaktadır (Mutluay ve Demirak, 1996).

2.1.14 Deniz Suyunda Bulunan Elementler

Deniz suyunun genel karakteri aşağıda verilmiştir. Bu değerler 1 kg deniz suyu için ortalama değerlerdir.

Tablo 2.2. 1 kg Deniz Suyu İçin Ortalama Değerler. (Baykut, 1987)

ELEMENT	mg/kg	Ortamda Buluma Şekli
H	108.88	H ₂ O
C	28	HCO ₃ ⁻ , H ₂ CO ₃ , CO ₃ ²⁻ , CO ₂
O	857.00	H ₂ O, O ₂ , SO ₄ ²⁻
N	0.01-0.07	NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ , N ₂
F	1.3	F ⁻
B	4.6	B(OH) ₃ , H ₃ BO ₃
Na	10561	Na ⁺ , NaCl
Mg	1272	Mg ²⁺ , MgSO ₄
S	884	SO ₄ ²⁻
Cl	18.98	Cl ⁻
K	380	K ⁺
Ca	400	Ca ²⁺ , Ca SO ₄
Br	65	Br ⁻
Sr	8-13	Sr ²⁺ , Sr SO ₄

2.2. Kağıt Endüstrisi ve Atıkları

Batı Almanya'da yapılan istatistiklere göre, en çok su tüketen endüstriler sırasıyla: kimya endüstrisi, demir çelik endüstrisi ve kağıt endüstrisidir. Endüstride su tüketimi, her on yılda bir iki katına çıkmaktadır. Her yıl karalara düşen 275 milyar metreküplük su miktarını arttıramayacağımıza göre, gelecek için düşünülebilecek bazı önlemler olması gerekir (Casey, 1980).

Endüstriyel atık sular, akarsulara veya denizlere bırakılmadan önce çeşitli yöntemlerle arıtılmalıdırlar. Ayrıca, zehirli maddeler ve inhibitörlerden

temizlenmelidirler. Aksi halde, ya suyun oksijeni tükenir yada zehirlenme yoluyla akarsu, göl ve denizlerdeki canlı hayatım tehlikeye sokarlar (Eroğlu, 1977).

Birleşik Amerika'da, E.P.A. (Environmental Protection Agency) su kirleticileri, 8 tipe ayırmaktadır (Casey, 1980). Oksijen tüketen maddeler, hastalığa neden olan maddeler, yapay organik maddeler, bitki besinleri (azotlu, fosforlu maddeler iz elementler), anorganik kimyasal maddeler, mineral maddeler, sedimentler, radyoaktif maddeler ve sıcak sulardır.

2.2.1. Kağıt Endüstrisinden Kaynaklanan Atık Sular

Kağıt üretimi, kağıt hamuru elde edilmesi ve kağıdın yapımı olmak üzere iki kısma ayrılır. Kağıt hamuru hazırlama kısmının ham maddesi odun, pamuk, ince paçavra, saman, kendir, kenevir, keten ve artık kağıtlardır. Kağıt hamuru, odundan veya bazen de çeşitli paçavralardan gelen selülozik materyalin kostik soda çözeltisinde, soda çözeltisinde veya sülfat çözeltisinde ayrıştırılması ve elyaflarına ayrılmasıdır. Daha sonra elyaflar işlem görür , ağartılır ve kurutulur. Kağıt makinesi, kağıt yapımının olduğu yerdir. Kağıt makinesine kağıt hamuru verilir. Dolgu maddeleri ilave edilir, perdahlama yapılır ve ürün tabakalar halinde elde edilir.

Kullanılan kağıt hamurları;

- 1- Mekanik odun hamuru,
- 2- Soda hamuru,
- 3- Kraft (Sülfat) hamuru,
- 4- Sülfat hamuru olmak üzere 4 türüdür.

Kağıt hamuru ve kağıt, bazen aynı fabrikada üretilir. Bu tip fabrikalara, birleşik fabrikalar denir. Bazen de kağıt hamuru ve kağıt üreten fabrikalar ayrı ayrıdır. Kağıt hamuru başka fabrikada üretilir ve kağıt fabrikasına gönderilir. Kağıt sanayiinde böylece kağıt hamuru atıkları ve kağıt makinesi atıkları olmak üzere 2 ana atık meydana gelmektedir (Koziorowski, 1978).

2.2.2. Kağıt Hamuru ve Kağıt Makinesi Atıkları

Kağıt hamuru hazırlama proseslerinden gelen atık sular, siyah sıvı, kağıt yapma proseslerinden gelenler ise beyaz sıvı olarak adlandırılır. Kağıt hamuru yapan tesislerde, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI) ve askıda katı maddeleri (TSS)

yüksek olan artıklar üretilir. Diğer taraftan, kağıt yapma tesislerinde, çeşitli işlem kademelerinden gelen atıklar, askıda katı madde içerirler. Fakat BOI değerleri çok daha düşüktür. Örneğin, atık su debileri, tipik olarak kağıt hamuru atıklarında; 100-200 lt/kg kağıt hamuru ve BOI si ise 1000-2000 mg/l'dir. Kağıt yapma işlemlerinden gelen beyaz sıvının hacmi de, yaklaşık olarak örnektekinin aynıdır. Fakat BOI si ancak kağıt hamuru atığının BOI sinin, 1/10 oranındadır (Nemerow, 1978).

Kağıt hamuru atıkları, öğütme, pişirme, yıkama, ağartma, kalınlaştırma, elyaflarına ayırma işlemlerinden gelirler. Bu atıklar sülfat sıvısı, ince hamur, ağartma için kullanılan kimyasal maddeler, merkaptanlar sodyum sülfat, karbonat, hidroksiller kağıt, kazein, kil, mürekkep boya, balmumu, gres, yağlar ve elyafları içermektedir. Kağıt makinesi atıkları ise, eleklerden, duşlardan, kağıt makinesinden, karıştırma tanklarından geçen su içinde oluşurlar. Geri kazanılmış atık kağıtlardan (kırpıntı) kağıt imali yapıldığında, oluşan atık suların BOI'si, kağıt yapımı prosesindeki atığın, çok daha fazlası olacaktır. Çünkü, atık kağıttan dolayı gelen organik madde içeriği fazladır (Koziorowski, 1978).

Kağıt yapımında, çeşitli dolgu maddeleri kullanıldığından, bunlarda atık sulara karışmaktadırlar. Dekoratif amaçlar ile elde edilen kağıtların atık suları, boya atıklarını içerdiğinden renklidirler (Clough, 1979). Tablo 2.3 1 ton kağıt üretimi sonunda oluşan atık su debileri verilmiştir.

Tablo 2.3 1 Ton Kağıt Üretimi İçin Oluşan Atık Su Debileri (Clough, 1979).

Ürün	Atık (m ³)
Odun Hamuru Makinesi	
Mekanik odun	18.9
Soda	321.3
Sülfat	
Sülfat	241.9
Çeşitli Kağıtlar	226.8
Ağartılmamış	147.4
Ağartılmış	177.6
Mukavva	52.9
Saman karton	98.3
Kullanılmış kağıt	313.7

Soda hamuru hazırlama prosesi, kraft hamuru hazırlama prosesi ile oldukça benzerdir. Ancak soda hamuru hazırlama prosesinde, atıkta daha düşük sülfür konsantrasyonları mevcuttur. Sülfat atık sıvısı, oldukça korrozif, seyreltik çözeltilerdir ve odun hamurundaki katıların yarısını içermektedir. Bu katılar, % 65 Ligno sülfonolik asit , % 20 indirgen şekerler , % 2.4 şeker sülfür türevleri ve % 6.7 kalsiyumdan oluşurlar. Çürütücülerden alınan atık sülfat sıvısının, katı madde miktarları, % 6-16 arasında değişir ve 182-272 kg BOI/ton odun hamurudur (Nemerow, 1978).

Tablo 2.4 de kağıt hamuru ve kağıt makinesi artıklarının tipik analiz sonuçları özetlenmiştir. Tablo 2.5 de ise kraft hamuru makinesi atıklarının karakteristikleri verilmiştir.

Tablo 2.4 de Kağıt Hamuru ve Kağıt Makinesi Artıkları İçin Tipik Analiz Sonuçları (Clough, 1979).

Ürün	BOI (mg/l)	Süspanse Katılar
Hamur		
Odun Hamuru	645	
Soda	110	172
Sülfat (Kraft)	123	
Sülfat	443	
Çeşitli Kağıtlar		
Ağartılmamış	19	452
Ağartılmış	24	156
Mukavva	121	669
Saman Karton	965	179
Kullanılmış Kağıt	360	

Tablo 2.5 Kraft Hamuru Makinası Atıklarının Karakteristikleri (Clough, 1979).

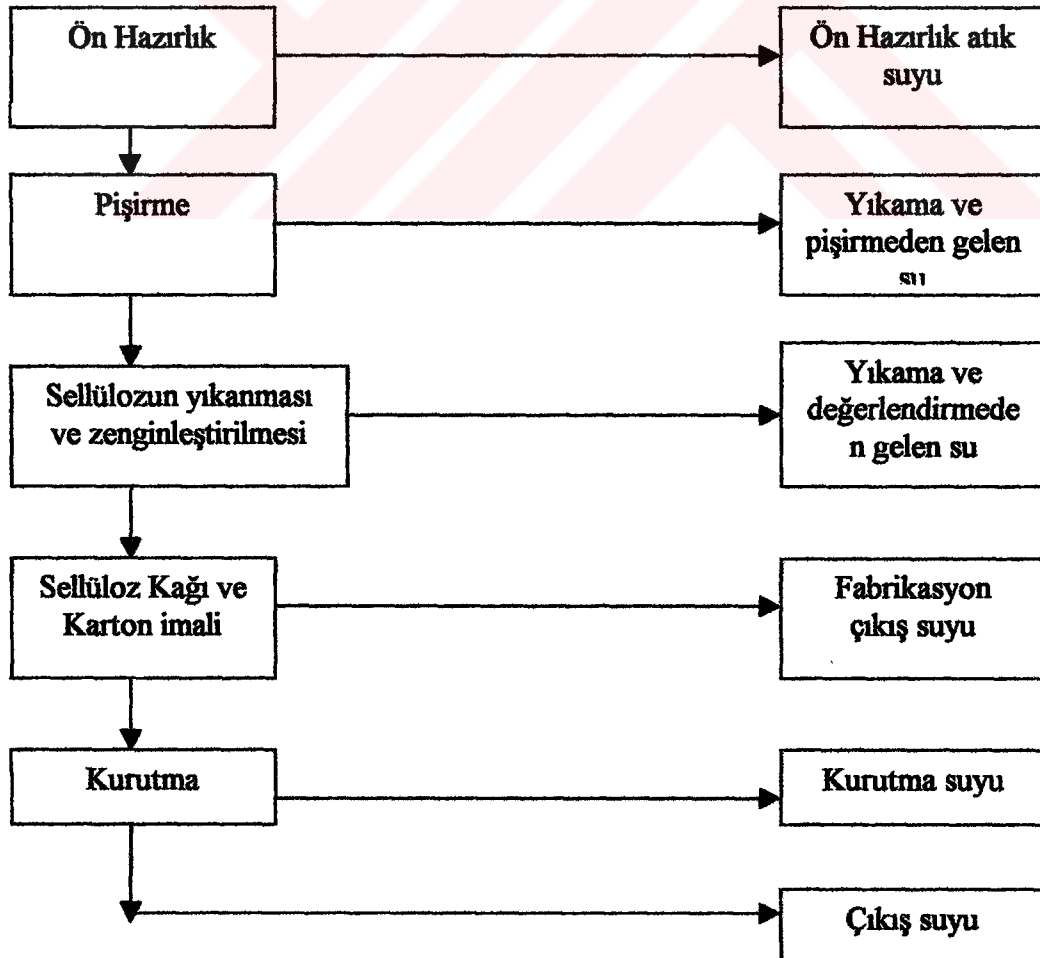
PARAMETRELER	Maksimum	Minimum	Ortalama
pH	9.5	7.6	8.2
Toplam Alkalinite (ppm)	300	100	175
Fenolftalein Alkalitesi (ppm)	50	0	0
Toplam Katılar (ppm)	2000	800	1200
Uçucu Katılar (%)	75	60	65
Toplam Süspanse Katılar (ppm)	300	75	150
BOI (5 Gün)	350	100	175
Renk (Renk Birimi)	500	100	250

Sülfür bileşiklerinin, ani bir oksijen ihtiyaçları mevcuttur ve bu beş günlük BOI' nin % 11'ini teşkil etmektedir. Şekerler ise BOI'nin % 65'ini teşkil ederler . Bu atıktaki ligninler, atığın yarısı olmakla beraber , BOI'ye az katkıda bulunurlar. Tablo 2.6 de tipik sülfite hamuru tesisi atığının bileşimi verilmiştir.

Tablo 2.6 Tipik Sülfite Hamuru Tesisi Atığının Bileşimi (Clough, 1979).

PARAMETRELER	Çürütücü Sıvısı (ppm)	Blow-pit Sıvısı (ppm)
Toplam Katılar	111.10	98.70
Uçucu Katılar	101.00	34.00
Kül	10.10	4.70
Kalsiyum	3.99	1.55
Toplam Sülfat	31.2	8.620
BOI (20 Gün)	42.90	

Kağıt hamuru ve kağıt üretimi prosesinde açığa çıkan atık suların akım şeması aşağıda verilmiştir (Koziorowski, 1977).



2.2.3. Kağıt Atık Sularının Genel Karakteristiği ve Çevreye Etkileri

Kağıt üretiminde, proses esnasında farklı ünitelerde, farklı karakterde atık su oluşturması, ayrıca proses genelinde suyun aşırı miktarda kullanılması sonucunda çevreye çok miktarda renkli ve toksik atık sular verilmektedir. Çeşitli organik ve inorganik maddeleri içeren bu atık sular, insan ve çevre sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir.

Kağıt üretim prosesi esnasında, çevreye ve daha sonra denize derin deşarj yoluyla verilen sular uğradığı kimyasal ve biyolojik değişimler neticesinde, deniz suyundaki çözülmüş oksijen miktarı azalmakta, çözülmüş organik karbon (DOC), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI) artmakta ve dolayısıyla deniz canlılarının yaşama şansı azalmaktadır.

Kağıt endüstrisindeki atık sularda, yüksek miktarlarda bulunan lignin ve türevleri, güneş ışığının geçişini engeller ve böylece fotosentez olayını yavaşlatarak oksijen seviyesini düşürürler. Bu durum, ekolojik dengenin bozulmasına yol açar (DO and Chan, 1995).

Kağıt endüstrisinin bu şekilde ortaya çıkardığı renkli ve kirletici atıklarının denize deşarj edildiği yerlerde, deniz suyunda olumsuz yönde belirgin bir değişim meydana gelmekle birlikte uzun vadede renkli ve kirletici atıklar ekolojik dengede onarılmaz tahribatlara yol açmaktadır (Demmin. and Uhrich, 1988, Laskowski and Ralston, 1992).

Artımı en zor yapılabilen atık sulardan biri de kağıt endüstrisi atıklarıdır. Bunun nedeni, kağıt üretim prosesi esnasında farklı yapılarda maddelerin kullanılması sonucunda, bu bileşiklerin atık suda belirgin oranda bulunması ve prosesten dışarı verilen atık suyun debisinin çok yüksek olmasıdır. Bu gibi atık sularda, renk giderilmesinde, koagülasyon, sedimentasyon, yüzdürme, adsorbsiyon ve elektrokimyasal işlemler yaygın olarak kullanılan yöntemlerdir.

KOI değerini ölçmek suretiyle, atık su içerisindeki organik maddelerin hemen hemen tamamı su ve karbondioksit döndürmek için gereken oksijen miktarı hesaplanır. Biyolojik olarak yükseltgenemeyen glikoz ve kağıt fabrikası atığından kaynaklanan lignin bu metodla yükseltgenir. Bu nedenle KOI değeri BOI değerinden

daima büyük olur. Arıtılmamış sularda, BOI/KOI oranı 0,4 ile 0,8 arasında değişim gösterir (Egemen, 1996).

3. LİTERATÜR BİLGİSİ

3.1. Kağıt Endüstrisi Atıkları

Kağıt prosesinden kaynaklanan organik maddelerin çevresel dağılımı ile ilgili birçok çalışma yapılmıştır (Grimwall ve ark. 1994, Linström-Seppä and Oikari 1990, Neilson ve ark. 1991, Owens ve ark. 1994, Robinson ve ark. 1994, Södergren ve ark. 1991, Werker ve ark. 1994, Wilcock ve ark. 1994). Bu çalışmalarda, doğal kimyasal bileşenler, sediment ve su fazı arasındaki etkileşimler, biyokimyasal oluşumlar ve büyümeler, kimyasal ve biyokimyasal ayrışmalar ve kimyasalların toksik etkileri araştırılmıştır.

Su ekosistemi ve insan sağlığına etkilerinin minimuma indirilmesi için gerekli deşarj sistemleri belirlenmesi ve en uygun arıtma sisteminin kurulması için kağıt endüstrisi bileşenlerinin belirlenmesi gereklidir.

3.2. Kağıt Atıklarında Organik Madde Dağılımı

Kağıt prosesindeki atıkları birçok faktör etkiler. Aşağıda, bu konu ile ilgili kısa bilgiler verilmiştir.

3.2.1. Kağıt Atıklarının Kimyası

Çevredeki birçok kağıt prosesi atığı, suda az çözünen, sedimentte çökelme eğilimi gösteren, biyolojik faaliyetlere girebilen veya buharlaşarak atmosfere karışabilen yapılardan oluşmaktadır. Bu yapılar, buhar basıncı, çözünürlük, lipofilik etki, kimyasal stabilite ve ayrışma gibi çeşitli fizikokimyasal ve biyokimyasal olayları etkiler.

Su ortamının karakteristik parametreleri sıcaklık, pH, oksijen miktarı, çözünmüş organik madde, toplam organik karbon, askıda katı madde, hidrodinamik ve biyolojik kompozisyon gibi faktörler kağıt fabrikası atıklarının kimyasal bileşenlerini etkiler.

Kağıt prosesi atıklarındaki organik madde dağılımı, kağıt fabrikasının teknolojisi, kullanılan odunun yapısı ve arıtma sistemine bağlı olarak değişir. Atıklar tipik olarak, ağaç bünyesinden kaynaklanan karbonhidratlar, lignin türevleri, ekstraktif maddeler (organik çözücülerde çözünebilir maddeler), reçineler, yağ asitleri, trigliseritler, balmumu, steroller ve fenolik yapılarıdır (Kringstad ve Lindström, 1984). Lignin türevleri ve klorlu organik bileşiklerden oluşan bu grup, çevreye etkileri açısından en önemli kısmı oluşturur (Kringstad ve Lindström 1984, Kukkonen 1992, McLeay 1987).

Birçok araştırma, klorlu organik bileşikler (Klorlu fenoller, dioxinler, absorbe edilebilir organik maddeler (AOX), ekstraktif organik maddeler (EOX), ve yüksek molekül ağırlıklı lignin türevleri ve reçine asitleri üzerine yoğunlaşmıştır (Souse 1988, Kringstad ve Lindström 1984, McLeay 1987, Neilson 1991, Owens 1994, Robinson 1994). Bununla beraber fitosteroller, poliaromatik hidrokarbonlar (PAH), klorlu yağ asitleri ve doğal ekstraktif maddelerle alakalı çalışmalarda dikkate alınmalıdır (Lehtinen ve ark. 1991 ve 1993, Koistinen ve ark.1994, Wesen ve ark. 1991).

Kağıt prosesi atıklarının ana yapılarının büyük bir kısmı, fizikokimyasal ve biyokimyasal ayrışmaya uğramaktadır. Neilson, 1991'de yazdığı makalede, metillenmiş klorlu fenolik bileşiklerin, kendilerinden daha fazla biyokonsantrasyona ve lipofilik özelliğe sahip, klorlu anisoller gibi maddelere dönüşebileceklerini belirtmiştir.

3.2.2. Sediment Çalışmaları

Sediment, kağıt prosesi atıkları ile belirgin bir şekilde etkileşime girer. Bu daha önce Carlberg ve Stuthridge 1996, Rappe ve arkadaşları 1994, tarafından incelenmiştir. Kağıt atıkları, sedimentteki pelajik organizmalarca indirgenir. Bununla beraber, organizmaların bu faaliyeti sonucu, sedimentte biriken hidrofobik yapılar daha sonra ekosistemdeki besin zincirine dahil olurlar.

Sedimentin, organik madde dağılımını belirlemede önemli rol oynamasına rağmen, burada dikkate alınıp belirlenmesi gereken olaylar vardır. Şöyleki;

- Maddelerin sedimentteki konsantrasyonu ile onların toksik etkileri arasındaki ilişki nedir?

- Sedimentteki abiyotik ve biyotik ayrışmaların önemi nedir?
- Sedimentteki inorganik ve organik madde davranışlarının, ana ürünlerin, adsorbsiyon, desorbsiyon ve biyolojik olaylar ile bağlantısı nedir?
- Askıda katı madde ve tortunun bekleme süresinin biyolojik aktivitelerdeki etkisi nedir?

Kağıt endüstrisi atıklarının, sedimentlerde bulunan reçine asidi, toplam organik madde, ekstrakte edilebilir organik madde miktarları Carlberg ve Stuthridge 1996 tarafından incelenmiştir. Yeni Zellanda ve İsveç'te sedimentteki ekstrakte edilebilir organik madde miktarları, ikinci defa muamele edilmiş, kağıt endüstrisi atıklarının deşarj noktasından 5 km daha uzak mesafelerde, kuru ağırlık yaklaşık olarak 6 – 5270 µg/g arasında bulunmuştur. 30 km'den daha uzak mesafelerde 0.4 – 250 µg/g arasında değişim göstermiştir. Derin sedimentler ile birleşen ve adsorbe edilen kağıt atıklarının bileşikleri ve türevleri üzerine çok az veriler mevcuttur (Gifford, 1996).

3.2.3. Çözünmüş Organik Maddelerin Etkileşimleri

Sulu ortamlarda, organik karbon ile hidrofobik kirleticilerin etkileşimlerinin dikkate alınması gereklidir (Jaffe, 1991). Hidrofobik kirleticiler, sediment materyalinin organik fazına geçme eğilimindedirler. Bununla birlikte, pek çok çalışmanın sonucu, sulu fazda bu kirleticilerin stabilize olabileceğini ve çözünmüş organik maddelerle bağlanarak kompleks oluşturabileceği görülmüştür. Hidrokarbon kirleticilerinin adsorbsiyonu, çözünmüş organik maddelerin yapısını ve konsantrasyonunu etkilemektedir. Bununla ilgili olarak, klor ihtiva eden bileşiklerin bir kısmının, kağıt atık sularındaki klorolignin gibi bileşiklere bağlanma eğiliminin yüksek olduğu belirlenmiştir (Kukkonen ve ark. 1990).

3.2.4. Biyolojik Parçalanma ve Dönüşüm

Sedimentlerde ve sulu ortamlarda, klorlanmış organik bileşiklerin biyodegradasyonu ve biyotransformasyonu Neilson 1989, Neilson ve ark. 1991, Seppälä ve Kansanen 1988, Häggblom ve ark. 1988, Häggblom ve Salkinoja-Salonen 1991 tarafından araştırılmıştır.

Sulu ortamlarda oluşan biyodegradasyon ve biyotransformasyon reaksiyonları, pek çok faktör tarafından etkilenir. Bunları sıralayacak olursak:

- Uygun metabolizma ve substratın mevcudiyeti,
- Substratın büyüklüğü ve biyotransformasyon arasındaki ilişki,
- Substratın konsantrasyonu,
- Bakterial hücre yoğunluğu,
- Oksidasyon şartları,

Bu etkiler öncelikle, Neilson tarafından 1989 ve 1991'de araştırılmış, sonuç olarak, kloroligninin, mikrobiyal aktiviteye dirençli olduğu belirlenmiştir.

Eriksson ve Kolar 1985'te, 3 aylık bir periyotta yaptığı çalışmada, kağıt atık sularının, lagündeki muamelesi esnasında bulunan bakterilerin, gerekli şartlar sağlandığında, klorolignini, biyodegradasyona uğratabileceğini göstermiştir..Bunun yanında, kök mantarları 2 ayda klorolignini % 35-40 oranında ayırtmışlardır. Organik solventlerle ekstrakte edilen kloroligninin inkübasyonu, yoğun bakterili ortamda kloroveratrolun sentezi ile sonuçlanmaktadır (Neilson, 1989). Bununla beraber, bu bileşikler, serbest bakteri mevcudiyetinde elde edilememiştir. Bu gözlemler, düşük molekül ağırlığına sahip klorlu bileşiklerin, mikrobiyal metabolizma ürünleri olarak, kloroligninden oluşturulabileceği sonucuna varılmıştır. Eriksson, 1985'te bozunmuş ve ayrılmış ürünlerin özellikle steril şartlar altında gözlemlenmesi gerektiğini belirtmiştir.

Diğer araştırmacılar, düşük molekül ağırlıklı bileşiklerin, kloroligninin gerçek degradasyon ürünü olmadığını, ancak klorolignin preperatlarının, adsorbe edildiğini ve sulu çözeltilerde ardışık olarak ayrışabileceğini savunmuşlardır (O'Connor and Voss, 1992).

3.2.5. Modern Kağıt Hamuru Hazırlama Teknolojisi

Kağıt hamuru işleme tekniği, kağıt hamuru atıkları olan bileşiklerin türevlerini belirgin bir şekilde etkilemektedir. Ağartmanın ilk aşamasında, elementel klor yerine ClO_2 kullanımı, atıklarda klorlu organik maddelerin miktarını 5 ile 10 kat arasında azaltmaktadır (Solomon ve ark., 1994). Bu durum Wapity/Smoky ırmağında yapılan çalışmada ortaya çıkmıştır.

3.2.6. Sediment ve Biyosolidler

Eriksson ve arkadaşları 1996'da, kağıt fabrikasından çıkan atığın, ekotoksikolojik etkilerini ve sedimentteki birikimlerini incelemişlerdir. Çalışmalarında, deniz ve karasal ortamlarda yaşayabilen bir canlıyı, kağıt fabrikası atıklarının bulunduğu bentik bir ortamın farklı derinliklerinden alınan sediment örneklerinde, yaşatmaya çalışmışlardır. Yüzeyle ve farklı derinliklerde sediment örneklerinin bulunduğu ortamlarda, canlıyı etkileyen, poliaromatik toksiteleri gözlemlemişlerdir. Poliaromatik toksitenin, dipten, 10-20 cm derinlikten alınan sediment örneklerinde en fazla olduğu tespit etmişlerdir.

Deniz ortamında bulunan tri ve tetraklorlu bileşiklerin ana kaynağı, kağıt fabrikası atıklarıdır. Bu bileşiklerin sediment yolu ile yarı kapalı alıcı ortamdaki açık denizlere taşınımı mümkündür (Nilsson ve ark., 1996).

Tri ve tetraklorlu bileşiklerine karşın, 6-klorovinil ve dikloro bileşikleride kağıt fabrikalarının beyazlatma prosesinden direkt olarak denize karışmaktadır. Yani sedimentte kolaylıkla birikmezler (Nilsson ve ark., 1996).

Kağıt fabrikası atığının, alıcı ortam ile etkileşimi ve karışımı biyosolidlerin flokasyonunun etkileyebilmektedir. Bu nedenle, hidrofobik bileşikler, alıcı ortama girdikten sonra, klorlu bileşiklerle birleştiği görüşü önerilmektedir (Gomm ve Lawrence, 1994).

3.2.7. Yeni Beyazlatma Teknikleri

Yeni bazı teknolojik uygulamalar, denize deşarj edilen organik klorlu bileşiklerin yükü ve konsantrasyonunda, önemli ölçüde azalma sağlamaktadır. Kağıt fabrikalarında uygulanan yeni teknolojilerle, fabrikalardan son olarak deşarj edilen, adsorbe edilebilir organik madde (AOX), ekstraktif organik madde (EOX) , değerlerinde ve COD oranında , renk ve toksisitelerde net olarak azalma tespit edilmiştir (Charlet ve Claudio-da Silva, 1994).

Modern kağıt hamurlaştırma ve beyazlatma teknikleri uygulanan İsveç'teki bir kağıt fabrikasında, 1989 ve 1992 yılları arasında AOX miktarının toplam deşarj miktarında yaklaşık % 70 oranında azalmıştır (Enell, 1996).

Kanada 'da bir fabrikada, beyazlatma prosesinde, % 100 ClO₂ substurenti kullanıldığında dioxin oranı analiz limitleri altına (0.84-4 ppm) düşmüştür. Alıcı

ortamda suda ve sedimentte, organoklorlu bileşiklerin miktarında azalmıştır (Swanson ve ark., 1996).

3.2.8. Parçalanma Prosesleri

Kağıt fabrikalarının atıklarını oluşturan bileşiklerle ilgili hem çalışma sahasında hem de laboratuvar şartlarında araştırmalar yapılmıştır.

Vöfern gölünde, yaklaşık 60 yıllık bekleme süresi içinde beyazlatma prosesinde, göle deşarj edilen Tri ve Tetraklorlufenollerin hızlı bir şekilde klordioksinine dönüştükleri gözlenmiştir (Grimwall ve ark., 1994).

Saski ve arkadaşları 1996'da yaptığı çalışmada, kağıt atığının döküldüğü göl ortamına, 2 m³'lük bir kap yerleştirdi. Zamana bağlı olarak, sedimentteki organohalojenlerin adsorbsiyonunu gözledi. Buna ilaveten yapılan çalışmalarda, sedimente bağlanan halojenlerin fiziksel çökme ve biyokütle ile etkileşimlerinin mümkün olabileceğini açıklamıştır.

Firsk ve arkadaşları 1994 de yaptığı çalışmada, ışık ve sıcaklığın AOX bölünmesinde en önemli etkileyici faktörler olduğunu tespit etmiştir.

3.2.9. Fiziksel Faktörler

Kağıt fabrikası atıklarının dağılımı ve birikimini etkileyen en önemli faktörler, alıcı ortamın fiziksel ve hidrolojik şartlarıdır. Hava değişimi ve alıcı ortamın morfolojik durumu, organik klorlu bileşiklerin dağılımını ve döngüsünü etkileyen en önemli iki faktör olduğu tespit edilmiştir (Nilsson ve ark., 1996).

Arıtma sistemleri, genel parametreler olan BOI, KOI ve TOC ve askıda katı maddenin atık konsantrasyonlarında azaltmanın dışında aynı zamanda klorlu organik bileşiklerin konsantrasyonuna ve doğal yapılarına etki eder. Farklı üniteler içeren arıtma sistemlerinde parçalanma profili bir model olarak önerilmektedir (Charlet ve Claudio-da-Silva, 1994).

4. MATERYAL VE METOD

4.1. Bölgenin Coğrafik Yapısı

Dalaman Ovası, Dalaman Çayı alüvyonlarının, buradaki koy ve körfezleri doldurması ile 2000-2500 yıllık bir sürede bugünkü şeklini almıştır. M.Ö. 500'lü yıllarda, Dalaman Çayı, yatağını Ortaca civarından güneye çevirmeden önce, batıya doğru gelişen deltası ile, eski bir körfezi ortasından doldurarak, Köyceğiz Gölü ve Dalaman Ovasını oluşturmuştur. Daha sonra çay yatağını güneye çevirmiş ve bir başka körfezi doldurarak Dalaman Ovasını oluşturmuştur.

Kızılınar Tepesi ile Gümrük Tepesi arasında yer alan Osmaniye Köyü, Dalaman Ovasının batı yönünde, bitim noktasında kurulmuştur. Köyün doğusundan Sarısu Çayı geçer. Sarısu Çayı'nın 1.5 km doğusundan ise Dalaman Çayı denize dökülür. İki çay arası düzlük, bataklıklar ve tarım alanları ile kaplıdır. Köyün 500 m kadar güneybatısında, sahile yaklaşık 200 m mesafede antik Pisilis kentinin kalıntıları bulunmaktadır. Köyün kıyı kesimi, boydan boya kumsaldır ve Sarıgerme adı ile anılır. Kıyının 400-500 m açığında " Baba Ada" bulunur. Köyün çevresindeki tepeler kızılçam ormanları ile kaplıdır. Daha alçak kesimlerde zeytinlikler ve maki formasyonu yer almaktadır (DSİ 1983).

4.2. İklim

Bölgede, tipik Akdeniz iklimi hakimdir. Akdeniz Havzası, kuzeydeki polar hava kütleleri ile güneydeki tropikal hava kütlesi arasında, frontal siklogenez için uygun bir ortamdır. Kış aylarında, farklı özelliklere sahip olan bu hava kütlelerinin, Akdeniz üzerinde karşılaşmaları ile geçici depresyonlar ve birbirini takip eden birkaç günlük serin ve ılık hava şartları ile frontal yağışlar ortaya çıkmaktadır. Buna karşılık, yaz aylarında, polar hava kütleleri kuzeye çekildiğinden, tropikal hava bütün havzayı etkisine almakta ve sıcak , kurak hava şartları hakim olmaktadır. Güneybatı Anadolu'da yağışlar, genellikle kış mevsiminde, Akdeniz cephesi boyunca doğuya hareket eden geçici depresyonlara bağlıdır (Muğla Ü. 2001, İKİEL 1997).

4.3. Basınç ve Rüzgar

Kış aylarında Akdeniz cephesi boyunca gelişen geçici depresyonlar, Anadolu'ya batıdan gelen hava kütleleridir.

Güneybatı Anadolu'da, kışın doğu sektörlü rüzgarların frekansında belirli bir artış görülür. Bunun sebebi, Batı Toros'ların yüksek yerlerinde, sıcaklıktaki değişiklik nedeniyle ortaya çıkan yüksek basınçtan, Akdeniz'deki alçak basınca doğru olan hava hareketleridir. Yaz aylarında, kuzeye kaymış bulunan Azor yüksek basınç alanından, Basra körfezindeki alçak basınç alanına yönelen hava akımı , Anadolu üzerinden genel olarak kuzey sektörlü rüzgarlar haline geçmektedir. Denizle karanın farklı derecede ısınması nedeniyle denizden karaya doğru esen rüzgarlar görülmektedir (Muğla Ü. 2001, İKİEL 1997).

4.4. Jeomorfolojisi

Bölge, birçok jeolojik olay sonucu, bugünkü şeklini almıştır. Bölgedeki dağların, ovaların hemen bitimine dik bir şekilde yerleşmeleri, havzanın tektonik bir depresyon alanı olduğunu göstermektedir. Bölgede iki önemli fay hattı bulunmaktadır.

Havza, bugünkü fay hatları boyunca çökerek bugünkü şeklini almıştır. Bugün bölgede, yazın kuruyan ve yağışlı dönemde su içeren akarsuların oldukça geniş yatakları vardır. Bu yağışlı dönemlerde, dik yamaçlardan denize inen suların getirdikleri malzemeler, denizi hızla doldurmuş, bunun sonucunda kısmen bataklık, kısmen kuru ovalar çıkmıştır. Daha sonra akarsular oluşan ovalardan geçerek denize dökülmeye başlamışlardır. Akarsular getirdikleri malzemelerle körfezi doldurmaya devam etmiş ve o dönemlerde geniş dalaman ovasına dönüşmüştür (DSİ 1983).

4.5. Çalışma Yerleri ve Metodlar

Çalışma yapılan bölge, Seka atık sularının, denize deşarj edildiği difüzörlerin bulunduğu deşarj bölgesi, deşarj bölgesinin batısındaki Dalaman Çayı'nın denize karıştığı nehir ağzı ve deşarj bölgesinin doğusunda kalan dalgakıran olarak üç bölgeye ayrılmıştır. Deşarj bölgesinde belirlenen B1, B2, B3, B4 noktalarından, yüzeyden başlayarak her 10 m derinlikten deniz suyu örnekleri alınmıştır. Nehir ağzı

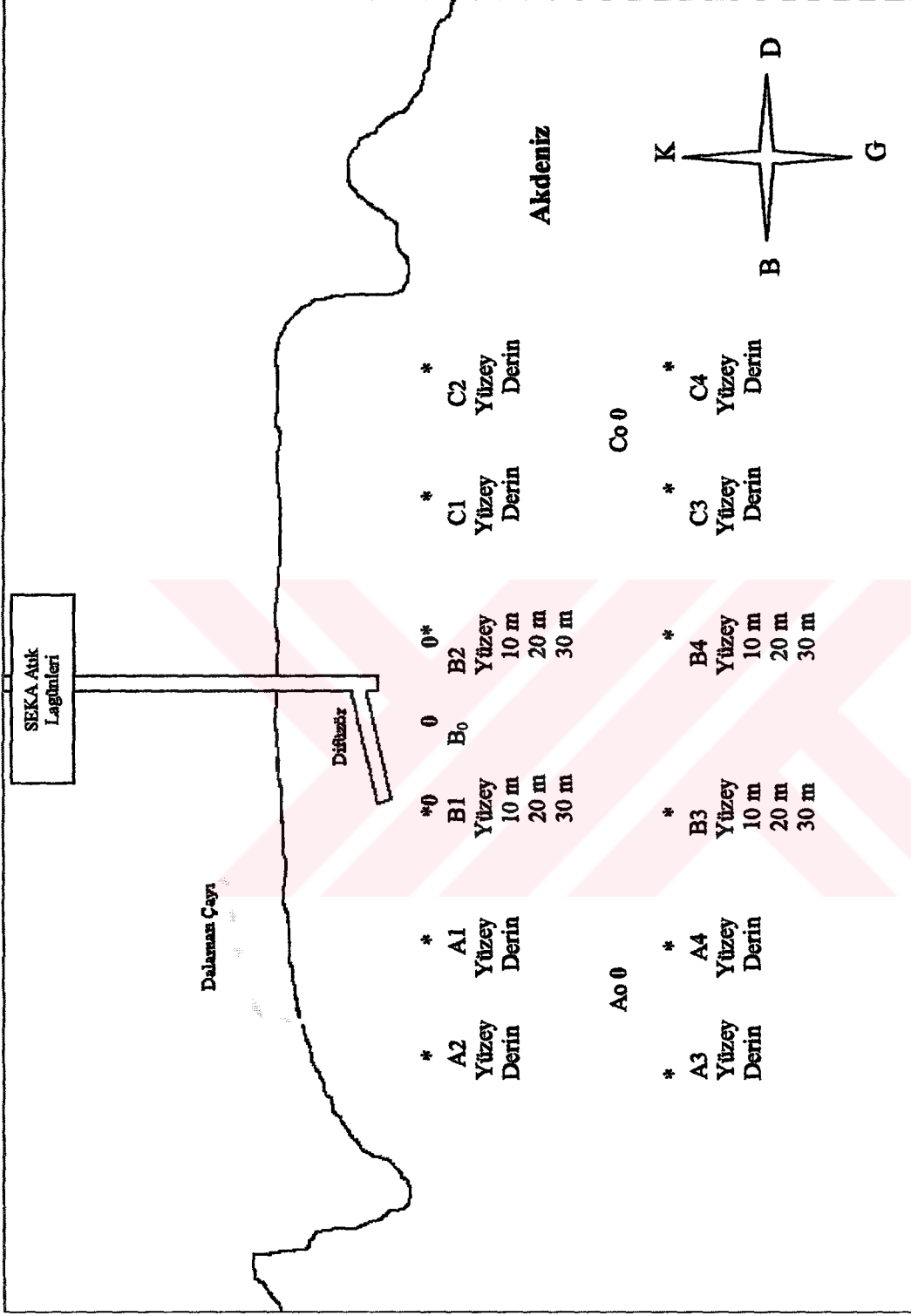
ve dalgakıran bölgelerinin her biri için belirlenen 4 noktadan yüzey ve derin olmak üzere deniz suyu örnekleri alınmıştır. Nehir ağzı için belirlenen noktalar A1, A2, A3, A4, dalgakıran için belirlenen noktalar C1, C2, C3 ve C4 şeklinde adlandırılmıştır. Ayrıca Seka Atık su lagünlerinden, Lagün, 2 saatlik lagün çıkışı ve 24 saatlik lagün çıkışı olmak üzere üç ayrı numune alınmıştır. Sediment örnekleri, dalgıç tarafından, cam kaplarla toplanmıştır. Nehir ağzında belirlenen B₀ noktasından, deşarj bölgesinde belirlenen B1, B2 ve B₀ noktalarından, dalgakıran bölgesinde belirlenen C₀ noktasından toplanmıştır (Şekil 4.1)

4.5.1. Örneklerin Alımı

Deniz suyu örnekleri, tekneden, nansen şişesi yardımı ile şekil 4.1'de belirtilen noktalardan alınmıştır. Alınan bu örneklerde, pH, iletkenlik, sıcaklık ve çözülmüş oksijen analizi anında yapılmış, diğer numunelerin analizleri ise laboratuarda yapılmıştır. Sediment örnekleri ise, bir dalgıç vasıtası ile dip yüzeyinden alınmış ve polietilen kaplara konularak analiz yapılmak üzere korumaya alınmıştır. Yapılan analizler ve yapıldıkları yerler aşağıda verilmiştir.

Anında yapılan analizler : pH, iletkenlik, sıcaklık ve çözülmüş oksijen.

Laboratuarda yapılan analizler: NH₄-N (Amonyum Azotu), NO₂-N (Nitrit Azotu), NO₃-N (Nitrat Azotu), PO₄-P (Orto Fosfat Fosforu), BOİ₅ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı), Bulanıklık , KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı), Toplam Fosfat Fosforu (Toplam PO₄-P), Toplam Azot, Klorofil-a, Sedimentte Pb, Cd, Zn, Cr analizi, Sedimentteki Organik ve İnorganik Karbon Tayini



Şekil 4.1. Deniz Deşarjı Yapılan Bölge Ve Numune Alınan Noktalar

* Su numunesi alınan noktalar
0 Sediment numunesi alınan noktalar

4.6. Kullanılan Kimyasal Yöntemler

pH

Kalibrasyonu yapılmış Handly Lab marka pH metre ile ölçülmüştür (Apha 1980).

Ölçüm aralığı: 0-14

Sıcaklık aralığı: -5 ile 99; %95 hassasiyet ile ölçülmüştür.

İletkenlik

Kalibrasyonu yapılmış WTW marka kondüktümetre ile ölçülmüştür (Apha 1980).

Ölçüm aralığı: 0 mS/cm- 500mS/cm

Hata: % ±1

Bulanıklık

Kalibrasyonu yapılmış Dr. Lange nefolometre ile ölçülmüştür (Lange 1994).

Ölçüm aralığı: 0.001-1.000 FNU

Sıcaklık aralığı: 10-40 C°

Çözünmüş Oksijen

Çözünmüş oksijen, Winkler titrasyon metoduyla yapılmıştır. BOI şişesi, su numunesi içine daldırılıp doldurulmuş, üzerine, 3M MnCl₂ ve 3M alkali iyodür ilave edilmiştir. Oluşan çökelek H₂SO₄ asitte çözündürülmüş, çözünen numune 0.01N Na₂SO₃ ile titre edilmiştir. (Apha 1980).

Amonyum Azotu (NH₄-N)

5 ml su numunesi alınmış, su numunesindeki amonyum iyonları, pH 12.6 da hipoklorit ve salisilat iyonları ile sodyum nitropruside katazörlüğünde, İndofenol mavisini oluşturmuştur. Bu çözelti Dr. Lange Spektrofotometresinde 690 nm'de kolorimetrik olarak ölçülmüştür (Lange 1994).

Ölçüm aralığı: 0.015-2.0 mg/l Amonyum azotu [F1]

Nitrit Azotu (NO₂-N)

2 ml su numunesi alınmış, su numunesindeki nitrit iyonları, asidik çözeltide başlıca aromatik aminlerle muamelesiyle, diamonyum tuzunu oluşturmuştur. Bu çözelti Dr.Lange Spektrofotometresinde 527 nm de kolorimetrik olarak ölçülmüştür (Lange 1994).

Ölçüm aralığı: 0.015-0.6 mg/l Nitrit azotu

Nitrat Azotu (NO₃-N)

1 ml su numunesi alınmış, su numunesindeki nitrat iyonları sülfürik asit ve fosforik asit içeren çözeltide 2,6 dimetil fenol ile muamele edilmiş, 4-nitro-2,6 dimetil fenol çözeltisini oluşturmuştur. Bu çözelti Dr. Lange Spektrofotometresinde 345 nm de kolorimetrik olarak ölçülmüştür (Lange 1994).

Ölçüm aralığı: 0.23-13.50 mg/l Nitrat azotu

Fosfat Fosforu (PO₄-P)

2 ml su numunesi alınmış, su numunesindeki fosfat iyonları, asidik çözeltide, molibdat ve antimon iyonu ile muamele edilmiş ve antimon fosfomolibdat kompleksini oluşturmuştur. Bu çözelti Dr. Lange Spektrofotometrinde 890 nm de kolorimetrik olarak ölçülmüştür (Lange 1994).

Ölçüm aralığı: 0.05-1.50 mg/l Fosfat- fosforu (PO₄-P)

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)

2 ml su numunesi alınmış, su numunesindeki oksitlenebilir maddeler, sülfürik asit ve potasyumdikromat ile, gümüş sülfat katalizörlüğünde muamele edilmiştir. Cr³⁺ yeşil rengi 605 nm de Dr. Lange Spektrofotometresinde kolorimetrik olarak ölçülmüştür (Lange 1994).

Ölçüm aralığı: 100-2000 mg/l O₂

Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ₅)

Su numunesi, BOI şişesine dikkatlice doldurulmuş birinci ve beşinci gün için çözünmüş oksijen, Winkler titrasyon metoduyla bulunmuştur. Aradaki fark ile Biyolojik oksijen ihtiyacı bulunmuştur (Apha 1980).

Klorofil – a

1 litre su numunesi, GFC cam filtreden geçirilir. % 90'lık aseton ile ekstrakte edilmiş, 1 gece bekletilen bu ekstrakt Dr. Lange Spektrofotometresinde, 664, 647 ve 630 nm de kolorimetrik olarak ölçülmüştür (Lange 1994).

Sedimentte ağır metal tayini

Kurutulan sediment örneklerinden, 0.5g alınarak 4 mL HNO₃, 4 mL HF, 1 mL HCl ve % 4'lük 25 mL H₃BO₃ kimyasal maddeleri yardımı ile mikro dalga fırında çözündürülmüş, elde edilen çözeltilerdeki Cr, Zn, Pb ve Cd analizleri Atomik Absorpsiyon Spektroskopisi cihazında yapılmıştır (Apha 1980).

Sedimentteki Organik Karbon Tayini

Sedimentteki Organik Karbon tayini, Temel Elementel Analiz cihazı (EuroCap EA) ile yapılmıştır. Kurutulmuş sediment numunelerinden belli miktarlarda analiz için alınmış, sulfanilamid standart alınarak, yakılan numunelerdeki organik karbon yüzdeleri tespit edilmiştir (Apha 1980).

Toplam Organik Madde

Sedimentteki toplam organik madde miktarı tayini, kül fırınında yapılmıştır. Sabit tartıma getirilmiş porselen krozelere, belli miktarlarda sediment numunesi alınarak 200 °C'de 20 dakika, 550 °C'de 30 dakika kül fırınında bekletilmiştir. Ardından desikatörde soğutulmuş ve tartımları alınmıştır. Bu tartım, ilk tartılan numune miktarından çıkarılarak sonuç elde edilmiştir (Apha 1980).

5. BULGULAR

Yapılan çalışmada, deniz suyu ve lagünden alınan örneklerde, pH, iletkenlik, bulanıklık, sıcaklık, çözülmüş oksijen miktarı, amonyum azotu, nitrit azotu, nitrat azotu, orto fosfat, klorofil a miktarı , sediment örneklerinde ise , toplam karbon. toplam inorganik karbon, toplam organik karbon ve ağır metaller (Pb, Cd, Cr ve Zn) ölçülmüştür. Belirlenen noktalar için yapılan çalışmalara ait veriler, yıllık ortalama değerler olarak tablolar halinde, her dönem çalışmasına ait veriler ise tüm bölge için grafikler halinde verilmiştir.

5.1. Fizikokimyasal Bulgular

5.1.1. pH Değerleri

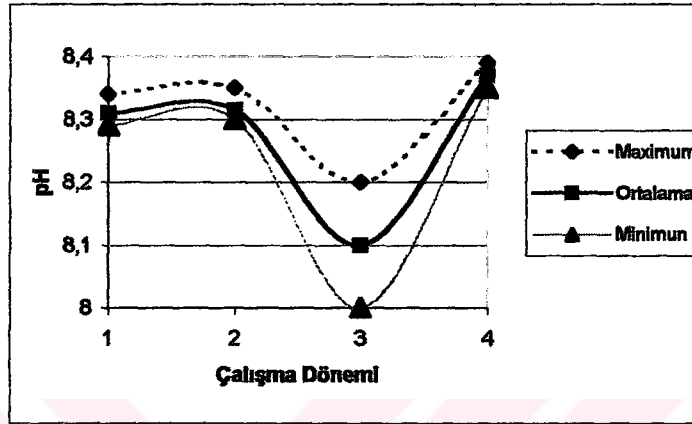
Nehir ağzında, belirlenen noktalardan alınan örneklerde yapılan ölçümler sonucu, en yüksek pH değeri 1. dönem çalışmasında A1 noktasının yüzey bölgesinde 8.37 olarak ölçülmüştür. Nehir ağzındaki diğer noktalarda da 1. dönem çalışmalarında ölçülen pH, diğer dönemlere oranla yüksektir. En düşük pH değeri ise 3. dönem çalışmasında, A2 noktasında, derin bölgede, 8.14 olarak ölçülmüştür. 3. dönem çalışmalarında nehir ağzındaki diğer noktalarda ölçülen pH değerleri diğer dönemlere göre en düşük seviyelerdedir. Nehir ağzında belirlenen tüm noktaların ortalama pH değeri 8.26 'dır (Tablo 5.1).

Deşarj bölgesinde yapılan çalışmalarda, en yüksek pH değeri, 4. dönem çalışmasında, B2 noktasında 30 m derinlikte, 8.39 olarak ölçülmüştür. Aynı dönemde deşarj bölgesinde belirlenen, diğer çalışma noktalarında ölçülen pH, diğer dönem çalışmalarında ölçülenlerden yüksek çıkmıştır. (Şekil. 5.1). En düşük pH değeri ise 3. dönem çalışmalarında, B1 noktasında 10 m derinlikte, 8.17 olarak ölçülmüştür. Diğer çalışma noktalarında da 3. dönem çalışmalarında, en düşük değerler elde edilmiştir. Deşarj bölgesi için yıllık ortalama pH değeri, 8.28 'dir (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesindeki pH ölçümlerinde, en yüksek değer, 4. dönem çalışmasında, C4 noktasında, yüzey bölgede, 8.33, en düşük değer, 3. dönem çalışmasında, C1 noktasında, derin bölgede, 7.73 olarak ölçülmüştür. 4. dönem çalışmalarında pH, her noktada, diğer dönemlerden yüksek değerlere ulaşmış, 3. dönem çalışmalarında da diğer dönemlerden düşük değerlere ulaşmıştır. Dalgakıran bölgesindeki çalışma noktalarının ortalama pH değeri, 8.23 olarak elde edilmiştir (Tablo 5.3).

Genel olarak, çalışma bölgelerinde, pH ölçümleri sonucu, 4. dönem çalışmaları en yüksek, 3. dönem çalışmaları ise en düşük değerleri vermiştir (Şekil 5.1).

Lagünden alınan örneklerde, en yüksek pH değeri, 4. dönem çalışmasında, 8.14, en düşük pH değeri, 3. dönem çalışmasında, 7.58 olarak bulunmuştur (Tablo 5.5).



Şekil 5.1 pH'nın Dönemsel Değişimi

5.1.2. İletkenlik Değerleri ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Nehir ağzında, belirlenen noktalardan alınan örneklerde yapılan ölçümler sonucu, en yüksek iletkenlik değeri, 2. dönem çalışmasında, A1 noktasının derin bölgesinde, 59000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak ölçülmüştür. Nehir ağzındaki diğer noktalarda da 2. dönem çalışmalarında ölçülen iletkenlik, diğer dönemlere oranla daha yüksektir. En düşük iletkenlik değeri ise, 3. dönem çalışmasında, A4 noktasında, yüzey bölgede, 10500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak ölçülmüştür. 3. dönem çalışmalarında, nehir ağzındaki diğer noktalarda ölçülen iletkenlik değerleri, diğer dönemlere göre, en düşük seviyelerdedir (Şekil 5.2). Nehir ağzında belirlenen tüm noktaların iletkenlik değerlerine bakıldığında, yıllık ortalama iletkenlik değeri, 51556 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olmaktadır (Tablo 5.1).

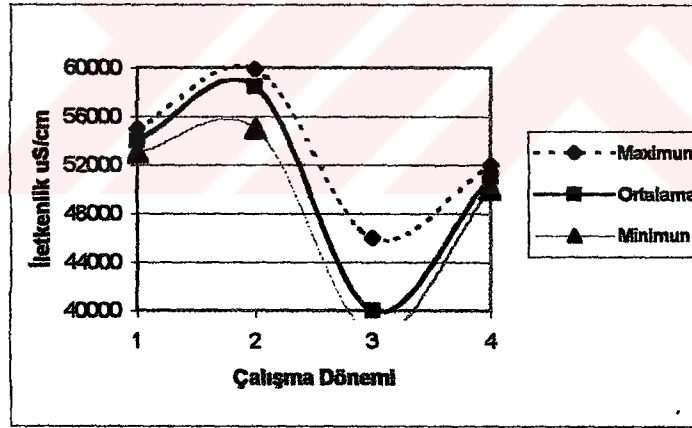
Deşarj bölgesinde yapılan çalışmalarda, en yüksek iletkenlik değeri, 2. dönem çalışmasında, B4 noktasında 30 m derinlikte, 59900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak ölçülmüştür. Aynı dönemde, deşarj bölgesinde belirlenen, diğer çalışma noktalarında ölçülen iletkenlik değerleri, diğer dönem çalışmalarında ölçülenlerden yüksek çıkmıştır. En düşük iletkenlik değeri ise, 3. dönem çalışmalarında, B2 yüzey noktasında, 42100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak ölçülmüştür. Diğer çalışma noktalarında da 3.

dönem çalışmalarında en düşük değerler elde edilmiştir (Şekil 5.2). Deşarj bölgesi için yıllık ortalama iletkenlik değeri 56680 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesindeki iletkenlik ölçümlerinde, en yüksek değer, 2. dönem çalışmasında, C3 noktasında ve yüzeyde, 59100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en düşük değer, 3. dönem çalışmasında, C3 noktasında, derinde, 38400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak ölçülmüştür. 2. dönem çalışmalarında iletkenlik, her noktada, diğer dönemlerden yüksek değerlere ulaşmış, 3. dönem çalışmalarında da diğer dönemlerden düşük değerlere ulaşılmıştır (Şekil 5.2). Dalgakıran bölgesindeki çalışma noktalarının yıllık ortalama iletkenlik değeri 55680 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak elde edilmiştir (Tablo 5.3).

Genel olarak, çalışma bölgelerinde iletkenlik ölçümleri sonucu, 2. dönem çalışmaları en yüksek, 3. dönem çalışmaları ise en düşük değerleri vermiştir (Şekil 5.2).

Lagünden alınan örneklerde en yüksek iletkenlik değeri 1. dönem çalışmasında 2100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en düşük iletkenlik değeri 4. dönem çalışmasında 1501 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak bulunmuştur. Lagün için ortalama iletkenlik değeri 1822 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir (Tablo 5.5).



Şekil 5.2 İletkenliğin Dönemsel Değişimi

5.1.3. Bulanıklık Değerleri (mg/l)

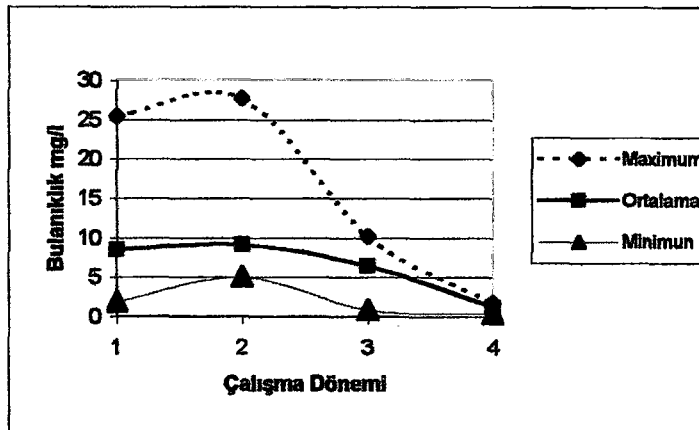
Nehir ağzında, belirlenen noktalardan alınan örneklerde yapılan ölçümler sonucu, en yüksek bulanıklık değeri, 1. dönem çalışmasında, A1 noktasının derin bölgesinde, 25.5 mg/l olarak ölçülmüştür. Diğer noktalarda ise bulanıklık değerlerinin, 3. dönem çalışmasında en yüksek seviyelere ulaştığı tespit edilmiş ve 3.5 mg/l ile 7.83 mg/l arasında değiştiği belirlenmiştir (Şekil 5.3) En düşük

bulanıklık değeri ise 2. dönem çalışmasında, A3 noktasında, derin bölgede, 0.37 mg/l olarak ölçülmüştür. 2. dönem çalışmalarında, nehir ağzındaki diğer noktalarda ölçülen bulanıklık değerleri, diğer dönemlere göre, en düşük seviyelerdedir. Nehir ağzında belirlenen tüm noktaların yıllık ortalama bulanıklık değeri 2.69 mg/l'dir, (Tablo 5.1).

Deşarj bölgesinde yapılan çalışmalarda, en yüksek bulanıklık değeri, 2. dönem çalışmasında, B1 noktasında 30 m derinlikte, 27.75 mg/l olarak ölçülmüştür. Aynı dönemde, deşarj bölgesinde belirlenen diğer çalışma noktalarında ölçülen bulanıklık değerleri, diğer dönem çalışmalarında ölçülenlerden yüksek çıkmıştır. En düşük bulanıklık değeri ise 4. dönem çalışmalarında, B3 noktasında 20 m derinlikte, 0.71 mg/l olarak ölçülmüştür. Diğer çalışma noktalarında da 4. dönem çalışmalarında en düşük değerler elde edilmiştir. Deşarj bölgesi için yıllık ortalama bulanıklık değeri, 3.31 mg/l 'dir (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesindeki bulanıklık ölçümlerinde, en yüksek değer, 1. dönem çalışmasında, C1 noktasında, derin bölgede, 7.05 mg/l, en düşük değer, 2. dönem çalışmasında, C3 noktasında, yüzeyde, 0.48 mg/l olarak ölçülmüştür. Dalgakıran bölgesindeki çalışma noktalarının yıllık ortalama bulanıklık değeri, 1.46 mg/l olarak elde edilmiştir (Tablo 5.3).

Lagünden alınan örneklerde, en yüksek bulanıklık değeri, 3. dönem çalışmasında, 125.3 mg/l, en düşük bulanıklık değeri 1. dönem çalışmasında, 37.5 mg/l olarak bulunmuştur. Lagün için yıllık ortalama bulanıklık değeri 54 mg/l'dir (Tablo 5.5).



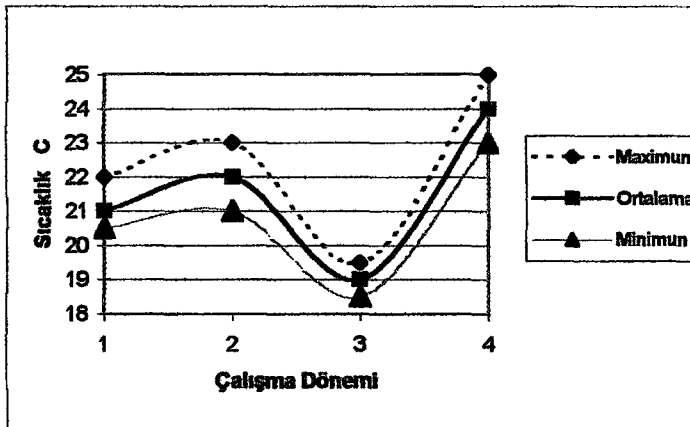
Şekil 5.3 Bulanıklığın Dönemsel Değişimi

5.1.4. Sıcaklık Değerleri (°C)

Nehir ağzında yapılan çalışmalarda, sıcaklığın, 4. dönem çalışmalarında en yüksek değerlere ulaştığı tespit edilmiştir. Bu bölgede, en yüksek sıcaklık, 4. dönemde, 23.1 °C olarak, A1 noktasında, yüzeyde ölçülmüştür. 3. dönem çalışmalarında, sıcaklığın en düşük değerlere ulaştığı görülmektedir (Şekil 5.4). En düşük sıcaklık, 3. dönem çalışmasında, 19.2 °C olarak, A3 noktasında derin bölgede ölçülmüştür. Nehir ağzında yıllık ortalama sıcaklık 22.3 °C'dir (Tablo 5.1).

Deşarj bölgesindeki çalışmalarda da en yüksek sıcaklık değerleri, 4. dönemde elde edilmiştir. 4. dönem çalışmasında ölçülen en yüksek sıcaklık, B2 noktasının yüzeyinde, 23.1 °C'dir. En düşük sıcaklık değerlerine, 3. dönem çalışmalarında rastlanmış ve en düşük sıcaklık değeri, B3 noktasında, 18.6 °C olarak ölçülmüştür. Bu değer, aynı zamanda tüm çalışma noktaları için yıl içinde ölçülen en düşük değerdir. Bu bölge için yıllık ortalama sıcaklık 21.73 °C'dir (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesindeki sıcaklık ölçümlerinde, en yüksek değer, 4. dönem çalışmasında, C2 noktasında ve yüzeyde 25.2 °C, en düşük değer, 3. dönem çalışmasında, C3 noktasında, derinde, 19.7 °C olarak ölçülmüştür. 4. dönem çalışmalarında sıcaklık, her noktada, diğer dönemlerden yüksek değerlere ulaşmış, 3. dönem çalışmalarında da diğer dönemlerden düşük değerler tespit edilmiştir. (Şekil 5.4). Dalgakıran bölgesindeki çalışma noktalarının ortalama sıcaklık değeri 22.5 °C olarak elde edilmiştir (Tablo 5.3).



Şekil 5.4 Sıcaklığın Dönemsel Değişimi

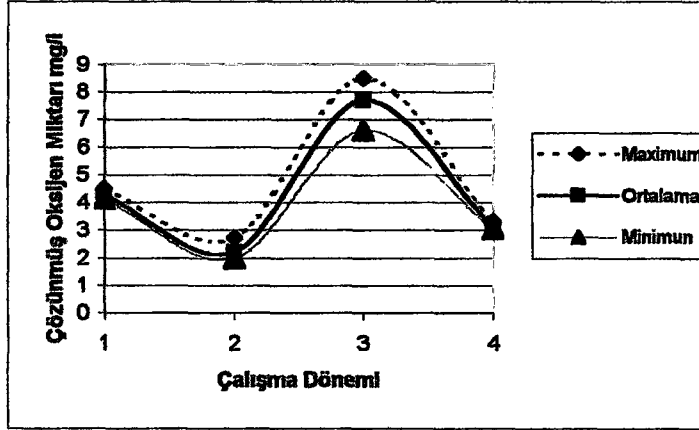
5.1.5. Çözünmüş Oksijen Miktarı (mg O₂/l)

Nehir ağzında yapılan çalışmalarda, çözünmüş oksijen miktarının, 3. dönem çalışmalarında en yüksek değerlere ulaştığı belirlenmiştir. Bu bölgede, en yüksek çözünmüş oksijen miktarı, 3. dönemde, 6.61 mg/l olarak, A2 noktasında, yüzeyde ölçülmüştür. 2. dönem çalışmalarında, çözünmüş oksijen miktarının en düşük değerlere ulaştığı görülmektedir (Şekil 5.5). En düşük çözünmüş oksijen miktarı 2. dönem çalışmasında, 2.1 mg/ olarak, A4 noktasında, derin bölgede ölçülmüştür. Çözünmüş oksijen miktarı için yıllık ortalama değer, 3.40 mg/l'dir (Tablo 5.1).

Deşarj bölgesindeki çalışmalarda da en yüksek çözünmüş oksijen miktarı değerleri, 3. dönemde elde edilmiştir. 3. dönem çalışmasında ölçülen en yüksek çözünmüş oksijen miktarı, B4 noktasında 30 m derinlikte 8.51 mg/l 'dir. En düşük çözünmüş oksijen miktarı değerlerine, 2. dönem çalışmalarında rastlanmış ve en düşük çözünmüş oksijen miktarı değeri, B3 noktasında 30 m derinlikte, 1.98 mg/l olarak ölçülmüştür. Bu değer, aynı zamanda tüm çalışma noktaları için yıl içinde ölçülen en düşük değerdir. Yıllık ortalama değer ise 4.10 mg/l'dir (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesinde yapılan çalışmalarda, çözünmüş oksijen miktarının, 3. dönem çalışmalarında en yüksek değerlere ulaştığı tespit edilmiştir (Şekil 5.5). Bu bölgede, en yüksek çözünmüş oksijen miktarı, 3. dönemde 7.89 mg/l olarak A1 noktasında, derin bölgede ölçülmüştür. 2. dönem çalışmalarında, çözünmüş oksijen miktarının en düşük değerlere ulaştığı görülmektedir (Şekil 5.5). En düşük çözünmüş oksijen miktarı, 2. dönem çalışmasında, 2.72 mg/l, A4 noktasında, derin bölgede ölçülmüştür. Dalgakıran bölgesinde yıllık ortalama değer 5.5 mg/l'dir (Tablo 5.3).

Lagünden alınan örneklerde, en yüksek çözünmüş oksijen değeri, 3. dönem çalışmasında, 3.56 mg/l, en düşük çözünmüş oksijen değeri, 4. dönem çalışmasında, 0.092 mg/l olarak bulunmuştur. Yıllık ortalama değer ise 2.05 mg/l'dir (Tablo 5.5).



Şekil 5.5 Çözünmüş Oksijen Miktarının Dönemsel Değişimi

5.1.6. Amonyum Azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$) Konsantrasyonu (mg/l)

Deniz suyu örneklerinde, analiz limitleri altında kalan amonyum azotu, Lagün örneklerinde, en yüksek, lagün çıkışında 0.093 mg/l tespit edilmiştir (Tablo 5.5).

5.1.7. Nitrit Azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$) Konsantrasyonu (mg/l)

Deşarj bölgesindeki çalışmalarda, en yüksek, 3. dönem çalışmasında B2-20 m derinlikte 0.013 mg/l ölçülen nitrit miktarı, diğer bölgelerde analiz limitleri altında kalmıştır (Tablo 5.1, Tablo 5.2, Tablo 5.3). Lagünde yapılan çalışmalarda, en yüksek nitrit miktarı 0.049 mg/l ölçülmüştür (Tablo 5.5).

5.1.8. Nitrat Azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$) Konsantrasyonu (mg/l)

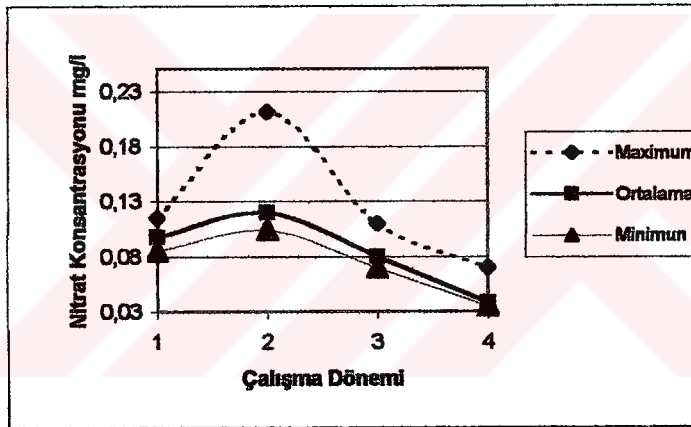
Nehir ağzında, belirlenen noktalardan alınan örneklerde yapılan ölçümler sonucu, en yüksek nitrat değeri, 2. dönem çalışmasında, A4 noktasının yüzey bölgesinde, 0.211 mg/l olarak ölçülmüştür. Nehir ağzındaki diğer noktalarda da 2. dönem çalışmalarında ölçülen nitrat, diğer dönemlere oranla yüksektir (Şekil 5.6). En düşük nitrat değeri ise 4. dönem çalışmasında, A3 noktasında, yüzey bölgede, 0.038 mg/l olarak ölçülmüştür. 4. dönem çalışmalarında, nehir ağzındaki diğer noktalarda ölçülen nitrat değerleri, diğer dönemlere göre en düşük seviyelerdedir (Şekil 5.6). Nehir ağzında belirlenen tüm noktaların yıllık ortalama nitrat değeri 0.102 mg/l 'dir (Tablo 5.1).

Deşarj bölgesinde yapılan çalışmalarda, en yüksek nitrat değeri, 2. dönem çalışmasında, B3 noktasında 10 m derinlikte, 0.185 mg/l olarak ölçülmüştür. Aynı dönemde, deşarj bölgesinde belirlenen diğer çalışma noktalarında ölçülen nitrat, diğer dönem çalışmalarında ölçülenlerden yüksek çıkmıştır. En düşük nitrat değeri ise 4. dönem çalışmalarında, B3 noktasında 10 m derinlikte, 0.001 mg/l olarak

ölçülmüştür. Diğer çalışma noktalarında da 4. dönem çalışmalarında en düşük değerler elde edilmiştir (Şekil 5.6). Deşarj bölgesi için yıllık ortalama nitrat değeri 0.070 mg/l olarak ölçülmüştür (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesindeki nitrat ölçümlerinde, en yüksek değer, 2. dönem çalışmasında, C3 noktasında, yüzey bölgede, 0.2 mg/l, en düşük değer, 4. dönem çalışmasında, C2 noktasında, yüzeyde, 0.036 mg/l olarak ölçülmüştür. 2. dönem çalışmalarında nitrat miktarı, her noktada, diğer dönemlerden daha yüksek değerlere ulaşmış, 4. dönem çalışmalarında da diğer dönemlerden daha düşük değerlere ulaşılmıştır (Şekil 5.6). Dalgakıran bölgesindeki çalışma noktalarının ortalama nitrat değeri 0.108 mg/l 'dir (Tablo 5.3).

Lagünden alınan örneklerde, en yüksek nitrat değeri 2. dönem çalışmasında 3.41 mg/l, en düşük nitrat değeri, 4. dönem çalışmasında 1.99 mg/l olarak bulunmuştur. Lagünde ortalama nitrat değeri 2.40 mg/l' dir (Tablo 5.5).



Şekil 5.6 Nitrat Miktarının Dönemsel Değişimi

5.1.9. Orto Fosfat (PO₄-P) Konsantrasyonu (mg/l)

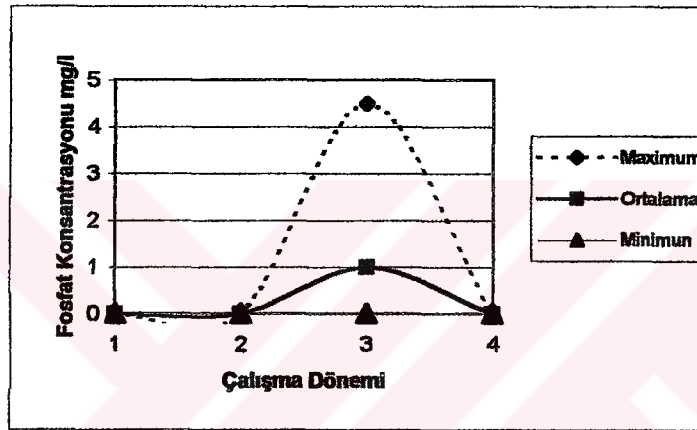
Nehir ağzındaki çalışmalarda, fosfat miktarı, 2. dönem çalışmalarında yüksek değerlere ulaşmakla beraber, diğer dönemlerde, bir çok noktada analiz limitleri altında kalmıştır (Şekil 5.7). Ölçülen en yüksek fosfat miktarı, 2. dönem çalışmalarında 4.59 mg/l 'dir. Ortalama fosfat değeri ise 0.098 mg/l' dir (Tablo 5.1).

Deşarj bölgesinde yapılan çalışmalarda elde edilen değerler nehir ağzındaki çalışmalarda elde edilen değerlerle paraleldir. Bu bölgede, en yüksek fosfat miktarı, 2. dönem çalışmalarında, B2 noktasında 20 m derinlikte 4.33 mg/l olarak ölçülmüştür. Fosfat miktarı, 4. dönem çalışmalarında, birçok noktada analiz limitleri

altında kalmıştır (Şekil 5.7). Yıllık ortalama fosfat miktarı 0.534 mg/l'dir (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesinde de 2. dönem çalışmalarında en yüksek değerler elde edilmiştir. En yüksek fosfat miktarı, C4 noktasında, derin bölgede 3.39 mg/l'dir. 4. dönem çalışmalarında, fosfat miktarı, dalgakıran bölgesindeki tüm noktalarda analiz limitleri altında kalmıştır. Dalgakıran bölgesinde ortalama değer 0.55 mg/l'dir (Tablo 5.3).

Lagünden alınan örneklerde en yüksek fosfat değeri, 2. dönem çalışmasında 2.56 mg/l, en düşük fosfat değeri, 4. dönem çalışmasında, analiz limitleri altında kalmıştır. Lagün için ortalama fosfat değeri 0.143 mg/l'dir (Tablo 5.3).



Şekil 5.7 Fosfat Miktarının Dönemsel Değişimi

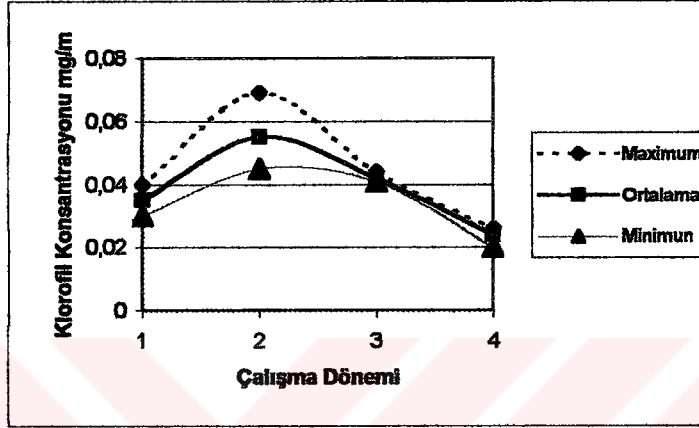
5.2. Klorofil a miktarı (mg/m³)

Nehir ağzında belirlenen, A1, A2, A3, A4 noktalarında, yüzey bölgeler için yapılan klorofil a ölçümlerinde, en yüksek değer, A1 noktasında, 2. dönem çalışmasında 0.45 mg/m³, en düşük değer A3 noktasında, 4. dönem çalışmasında 0.20 mg/m³ olarak ölçülmüştür. Yıllık ortalama klorofil a miktarı, 0.03 mg/m³ 'dir (Tablo 5.1).

Deşarj bölgesinde belirlenen, B1, B2, B3 ve B4 noktalarının yüzey bölgelerinde yapılan klorofil a ölçümlerinde en yüksek değerler, 2. dönem çalışmalarında, B4 yüzey bölgesinde ve 0.069 mg/m³, en düşük değer, 4. dönem çalışmalarında, B2 yüzey bölgede 0.012 olarak ölçülmüştür. Deşarj bölgesi için yıllık ortalama değer 0.026 mg/m³ 'dir (Tablo 5.2).

Dalgakıran bölgesinde belirlenen, C1, C2, C3 ve C4 noktalarında klorofil a için yapılan ölçümlerde en yüksek değer, 2. dönem çalışmasında, C4 noktasında 0.060 mg/m^3 , en düşük değer, 4. Dönem çalışmasında, C2 noktasında 0.008 mg/m^3 olarak ölçülmüştür. Dalgakıran bölgesi için yıllık ortalama değer 0.025 mg/m^3 'dir (Tablo 5.3).

Genel olarak, klorofil a miktarının 2. dönemde en yüksek, 4. dönemde en düşük seviyelere ulaştığı gözlenmiştir (Şekil 5.8).



Şekil 5.8 Klorofil a Miktarının Dönemsel Değişimi

5.3. Sedimentte Karbon Analizi

Toplam karbon ölçümlerinde en yüksek değer, 2. dönem çalışmasında, B₁ noktasında %4.7, en düşük değer, 1. dönem çalışmasında, C₀ noktasında % 1.7 olarak ölçülmüştür.

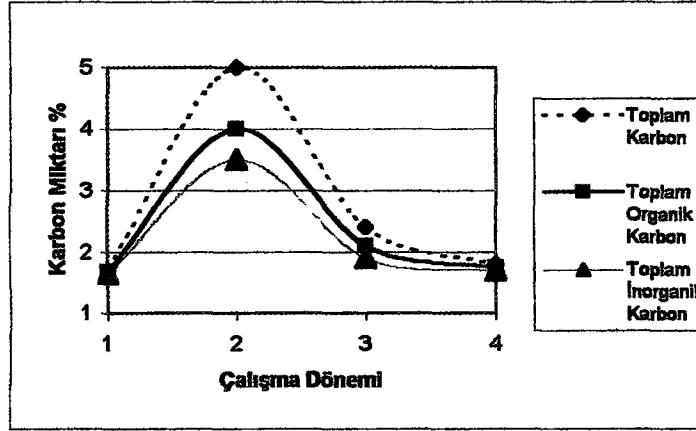
Toplam organik karbon ölçümlerinde en yüksek değer, 2. dönem çalışmalarında, B₁ noktasında % 1.75, en düşük değer, 1. dönem çalışmasında, C₀ noktasında % 0.035 olarak ölçülmüştür.

Toplam inorganik karbon ölçümlerinde en yüksek değer, 2. dönem çalışmalarında, B₂ noktasında % 4.1, en düşük değer, 1. dönem çalışmasında, C₀ noktasında % 1.6 olarak ölçülmüştür. Genel olarak, karbon miktarının 2. dönem çalışmalarında en yüksek, 1. dönem çalışmalarında en düşük seviyelerde olduğu belirlenmiştir (Şekil 5.9).

5.4. Sedimentte Ağır Metal Analizleri

Bu çalışmada, ağır metallere Cd, Pb, Zn ve Cr için çalışma yapılmıştır. Mevsimsel olarak az değişim gösteren ağır metal ölçümlerinde, yıllık ortalama Cd,

151.5 mg/kg, Pb, 41.4 mg/kg, Zn, 268.3 mg/kg ve Cr, 179.9 mg/kg ölçülmüştür (Tablo 5.4).



Şekil 5.9 Karbon Miktarının Dönemsel Değişimi

Tablo 5.1 A1, A2, A3, A4 Noktaları İçin Yapılan Ölçümlerin Yıllık Ortalama Değerleri

PARAMETRELER	A1 Yüzye	A1 Derin	A2 Yüzye	A2 Derin	A3 Yüzye	A3 Derin	A4 Yüzye	A4 Derin	Tüm noktalar için Ortalama
pH	8.25	8.26	8.23	8.25	8.26	8.28	8.24	8.28	8.26
Şıcaklık °C	22.7	21.6	22.7	22.36	22.1	21.9	22.1	22.8	22.3
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	47066	56933	47683	57000	47700	57067	41766	57233	51556
Bulanıklık (mg/l)	5.04	2.62	3.34	3.31	1.95	0.73	3.71	0.87	2.69
Çözünmüş Oksijen (mg/l)	3.26	3.50	3.29	4.05	2.84	2.66	3.97	3.66	3.40
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/l)	ALA	ALA	0.004	0.004	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	0.098	0.091	0.094	0.104	0.104	0.107	0.108	0.115	0.102
Orto Fosfat (mg/l)	0.105	0.264	0.011	0.034	ALA	0.139	0.102	0.132	0.098
Toplam Klorofil a (mg/m^3)	0.031		0.029		0.033		0.027		0.03

Tablo 5.2 B1, B2, B3 ve B4 Noktaları İçin Yapılan Ölçümlerin Yıllık Ortalama Değerleri

PARAMETRELER	B1 Y	B1 10 m	B1 20 m	B1 30 m	B2 Y	B2 10 m	B2 20 m	B2 30 m	B3 Y	B3 10 m	B3 20 m	B3 30 m	B4 Y	B4 10 m	B4 20 m	B4 30 m	Tüm noktalar için ortalama
pH	8.23	8.27	8.27	8.28	8.30	8.31	8.28	8.28	8.27	8.30	8.30	8.29	8.30	8.26	8.28	8.29	8.28
Sıcaklık °C	23.1	22.03	21.4	21.3	22.9	21.6	20.9	20.6	22.5	21.0	20.5	21.15	22.9	22.3	22.1	21.4	21.73
İletkenlik (µS/cm)	55565	56925	57150	56700	55667	57167	56800	56600	55700	57167	57400	56900	56933	54833	57133	58233	56680
Bulandıklık (mg/l)	1.52	1.73	2.87	10.1	2.1	3.60	3.95	4.82	2.67	4.27	3.26	2.99	1.33	1.65	2.18	3.90	3.31
Çözünmüş Oksijen (mg/l)	3.72	3.43	2.93	3.0	4.62	4.51	3.62	2.60	4.05	4.35	3.67	3.16	5.96	6.19	4.62	5.16	4.10
NH ₄ -N (mg/l)	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
NO ₂ -N (mg/l)	0.001	ALA	0.002	0.002	0.008	0.011	0.008	0.006	0.001	0.002	ALA	ALA	0.003	ALA	ALA	ALA	ALA
NO ₃ -N (mg/l)	0.096	0.085	0.067	0.049	0.026	0.080	0.036	0.020	0.091	0.143	0.083	0.085	0.104	0.075	0.042	0.045	0.070
Orto Fosfat (mg/l)	0.008	ALA	0.897	ALA	1.62	0.883	4.33	0.094	0.025	0.002	0.66	0.001	0.023	0.006	0.002	0.002	0.534
Toplam Klorofil a (mg/m ³)	0.020	-	-	-	0.016	-	-	-	0.017	-	-	-	0.057	-	-	-	0.026

Tablo 5.3 : C1, C2, C3 ve C4 Noktaları İçin Yapılan Ölçümlerin Yıllık Ortalama Değerleri

PARAMETRELER	C1 Yüze	C1 Derin	C2 Yüze	C2 Derin	C3 Yüze	C3 Derin	C4 Yüze	C4 Derin	Tüm noktalar için ortalama
pH	8.10	8.26	8.19	8.23	8.25	8.25	8.28	8.29	8.23
Sıcaklık °C	22.9	22.1	23.2	22.2	22.7	22.5	22.8	21.7	22.5
İletkenlik (μ S/cm)	56767	57400	57167	57300	51333	51233	57433	56800	55680
Bulanıklık (mg/l)	1.51	1.93	1.14	1.27	2.16	2.23	0.74	0.69	1.46
Çözünmüş Oksijen (mg/l)	5.16	6.45	5.55	5.85	5.47	5.54	4.85	5.12	5.50
NH ₄ -N (mg/l)	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA	ALA
NO ₂ -N (mg/l)	ALA	ALA	ALA	0.001	ALA	ALA	ALA	0.001	ALA
NO ₃ -N (mg/l)	0.073	0.118	0.080	0.151	0.132	0.141	0.066	0.104	0.108
Orto Fosfat (mg/l)	0.033	0.24	0.64	1.11	0.254	0.115	0.73	1.32	0.55
Toplam Klorofil a (mg/m ³)	0.017		0.0		0.020		0.051		0.025

Tablo 5.4 : Sediment Örneklerinde Yıllık Ortalama Değerleri

PARAMETRELER	B ₀	B1	B2	C ₀	A ₀	Tüm Noktalar İçin Ortalama
Toplam Karbon TC %	3.5	4.5	4.5	2.5	4	3.8
Toplam Organik Karbon TOC %	1.5	1.5	1	0.5	2	1.3
Toplam İnorganik Karbon TIC %	2	3	3.5	2.5	2	2.6
Cd (mg/kg)	127.8	198.5	173.1	70	187.9	151.5
Pb (mg/kg)	39	71.8	19.8	47.8	28.8	41.4
Zn (mg/kg)	314.3	213.5	317.1	237.7	258.8	268.3
Cr (mg/kg)	165.7	204	212.2	52.2	265.6	179.9

Tablo 5.5 : Lagün Örneklerinde Yıllık Ortalama Değerleri

PARAMETRELER	Fabrika Lagünü	Lagün Çıkarış (2 saatlik)	Lagün Çıkarış (24 Saatlik)	Tüm noktalar için ortalama
pH	7.86	7.86	7.78	7.83
İletkenlik ($\mu\text{S/cm}$)	1717	1876	1874	1822
Bulanıklık (mg/l)	86.5	38	37.5	54
Çözünmüş Oksijen (mg/l)	1.23	2.14	2.77	2.05
BOI ₅ (mg/l)	143	77	50	90
KOI (mg/l)	1120	1283	898	1100
NH ₄ -N (mg/l)	0.053	0.093	0.085	0.077
NO ₂ -N (mg/l)	0.048	0.049	0.046	0.048
NO ₃ -N (mg/l)	2.23	2.50	2.46	2.40
Orto Fosfat (mg/l)	0.152	0.141	0.135	0.143

6. TARTIŞMA VE SONUÇ

Çalışma yapılan bölge, Seka atık sularının, denize deşarj edildiği difüzörlerin bulunduğu deşarj bölgesi, deşarj bölgesinin batısındaki Dalaman Çayı'nın denize karıştığı, nehir ağızı ve deşarj bölgesinin doğusunda kalan, dalgakıran bölgesi olarak üç bölgeye ayrılmıştır. Seka atık sularının, denize deşarj edildiği bölgede, çalışma detaylandırılmış ve deşarj bölgesinde belirlenen B1, B2, B3, B4 noktalarından, yüzeyden başlayarak, her 10 m derinlikten deniz suyu örnekleri alınmıştır. Nehir ağızıda belirlenen A1, A2, A3, A4 ve dalgakıran bölgesinde belirlenen C1, C2, C3, C4 noktalarının, yüzey ve derin bölgelerinden deniz suyu örnekleri alınmıştır. Ayrıca Seka Kağıt Fabrikası'nın atık su lagünlerinde belirlenen, lagün ve lagün çıkışı noktalarından da atık su örnekleri alınmıştır.

pH

Karbondioksit yönünden fakir sularda, pH yükselmektedir (Kocataş, 1986). Akdeniz, diğer denizlere oranla, karbondioksit yönünden en fakir denizler arasındadır. (Ivanoff, 1972). Deniz suyunun pH değeri, genellikle 7.5-8.4 arasında değişim göstermekte ve ortalama olarak 7.8 kabul edilmektedir (Ivanoff, 1972 ve Ross, 1979). Su ortamının pH değeri, sıcaklık ve biyolojik faaliyetler sonucu, mevsimsel, hatta günlük değişimler gösterebilir. Karbondioksitin miktarına bağlı olarak, karbondioksitin konsantrasyonunun yüksek olduğu kış mevsiminde, pH düşmekte, karbondioksitin konsantrasyonunun düşük olduğu yaz mevsiminde, pH yükselmektedir (Kocataş, 1986). Deşarj yapılan bölgede belirlenen istasyonlarda yapılan çalışmalar sonucu, pH değerinin yaz dönemi çalışmalarında en yüksek 8.39, bahar dönemi çalışmalarında en düşük 8.28 olduğu tespit edilmiştir. Akdeniz'in karbondioksit yönünden en fakir denizler arasında yer alması, bu denizde ortalama pH değerinin, genel değer biraz üzerinde olmasını gerektirmektedir. Elde edilen en yüksek pH 8.39 ve en düşük pH 7.73 değeri, bunu desteklemektedir. Deniz suyu ile atık su ve nehir suyunun karışma noktaları olan, difüzör ve nehir ağızlarında, pH değeri düşmektedir. Atık su ve nehir suyunun pH değerinin, deniz suyuna göre daha az olması, bu bölgelerde pH değerini azda olsa düşürmektedir. Kocataş, 1986'da, İzmir Körfezi'nde yaptığı çalışmada, pH değerinin 6.9'a kadar düştüğünü tespit etmiştir. Marmara Denizi'nde, Sarayburnu ile Prens

adaları ve Yassıada arasında kalan bölgede, denize 56 m derinlikten deşarj edilen atık suların etkileri ile ilgili Artüz 1988'de yaptığı çalışmada, pH değerinin deşarj bölgesinde, 6.9 olduğunu belirlemiştir. Çalışmamızda ölçülen en düşük pH 7.73 olup, Marmara ve Ege denizindeki değerlerin oldukça üzerindedir. Lagün için yapılan pH ölçümlerinde, en yüksek 8.14 ve en düşük 7.58 olup, önemli bir değişim göstermemektedir. Lagünde, biyolojik faaliyetlerin çok fazla olması, buna karşın, lagünlerin sürekli havalandırılarak çözünmüş oksijence zenginleştirilmesi, pH değerinin dengelenmesini sağlamaktadır.

İletkenlik

Deniz sularının iletkenliği, büyük ölçüde tuzluluğa bağlıdır ve tuzlulukla doğru orantılı hareket eder. Tuzluluğa etki edebilecek faktörler, iletkenliği de aynı doğrultuda etkilemektedir. Deniz suyunun tuzluluğunu, buharlaşma, dikey karışımlar ve suyun donması arttırdığı gibi, iletkenliği de arttırmaktadır (Ivanoff, 1972). Deniz suyuna nehir sularının karışması, yağışların bol olması iletkenliği düşürmektedir (Kocataş, 1986). Deşarj bölgesinde yapılan çalışmalarda iletkenlik değerleri 2. dönem (güz dönemi) çalışmalarında en yüksek 59900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 4. dönem (yaz dönemi) çalışmalarında en düşük 48800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerleri vermektedir. Yapılan ölçümlerde, difüzör bölgelerinde, iletkenlik minimum düzeye inmiştir. Deniz sularının ortalama iletkenliği 53000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olduğu ve iletkenliğin, mevsimsel olarak % 10'luk bir değişim gösterebileceği belirtilmiştir (Swerdrup ve ark., 1942). Elde edilen değerler, % 20'lik bir değişim göstermektedir. Denize deşarj edilen suyun iletkenliği 1722-2100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ civarındadır ve bu deşarj bölgesinde, iletkenliğin düşmesine neden olmaktadır. Tchernia 1969'da, Akdeniz ve Kızıldeniz'in diğer denizlere oranla daha çok buharlaşmaya maruz kaldığı ve tuzluluğunun, aynı zamanda iletkenliğininin diğer denizlere kıyasla ortalamanın üzerinde olduğunu belirtmiştir. Çalışma boyunca ölçülen değerler 55000-58000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aralığında değişim göstermekte ve literatürlerle uyum göstermektedir. Lagünde yapılan ölçümlerde iletkenlik, yaz döneminde en düşük değer 1501 $\mu\text{S}/\text{cm}$, güz döneminde en yüksek değere 2100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ulaşmış, ancak, dar bir aralıkta değişim göstermiştir.

Bulanıklık

Deniz suyunun bulanıklığı, asılı katı maddeler ve biyolojik aktivitelere bağlı olarak değişim gösterir. Bulanıklığın, dikey ve yatay değişimleri birkaç araştırmacı tarafından incelenmiş ve birbirlerine yakın sonuçlar elde edilmiştir (Ross 1979 ve Ivanoff, 1972). Buna göre kıyı kesimler, nehirlerin taşıdığı maddeler, aşınım ve biyolojik faaliyetler nedeniyle, açık deniz sularına oranla daha yüksek bulanıklık değerine sahiptirler. Bu sebeple, kıyı kesimlerin bulanıklığı, nehirlere yakınlığına, debisine, kıyının yapısına, endüstriyel aktiviteye ve su hareketlerine bağlıdır. Deşarj bölgesinde, bulanıklık değerinin, difüzörlere doğru arttığı görülmektedir. Lagünden 64 mg/l bulanıklık değeri ile deşarj edilen su, bu bölgede, bulanıklık değerini arttırmaktadır. Difüzör bölgesinde ölçülen en yüksek değer 27.77 mg/l'dir. Ancak deşarj yapılan alanın açık deniz olması ve rüzgarın etkisi ile oluşan dalgalar nedeniyle bulanıklık, difüzörler dışında kalan istasyonlarda azalma göstermektedir. Bu noktalarda ölçülen en düşük değer 0.71 mg/l'dir. Bulanıklık için yapılan ölçümlerde, deşarj bölgesinde, en yüksek değer 27.77 mg/l B1-30 m istasyonunda, güz dönemi çalışmasında görülmüştür (Tablo 5.2). Lagünde yapılan ölçümlerde, lagün içinde ve çıkışındaki değerler dikkate alındığında, (en yüksek 125.3, en düşük 45.7) bulanıklığın deşarjdan hemen önce yarı yarıya düştüğü görülmüştür (Tablo 5.5).

Sıcaklık

Sıcaklık, deniz sularının konservatif (değişmez) özelliklerinden biridir ve deniz sularının bir çok fiziksel ve kimyasal özelliği üzerinde önemli etkilere sahiptir. Deniz sularının ısı kaynaklarının başında güneş ışınları gelmektedir. Biyolojik aktivitelerin ve kimyasal olayların deniz suyunun sıcaklığına etkilerinin ihmal edilebilir düzeyde olduğu tespit edilmiştir (King, 1975). Tchernia 1969 ve Mclellan 1977, Akdeniz'i de içine alan 40-50N ve 30-40 S enlemleri arasında, mevsimsel sıcaklık değişiminin ortalama 7 °C olarak gerçekleşeceğini belirtmişlerdir.

Yapılan çalışmada, en yüksek sıcaklık değerine 4. dönem (Yaz mevsimi) çalışmasında rastlanmış ve C2 noktasında 25.2 °C olarak ölçülmüştür. En düşük değer ise 3. Dönem (Bahar mevsimi) çalışmasında B3 noktasında 18.6 °C olarak ölçülmüştür. C2 noktasının yıllık ortalama değeri 23.2 °C, B3 noktasının yıllık ortalama değeri ise

20.5 °C 'tır. (Tablo 5.3 ve Tablo 5.2). Mevsimsel değişim en yüksek ve en düşük değerler dikkate alındığında, 6.6 °C olmaktadır. Akdeniz, yüzey sıcaklığı yönünden İskenderun, Kıbrıs ve Rodos adasından geçen ve Libya'ya uzanan bir hat üzerinde iki zona ayrılır. Batı Akdeniz'in tümünü ve Doğu Akdeniz'in büyük bir bölümünü kapsayan birinci zonda yıllık sıcaklık izotermi 15-20 °C arasında kalmaktadır (King 1975). Yapılan çalışmada elde edilen değerler, ortalama 20-22 °C olup literatür bilgileri ile yakın değerler göstermektedir (Tablo 5.1, Tablo 5.2 ve Tablo 5.3).

Çözünmüş Oksijen Miktarı

Deniz suyundaki çözünmüş oksijen miktarı, biyolojik olaylara ve sıcaklığa bağlı olarak değişmektedir. Genellikle yaz aylarında, yüzey sıcaklığının artmasıyla çözünmüş oksijen miktarı azalmakta, buna karşın kış aylarında ise artmaktadır. Çözünmüş oksijen miktarı, 3. dönem (Bahar mevsimi) çalışmasında en yüksek, 8.51 mg/l, 2. dönem (Güz mevsimi) çalışmasında en düşük, 1.98 mg/l değerleri elde edilmiştir. Stowe, 1979'a göre ortalama sıcaklığı 25 °C olan ve sıcak sular olarak tanımlanan sularda, çözünmüş oksijen miktarı, ortalama 4.5 mg/l, sıcaklığı 10 °C olan ve soğuk sular olarak tanımlanan sularda, çözünmüş oksijen miktarı, ortalama 8 mg/l civarındadır. Çalışma yapılan bölgede, ortalama çözünmüş oksijen miktarı 5.25 mg/l olarak bulunmuştur. Bu değer Akdeniz'de yapılan çalışmalarda ölçülen değerlerle uyum göstermektedir. King 1975'te, Akdeniz'in ortalama çözünmüş oksijen miktarı 4-6 mg/l olarak belirtmiştir. Marmara Denizi'nde, Sarayburnu ile Prens adaları ve Yassıada arasında kalan bölgede denize 56 m derinlikten deşarj edilen atık suların etkileri ile ilgili Artüz 1988'de yaptığı çalışmada, çözünmüş oksijen miktarının, deşarj bölgesinde 1 mg/l'ye kadar düştüğünü belirlemiştir. Kocataş'ın 1986'da İzmir Körfezi'nde yaptığı çalışmada da çözünmüş oksijen miktarının 0.7 mg/l'ye kadar düştüğünü tespit etmiştir. Bu çalışmada, Deşarj bölgesinde ve difüzörlerin olduğu 30 m derinlikte en düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonu 6.67 mg/l'dir. Lagünde yapılan ölçümlerde, çözünmüş oksijen, miktarı deniz suyuna oranla daha azdır. Bu bölgede havalandırma ünitelerin faal olmasına rağmen; çözünmüş oksijen miktarının az çıkmasının nedeni, atıktaki organik madde konsantrasyonunun yüksek oluşu ve bu organik karbon

materyalinin oksidasyonu ve bakterilerle organik bozunma sırasında bol miktarda oksijen tüketiminin artmasıdır.

Amonyum ve Nitrit

Deniz suyu örneklerinde yapılan çalışmada, amonyum ve nitrit miktarının, genellikle analiz limitleri altında kaldığı, sadece deşarj bölgesinde, birkaç noktada düşük konsantrasyonda olduğu tespit edilmiştir. Deşarj bölgesinde nitrit bulunmasının sebebi Seka atık sularının nitrit içermesidir. Lagünde yapılan çalışmada, nitrit, lagün içinde 0.048 mg/l ve lagün çıkışında 0.049 mg/l ölçülmüştür. Amonyum ise lagünde 0.053 mg/l, lagün çıkışında 0.093 mg/l ölçülmüştür. Deniz suyu çalışmalarında, nitrit ve amonyum için yapılan ölçümlerde genellikle analiz limitlerinin altında kalması, bu moleküllerin nitrata dönüştüğü yönünde fikir vermektedir. Egemen 1996'a göre, su ortamında oluşan nitrit, çözünmüş oksijen varlığında suda, bulunan nitrat bakterileri tarafından nitrata dönüştürülmektedir. Bunun yanında, deniz suyundaki aşırı seyrelme nedeniyle, nitrit ve amonyum değerleri analiz limitleri altında kalmıştır.

Nitrat

Deniz suyunda besleyici maddelerle ilgili çalışmalarda, nitrat miktarının mevsimlere bağlı olarak değişim gösterdiği belirlenmiştir (Diethrich, 1965). Yapılan çalışmada, nitrat değerleri, yağışlı mevsimlere rastlayan 3. ve 2. dönem çalışmalarında en yüksek değerlere ulaşmış ve nitrat konsantrasyonu 0.211 mg/l ölçülmüştür. En düşük nitrat konsantrasyonu ise, yağışın oldukça az ve su sıcaklığı yüksek olduğu 4. dönem çalışmalarında 0.001 mg/l olarak ölçülmüştür. Yağışların bol olduğu mevsimlerde, deniz suyundaki nitrat konsantrasyonunun yükselmesi beklenir. Bu mevsimlerde, sudaki çözünmüş oksijen miktarı artmakta, bunun neticesinde azotlu bileşikler parçalanarak nitrat oluşturmaktadır (Oserroht ve Thomas, 1999). Akdeniz, nitrat konsantrasyonu yönü ile en fakir denizlerden biridir. Girit adası civarında nitrat konsantrasyonu 0.001-0.005 mg/l arasında değiştiği gözlemlenmiştir (Diethrich, 1965). Baştürk 1988'de Marmara Denizi'nin besleyici tuzları ile ilgili çalışmasında, Marmara Denizi'nde nitrat konsantrasyonunun kış aylarında 0.126 mg/l, yaz aylarında, 0.021 mg/l, ortalama 0.045 mg/l olduğunu tespit etmiştir. Bu çalışmada ölçülen en yüksek değer, 2. Dönem (Güz Mevsimi) dönem çalışmasında 0.211 mg/l, en düşük değer ise 4. Dönem çalışmasında,

Denizde Karbon
 deniz sahillerinden
 i litojeniktir. Bu
 kozmik olaylardan
 ve karasal çamur
 lan bölgede, sed
 le oranının arttığı
 le miktarı oldukça
 etal iyonları (C
 mektedir. Bu ned
 lizlerinde toplam
 nüştür. En düşük
 ibi atık suyun d
 rı, diğer noktaları
 , toplam inorganik
 rbon %4, toplam
 Bu iki nokta kar
 organik karbon
 mentler yönünde
 n faaliyeti yoğun
 ığı organik ma
 rı artmaktadır (F
 entte organik
 le miktarından da
 fil-a
 fil a miktarları,
 malarında ise e
 rakıldığında, ne
 Sedimentteki
 faaliyetlerinin y

0.001 olarak ölçülmüştür. Yıllık ortalama nitrat değeri 0.1 mg/l, Marmara Denizi'nde ölçülen ortalama değerinden yüksektir. Bougis 1976'da, nitrat konsantrasyonunun kış aylarında en yüksek değerlere ulaştığını ve 0.1 mg/l'yi geçtiğini belirtmiştir. Çalışmamızda elde edilen değer bu değerden yüksek çıkmasının nedeni Dalaman Çayının çalışma bölgesi içinde yer almasıdır. Nehirlerin deniz suyuna karıştığı bölgeler besleyici elementler bakımından zengin yerlerdir (Miller, 1991). Bir diğer etken kağıt fabrikasından deşarj edilen atık sulardır. Lagüne, işletmeden çıkan atığın dışında kanalizasyon suyunun da verilmesi Lagünde ölçülen nitrat değerlerinin, deniz suyuna oranla yüksek çıkmasına neden olmaktadır (Tablo 5.5). Nehir ağzına yakın bölgelerde ölçülen değerler, difüzör bölgesindeki değerlere yakındır. Bu durum, atık su deşarjının deniz suyundaki NO_3^- konsantrasyonuna katkısının, Dalaman Çayının katkısından çok fazla olmadığını göstermektedir.

Fosfat

Deniz suyundaki besleyici maddelerden olan orto fosfat konsantrasyonu, fitoplankton türlerinin yoğun olduğu soğuk ve ılıman bölgelerde net değişimler göstermektedir. Kış aylarına rastlayan zamanlarda deniz suyundaki orto fosfat konsantrasyonu en yüksek değere ulaşmaktadır (Diethrich, 1965). Bu çalışmada, difüzör bölgesinde, orto fosfat konsantrasyonunun yüksek olduğu ve en yüksek değerinin 4.33 mg/l, diğer bölgelerde ise düşük olduğu (analiz limitleri altında) belirlenmiştir. Akdeniz nitrat yönünden olduğu gibi fosfat yönünden de en fakir denizler arasındadır. Akdeniz'de en yüksek fosfat değeri kış aylarında 0.0015 mg/l olarak ölçülmüştür (Ivanoff, 1972). Bu çalışmada en yüksek değer, 3. dönem (Bahar mevsimi) çalışmasında, B2-20 m noktasında 4.33 mg/l olarak ölçülmüştür. Diğer noktaların büyük bir kısmında analiz limitleri altında kalmıştır. En yüksek değer ölçüldüğü B2-20 noktası, Seka atık sularının direk denize deşarj edildiği difüzörlerin olduğu noktadır. Deşarj edilen su sadece kağıt prosesinden kaynaklanan atık değil aynı zamanda kanalizasyon suyunu da içermektedir. Kanalizasyon suyunun içerdiği deterjan türü maddeler fosfat konsantrasyonunu arttırmaktadır. Bu nedenle, tesisin deniz deşarjı noktasında fosfat konsantrasyonu yüksektir.

0.001 olarak ölçülmüştür. Yıllık ortalama nitrat değeri 0.1 mg/l, Marmara Denizi'nde ölçülen ortalama değerinden yüksektir. Bougis 1976'da, nitrat konsantrasyonunun kış aylarında en yüksek değerlere ulaştığını ve 0.1 mg/l'yi geçtiğini belirtmiştir. Çalışmamızda elde edilen değer bu değerden yüksek çıkmasının nedeni Dalaman Çayının çalışma bölgesi içinde yer almasıdır. Nehirlerin deniz suyuna karıştığı bölgeler besleyici elementler bakımından zengin yerlerdir (Miller, 1991). Bir diğer etken kağıt fabrikasından deşarj edilen atık sulardır. Lagüne, işletmeden çıkan atığın dışında kanalizasyon suyunun da verilmesi Lagünde ölçülen nitrat değerlerinin, deniz suyuna oranla yüksek çıkmasına neden olmaktadır (Tablo 5.5). Nehir ağzına yakın bölgelerde ölçülen değerler, difüzör bölgesindeki değerlere yakındır. Bu durum, atık su deşarjının deniz suyundaki NO_3^- konsantrasyonuna katkısının, Dalaman Çayı'nın katkısından çok fazla olmadığını göstermektedir.

Fosfat

Deniz suyundaki besleyici maddelerden olan orto fosfat konsantrasyonu, fitoplankton türlerinin yoğun olduğu soğuk ve ılıman bölgelerde net değişimler göstermektedir. Kış aylarına rastlayan zamanlarda deniz suyundaki orto fosfat konsantrasyonu en yüksek değere ulaşmaktadır (Diethrich, 1965). Bu çalışmada, difüzör bölgesinde, orto fosfat konsantrasyonunun yüksek olduğu ve en yüksek değerinin 4.33 mg/l, diğer bölgelerde ise düşük olduğu (analiz limitleri altında) belirlenmiştir. Akdeniz nitrat yönünden olduğu gibi fosfat yönünden de en fakir denizler arasındadır. Akdeniz'de en yüksek fosfat değeri kış aylarında 0.0015 mg/l olarak ölçülmüştür (Ivanoff, 1972). Bu çalışmada en yüksek değer, 3. dönem (Bahar mevsimi) çalışmasında, B2-20 m noktasında 4.33 mg/l olarak ölçülmüştür. Diğer noktaların büyük bir kısmında analiz limitleri altında kalmıştır. En yüksek değer ölçüldüğü B2-20 noktası, Seka atık sularının direk denize deşarj edildiği difüzörlerin olduğu noktadır. Deşarj edilen su sadece kağıt prosesinden kaynaklanan atık değil aynı zamanda kanalizasyon suyunu da içermektedir. Kanalizasyon suyunun içerdiği deterjan türü maddeler fosfat konsantrasyonunu arttırmaktadır. Bu nedenle, tesisin deniz deşarjı noktasında fosfat konsantrasyonu yüksektir.

Sedimentte Karbon

Denizlerin sahillerinden başlayarak 200 m derinliğe kadar ulaşan kesimlerdeki sediment tipi litojeniktir. Bu yapı karasal aşınım, volkanik faaliyetler, biyolojik, kimyasal ve kozmik olaylardan kaynaklanır (Kocataş, 1986). Çalışma yapılan bölgede, karasal kum ve karasal çamurdan oluşan litojenik tipte sediment ihtiva etmektedir. Çalışma yapılan bölgede, sediment örneklerinde, difüzör ve nehir ağzı kısımlarında organik madde oranının arttığı gözlenmiştir. Difüzör bölgesinde, deşarj edilen atık suyun organik madde miktarı oldukça fazladır. İçerdiği uzun zincirli organik maddeler deniz suyundaki metal iyonları (Ca, Mg) yardımıyla koagülasyona uğrayarak çökme eğilimi göstermektedir. Bu nedenle, bu bölgede organik madde miktarı yüksek çıkmıştır. Sediment analizlerinde toplam karbonun en yüksek değeri B1 ve B2 noktalarında %4.5 olarak ölçülmüştür. En düşük değer ise C₀ noktasında % 0.5 olarak ölçülmüştür. Beklendiği gibi atık suyun deşarj edildiği difüzör noktalarında (B1 ve B2) toplam karbon miktarı, diğer noktalara göre yüksek çıkmıştır. Bu noktalardaki toplam organik karbon % 1.5, toplam inorganik karbon ise %3'tür. Nehir ağzına rastlayan A₀ noktasında ise toplam karbon %4, toplam organik karbon %2 ve toplam inorganik karbon %2 olarak ölçülmüştür. Bu iki nokta karşılaştırıldığında, toplam karbon difüzör noktalarında fazla iken, toplam organik karbon nehir ağzında fazladır. Nehir ağzına yakın bölgeler, besleyici elementler yönünden (NO₃⁻ , PO₄³⁻) zengin olup bu bölgelerde canlı organizmaların faaliyeti yoğunlaşmakta ve ortama bıraktıkları metabolik atıklar ve nehir suyunun taşıdığı organik maddelerin tabana çökmesi ile, bu bölgelerde de organik madde miktarı artmaktadır (Kocataş, 1986). Elde edilen değerler, difüzör bölgesinden alınan sedimentte organik madde miktarının, nehir ağzından alınan sedimentteki organik madde miktarından daha az olduğunu göstermektedir.

Klorofil-a

Klorofil a miktarları, güz dönemi çalışmalarında en yüksek (0.057 mg/m³), yaz dönemi çalışmalarında ise en düşük (0.02 mg/m³) değerlerde ölçülmüştür. Çalışma bölgelerine bakıldığında, nehir ağzına yakın bölgelerde klorofil miktarının arttığı gözlenmiştir. Sedimentteki organik karbon miktarlarına bakıldığında, nehir ağzında organizma faaliyetlerinin yoğun olduğu gözlenmiştir. Klorofil a miktarlarındaki

değişimin, organizma faaliyetleri ile orantılı bir şekilde yürüdüğü tespit edilmiştir. Organizma faaliyetlerinin en çok gözlemlendiği dönem, güz mevsimidir. Yapılan çalışmada da güz döneminde klorofil a miktarının en yüksek değere ulaştığı gözlemlenmiştir.

BOI/KOI

Organik madde konsantrasyonu yüksek olan kağıt endüstrisi atık sularının BOI değeri yüksektir. Ancak, arıtılmamış atık sularda beklenen BOI₅ / KOI oranı 0.4 ile 0.8 arasındaki değişimi kağıt endüstrisi atık sularında gözlenmemektedir. Bunun nedeni olarak bu tip atık sularda biyolojik olarak parçalanmayan sülfürlü ve ligninli bileşiklerin olmasıdır. Lignin gibi biyolojik olarak parçalanamayan madde içeren atık sular BOI₅ değerine katkıda bulunmaz (Osterroht ve Thomas, 1999). Yapılan çalışmada, Lagün, 2 saatlik lagün çıkışı ve 24 saatlik lagün çıkışı BOI değerleri ölçülmüştür. Lagünde ölçülen ortalama değer 143 mg/l iken 2 saatlik lagün çıkışında 77 mg/l'ye 24 saatlik lagün çıkışında ise 50 mg/l'ye düşmüştür. Fabrika prosesinden gelen atık su, lagünde havalandırma üniteleri ile beraber bakteriyolojik arıtmaya tabi tutulmakta ve bunun sonucu olarak denize deşarj edilmeden önce BOI değeri oldukça azalmaktadır.

Kağıt endüstrisinden gelen atıkların standart parametrelerinden biri olan kimyasal oksijen ihtiyacı değerleri, lagün, 2 saatlik lagün çıkışı ve 24 saatlik lagün çıkışında tespit edilmiştir. Lagünde 1120 mg/l ölçülen KOI değerinin 24 saatlik lagün çıkışında 898 mg/l'ye düştüğü belirlenmiştir. Kağıt endüstrisinin atıklarında mevcut olan ve biyolojik olarak parçalanamayan lignin ve benzeri organik maddeler, KOI değerini yükseltmektedir (Osterroht ve Thomas, 1999). 24 saatlik lagün çıkışındaki ölçümlerde elde edilen değerlerin BOI₅/KOI (50/898) oranı 0.06 olarak hesaplanmıştır. Arıtılmamış sularda BOI₅/KOI oranı 0.4 ile 0.8 arasında değişim gösterir (Egemen, 1996). Kağıt fabrikası atıklarında, ligninin 2,4,6-triklorofenol, 2,4,5-triklorofenol, 2,3,4,6-tetraklorofenol, pentaklorofenol, 3,4,6-trikloroguaisol, 3,4,5-triguaisol, 4,5,6-triguaisol, tetrakloroguaisol, 3,4,6-trikloroetol, 3,4,5-trikloroetol, tetrakloroetol ve triklorosirikol türevleri bulunabilmektedir. (Kemeny ve Banerjee 1996). Bu maddelerin büyük bir kısmı biyolojik olarak parçalanamamaktadır. Bu tip atık suların KOI değeri,

BOI değerine oranla oldukça yüksek çıkmaktadır. Bu nedenle BOI₅/KOI oranı çok küçük değerde bulunmuştur.

Ağır Metaller

Denizle ilişkili olan hemen hemen tüm insan aktiviteleri, deniz ortamında metal kirliliğine katkıda bulunur. Metal kirliliğinin deniz ortamında ki etkileri, metallerin konsantrasyonlarına, toksitelerine, birbirleriyle olan ilişkilerine ve kimyasal yapılarına bağlıdır. Bu faktörlerden en önemlisi, metallerin deniz ortamındaki kimyasal yapısıdır. Kimyasal yapı, ortamda bulunan diğer kimyasallara, ortamın sıcaklığına ve pH'ına bağlıdır. Metal kirliliğinin biyolojik varlıklar üzerine dramatik etkisi vardır. Özellikle su ve sediment bakterileri tarafından gerçekleştirilen biyotransformasyon ve planktonlar tarafından gerçekleştirilen biyoamplifikasyon mekanizmaları ile besin zinciri, metal toksisitelerden, kuvvetli bir şekilde etkilenmektedir. Örneğin; Hg, As, Sn ve Pb biyometilasyona uğrayarak toksik etkilerini artırmaktadırlar. Çalışmada, sediment ve bazı balık örneklerdeki Cd, Zn, Pb, Cr konsantrasyonları tespit edilmiştir. Sedimentte elde edilen sonuç; Ege Denizinde ki mevcut kirli bölgelerinde ölçülmüş değerlerin çok altında değerler elde edilmiştir. Balcı ve Türkoğlu'nun 1993'de İzmir Körfezinde yaptıkları çalışmada ölçtükleri değerler, Cr için ortalama 345 µg/g , Pb için 116 µg/g'dır. Bu çalışmada ise Cr 179.94 µg/g, Pb ise 47.8 µg/g olarak ölçülmüştür. Başka 1986'da Doğu Akdeniz'de yaptığı çalışmalarda, ağır metallerin organizmalardaki birikiminin, Akdeniz'in diğer bölgelerine oranla düşük olduğunu belirlemiştir. Enell ve arkadaşları 1992'de Baltık Denizi'nde yaptıkları araştırmalarda, yılda 1350 ton çinko, 2.9 ton kadmiyum, 265 ton bakır ve 47 ton demirin endüstriyel atık olarak denize deşarj edildiğini, bunlara İsveç'teki kağıt fabrikalarının katkısının çinko için % 7, bakır için % 3, kadmiyum için % 21 ve demir için % 9 olduğunu belirtmişlerdir.

Yapılan çalışmada, Seka Kağıt Fabrikası atık sularının denize deşarjının, deniz ekosistemini çok olumsuz etkilemediği gözlemlensede, ilerleyen zamanlarda şu an görülemeyen bir çok olumsuzluğun ortaya çıkacağı ve ekosistemin olumsuz yönde etkileneceği açıktır. Arıtma sistemlerinin kurulması ve atık suların geri kazanımı ekonomik olmasa da, doğal güzelliklerin ve temiz çevrenin para ile satın alınamayacağı gerçektir.

7. KAYNAKLAR

- 1- APHA, AWWA, WPCF; 1980. Standart Methods for The Examination of water and Wastewater. Fisheries Research Board of Canada.
- 2- ARTÜZ, M. İ., BAYKUT,, F. 1988. Marmara Denizi'nin Hidrografisi ve Su Kirlenmesi Açısından Bilimsel Etüdü. İ.Ü. Çevre Sorunları Uygulama ve Araştırma Merkezi İstanbul.
- 3- BALCI, A. ve TÜRKOĞLU, M. 1993. Heavy Metals in Sediments from İzmir Bay, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*. V. 26. N. 2 pp. 106-107.
- 4- BALKAŞ, T. İ. 1986. Baseline Studies and Monitoring of Metals, Particularly Mercury and Cadmium in Marine Organisms. (MED POL II). MAP Techn. Rep. Ser. No. 2 UNEP, Athens.
- 5- BAŞTÜRK, Ö. 1988. Ocenography of the Turkish Straits. Second Annual Report . Institute of Marine Sciences. METU. Erdemli, İçel.
- 6- BERNER, R.A. 2000. Modeling atmosferic O₂ over Phanerozoic time. *Geochimicia et cosmochimicia Acta*. Vol 65. No.5 pp. 685-694, 2001
- 7- BENRJEE, S.,C.L. WILLIAMS and S.J. SEVERTSON. 1994. Distribution and fate of AOX and model BKME chloro-organics in secondary treatment systems. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6-10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 8- BOUGIS, P., 1976. Marine Plancton Ecology, North Holland Publishing Company, Amsterdam, 355 p.
- 9- CARLBERG, G.E., and T.R. STUTHRIDGE. 1996. Environmental Fate and distribution of substances. In *Environmental Fate and Effects of Pulp and paper Mill Effluents*, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. Van Der Kraak (ed.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- 10- CASEY, J.P. 1961. Pulp and Paper, Vol 2- Paper Making, Interscience Publishers Inc. New York, pp 581-822
- 11- CASEY, J.P. 1980. Pulp and Paper. Third Edition Interscience Publishers Inc. New York.
- 12- CHAMBERS, P.A., A. PIETRONIRO and G.J. SCRIMGEOUR. 1994. Impact of pulp mill effluent on oxygen concentrations in ice-covered rivers. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6-10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 13- CHAPPLE, G., ATHANASOPOULOS, N. 1996. Flame Methods manual for AAS
- 14- CHARLET, P., and E. CLAUDIO-DA-SILVA, Jr.1994. Study of the effectiveness of aerated lagoons for removal of conventional pollutants, chlorophenolic compounds and acute toxicity. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6-10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 15- CLOUGH, G.F. 1979. "Notes for the seminar on Industrial Waste Treatment. Boğaziçi University, İstanbul.
- 16- DE SOUSA, F., L.M. STÖMBERG AND K.P. KRINGSTAD. 1988. The fate of spent bleach liquor material in receiving waters: Characterisaiton of chloroorganics in sediments. *Wat. Sci. Tech.* 20(2): 153-160.
- 17- DEMMIN, T. R. and UHRICH, K. D. 1988. *Ame. Dyestuff Rep.* 77 (6), 13.

- 18-DIETRICH, G. 1965. General Oceanography. Interscience Publishers a Division of John Wiley and Sons. New York.
- 19-DO.J. L. S. And CHEN, M.L. 1995. Juar App. Electrochemistry. 24-785.
- 20-DSİ, 1983. Aşağı Dalaman Projesi Master Plan Rp. Suiş Prj. Müh. LDT.ŞRK. Ankara.
- 21-EGEMEN, Ö. ve SUNLU, U. Su Kalitesi. Ege Üniversitesi. 1996.
- 22-ENELL, M. 1996. Load from the Swedish pulp and paper industry-Nutrients, metals and AOX – Quantities and shares of the total load on the Baltic Sea. In Environmental Fate and Effects of Pulp Paper Mill Effluents, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. Van Der Kraak (ed.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- 23-EROĞLU, H. 1977. Kağıdın Yapıştırılmasında Alüminyumun Tuzlarının Rolü ve Yeri. İ.Ü. Orman Fakültesi Dergisi. A23, s 341-360.
- 24-ERIKKSON, A-K., B. SUNDELIN, D. BROMAN and C. Naf. 1996. Reproduction effects of HPLC-fractionated extracts of bottom sediments from a pulp mill recipient on *Monoporeia affinis*. In Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. Van Der Kraak (ed.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- 25-ERIKKSON, K.-E., and M.-C. KOLAR. 1985. Microbial degradation of chlorolignins. Environ. Sci. Tech. 19:1086-1089.
- 26-ERIKKSON, K.-E., and M.-C. KOLAR, P.O. LJUNGQUIST and K.P. KRINGSTAD. 1985. Studies on microbial and chemical conversions of chlorolignins. Environ. Sci. Tech. 19:1219-1224.
- 27-FRISK, T., Å. BILALETIDIN and H. KAIPANEN. 1994. Modelling decomposition of organic substances in bleached pulp mill effluents. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6-10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 28-GIFFORD, J.S. 1996. Recent Advances in Environmental Fate of Chemicals From Pulp Mills. New Zealand Forest Research Institute. Private Bag 3020, Rotorua, New Zealand
- 29-GOMM, L., and G. LAWRENCE. 1994. Mixing and transport of pulp mill biyosolids in the Fraser River. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6-10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 30-GRIMVALL, A., H. BORÉN, S. JONSSON, I. PAVASARS and C. JOHANSSON. 1994. Traces of modern bleached-kraft mill effluents in receiving waters. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6-10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 31-HÄGGBLUM, M.M., and M.S. SALKINOJA-SALONEN. 1991. Biyodegradability of chlorinated organic compounds in pulp bleaching effluents. Wat. Sci. Tech. 24(3/4): 161-170.
- 32-HÄGGBLUM, M.M., J.H.A. APAJALAHTI and M.S. SALKINOJA-SALONEN. 1988. Degradation of chlorophenolic compounds occurring in pulp mill effluents. Wat. Sci. Tech. 20(2): 205-208
- 33-İKİEL, C. 1997. Muğla ve Çevresinin İklimi. Doktora Tezi.
- 34-IVANOFF, A., 1972. Introduction a l'Océanographie. Tome 1. Vuibert-Paris. 208 p.

- 35- JAFFÉ, R. 1991. Fate of hydrophobic organic pollutants in the aquatic environment: A Review. *Environ. Poll.*, 69: 237-257
- 36- JOSHI, B.K., and B. HILLABY. 1991. Effects of process improvements on pulp mill effluent characteristics. In *Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents*. Swedish Environmental Protection Agency Report 4031. Proceedings of a SEPA Conference held at Saltsjöbaden, Stockholm, Sweden, November 19-21, 1991, pp. 101-109.
- 37- KEMENY, E. T. ve BANERJEE S. 1996. Correlations among constaminant profiles in mill process streams and effluents. St. Lucie Press CCC 1-884015-71-9 1/96
- 38- KING, C. A. M., 1975. *Intrduction to physical and Biyological Oceanography*. Edward- Arnold.
- 39- KOISTINEN, J., J. PAASIVITA, T. NEVALAINEN and M. LAHTIPERÄ. 1994. Chlorophenanthrenes, alkylchlorophenantrenes and alkylchloronaphtalenes in kraft pulp mill products in discharges. *Chemosphere* 28(7): 1261-1277.
- 40- KRINGSTAD, K.P., and K. LINDSTÖM. 1984. Spent liquors from pulp bleaching. *Environ. Sci. Tech.* 8: 236A-248A.
- 41- KUKKONEN, J. 1992. Effects og lignin and chlorolignin in pulp mill effluents on the binding and biyoavailability of hydrophobic pollutants. *Water Research* 26(11): 1523-1532.
- 42- KUKKONEN, J., J.F. MCCARTHY and A. OIKARİ. 1990. Effects of XAD-8 fractions of dissolved organic carbon on the sorption biyoavailability of organic micropollutants. *Arch. Environ. Contam. and Toxicol.* 19: 551-557.
- 43- KOCATAŞ, A., *Oseanoloji. Ege Üniversitesi.* 1987.
- 44- KOCATAŞ, A. 1986. *Research on the Effects of Pollutants on Marine Communities and Ecosystems. (MED POL V). MAP Techn. Rep. Ser. No. 5 UNEP, Athens.*
- 45- KOZIOROWSKI, B. KUCHARSKI, J. 1977. "Industrial Waste Dispossial", Published in Poland. 370 p.
- 46- KURTER, A. *Oseanografya. İstanbul Üniversitesi Yayınları* 2273 90. 1977.
- 47- LEHTINEN, K.-J., OIKARİ. J. HEMMING, K. MATTSON and J. TANA. 1991. Effects on rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*) of food contaminated with solid fraction of bleached kraft mill effluents (BKME). In *Environmental Fate and Effects of Pulp and paper Mill Effluents*. Swedish Environmental Protection Agency Report 4031. Proceedings of a SEPA Conference held at Saltsjöbaden, Stockholm, Sweden, November 19-21, 1991, pp. 293-309.
- 48- LEHTINEN, K.-J., J. TANA, K. MATTSSON, J. HÄRDIG, P. KARLSSON, C. GROTELL, S. HEMMING, C. ENGSTRÖM and J. HEMMING. 1993. Ecological impact of pulp mill effluents. Part 1: Physiological responses and effects on survival, growth and parasite frequency in fish exposed in mesocosms to treated total mill effluents from production of bleached kraft pulp (BKME), thermomechanical pulp and phytosterols. Published by the National Board of Waters and the Environment, Finland, Report No. A133.
- 49- LINDSTRÖM-SEPPÄ, P., and A. OIKARİ. 1990. Biyotransformation and other toxicological and physiological responses in rainbow trout (*Salmo gairdneri Richardson*) caged in a lake receiving effluents of pulp and paper industry. *Aquat. Toxicol.* 16: 187-204.

- 50- MACKAY, D., J.M. SOUTHWOOD, J. KUKKONEN, W. YING SHIU, D.D. TAM, D. VARHANÍCKOVA and R. LUN. 1996. Modelling the fate of 2,4,6-trichlorophenol in pulp and paper mill effluent in Lake Saimma, Finland. In *Environmental Fate and Effects of Pulp and paper Mill Effluents*, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. Van Der Kraak (ed.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- 51- MCLEAY and Associates. 1987. Aquatic toxicity of pulp and paper mill effluent: A review. *Environment Canada EPS 4/PF/1*, 191 pp.
- 52- MCLELLAN, H. J. 1977. *Elements of Physical Oceanography*. Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt.
- 53- MUTLUAY, H., DEMİRAK,, A. Su Kimyası. İstanbul Üniversitesi. 1996.
- 54- MILLER, G. T., 1991. *Environmental Science. Sustaining the Earth*. Wardworth Publishing Company Belmont. California.
- 55- Muğla Üniv. F.E.F. Kimya Böl. Çevre Lab. " Dalaman SEKA Kağıt Atık Su ve Deniz Deşarjının İzlenmesi" Projesi. Muğla 2001.
- 56- NEILSON, A. 1989. Factors determining the fate of organic chemicals in the environment: The role of bacterial transformations and binding to sediments. In *Chemicals in the Aquatic Environment: Advanced Hazard Assessment*, Lars Landner (ed.), Springer-Verlag.
- 57- NEILSON. A.H., A.-S. ALLARD, P.-A. HYNNING, M. REMBERGER and L. LANDNER. 1983. Bacterial methylation of chlorinated phenols and guaiacols: Formation of veratroles from guaiacols and high molecular weight chlorinated lignin. *Appl. Environ. Microbiol.* 45:774-783.
- 58- NEILSON. A.H., A.-S. ALLARD, P.-A. HYNNING, M. REMBERGER. 1991. Distribution, fate and persistence of organochlorine compounds formed during production of bleached pulp. *Toxicol. Environ. Chem.* 30 : 3- 41.
- 59- NEMEROW,, N.L. 1978. "Industrial Water Pollution" Origins, Characteristics AND Treatment. Addison-Wesley Publishing Company, Massachusetts. 738 p.
- 60- NILSSON, P., L. BRYDSTEN, M. ENELL and M. JANSSON. 1996. Turnover of chloroorganic substances in a Bothnian Sea recipient receiving bleached kraft pulp mill effluents (BKME). In *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. Van Der Kraak (ed.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- 61- O'CONNOR B.I., and R.H. VOSS. 1992. A new perspective (sorption / desorption) on the question of chlorolignin degradation to chlorinated phenolics. *Environ. Sci. Tech.* 26 (3) : 556 – 560.
- 62- OSTERROHT, C. and THOMAS, H. 1999. New Production enhanced by nutrient supply from non-Redfield remineralisation of freshly produced organic material. *Journal of Marine Systems* 25 (2000). p. 33-46 s
- 63- OWENS, J.W., S.M. SWANSON and D.A. BIRKHOLZ. 1994. Environmental monitoring of bleached kraft pulp mill chlorophenolic compounds in a northern Canadian river system. *Chemosphere* 29 : 89 – 109.
- 64- PAASIVIRTA, J., H. HAKALA, J. KNUUTINEN, T. OTOLINEN, J. SÄRKKÄ, L. WELLING, R. PAUKKU and R. LAMMI. 1990. Organic chlorine compounds in lake sediments. III. Chlorohydrocarbons, free and chemically bound chlorophenols. *Chemosphere* 21 : 1355 – 1370.

- 65-PARSONS, T. , MATIA, Y. , LALLI, C. M. , 1984. A manual of Chemical and Biological Methods for seawater Analysis. Pergamon Press. New York 101-104 p. And 135-141p.
- 66-RAPPE, C., L. – O. KJELLER, C. LAU and H. FIEDLER. 1994. Patterns and sources of polychlorinated dioxins and dibenzofurans found on soils and sediment samples in south Mississippi. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6 – 10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 67-ROBINSON, R.D., J.H. CAREY, K.R. SOLOMON, I.R. SMITH, M.R. SERVOS and K.R. MUNKITTRICK. 1994. Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 1. Mill characteristics, receiving-water chemical profiles and lab toxicity tests. *Environ. Toxicol. Chem.* 13 (7) : 1075 – 1088.
- 68-ROSS D.A. 1979. Opportunities and Uses of the Oceans. Springer-Verlag, New-York, Heidelberg, Berlin.
- 69-SASKI, E.K., M.S. SALKINOJA – SALONEN, A. VÄHÄTALO and K. SALONEN. 1991 Degradation and environmental fate of bleached kraft mill effluents studied in freshwater mesocosms. In *Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents*. Swedish Environmental Protection Agency Report +031. Proceedings of a SEPA Conference held at Saltsjöbaden, Stockholm, Sweden, November 19 – 21, 1991. pp. 183 – 189.
- 70-SASKI, E., A. VÄHÄTALO, K. SALONEN AND M. SALKINOJA – SALONEN. 1996. Mesocosm simulation on sediment formation induced by biologically treated bleached kraft pulp mill waste water in freshwater recipient. In *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. Van Der Kraak (ed), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- 71-SEPPÄLÄ, J.J., and P.H. KANSANEN. 1988. Fate of discharges of total organic chlorine and chlorophenol compounds in Lake Etelä – Saimaa, Finland. *Wat. Sci. Tech.* 20 (2) : 199.
- 72-SÖDERGREN, A., M. ADOLFSSON – ERIC, B – E. BENGTSSON, P. JONSSON, S. LAGERGREN, L. RAHM and F. WULFF. 1991. Environmental effects of bleached pulp mill effluents discharged into the Baltic Sea. In *Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents*. Swedish Environmental Protection Agency Report 4031. Proceedings of a SEPA Conference held at Saltsjöbaden, Stockholm, Sweden, November 19 – 21, 1991, pp. 199 – 202.
- 73-SOLOMON, K., H. BERGMAN, R. HUGGETT, D.B. MACKAY and B. MCKAGUE. 1994. A review and assessment of the ecological risks associated with the use of chlorine dioxide for the bleaching of pulp. In *conference Proceedings of the International Pulp Bleaching Conference*, Vancouver, B.C., Canada, June 13 – 16, 1994, pp. 145 – 161.
- 74-SWANSON, S.M., D.C. PRYKE, G.R. BOUREE and J.W. OWENS. 1996. Concentrations of chlorinated organic compounds in various receiving environment compartments following implementation of technological changes at Alberta pulp mill. In *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*, M.R. Servos, K.R. Munkittrick, J.H. Carey and G. Van Der Kraak (ed), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.

- 75-SWEDRUP, H.U., JOHNSON, M.W. and FLEMING, 1942. The Oceans-Their Physics, Chemistry and Marine Biology. Englewood Cliffs, Prentice-Hall, New-Jersel.
- 76-STRICKLAND, J.D., PARSONS, T.R., 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada.
- 77-STOWE, K. S., 1979. Oceans Science. John Wiley and Sons. New York.
- 78-WERKER, A., and E. HALL. 1994. Surfactancy governing the toxicant fate in pulp mill effluent. Presented at the Second International Conference on Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, November 6 – 10, 1994, Vancouver, B.C., Canada.
- 79-WESEN, C., K. MARTINSEN, G. CARLBERG and H. MU. 1991. Chlorinated carboxylic acids are major chloroorganic compounds in fish exposed to pulp bleach liquors. In Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents. Swedish Environmental Protection Agency Report 4031. Proceeding of a SEPA Conference held at Saltsjöbaden, Stockholm, Sweden, November 19 – 21, 1991, pp. 207 – 218.
- 80-WILCOCK, R.J., R.D. PRIDMORE, G.L. NORTHCOTT, J.E. HEWITT, S.F. THRUSH and V.J. Cummings. 1994. Uptake of Chlordane by a deposit feeding bivalve: Does the depth of sediment contamination make a difference? Environ. Toxicol. Chem. 13 (9) : 1535 – 1541.
- 81-TCHERNIA, P. 1969. Cours d'Océanographie Regionale. Service Hydrographique ve Océonographie de la Marine. Paris.
- 82-T.C. Muğla Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Kimya Bölümü Çevre Lab. "Seka Dalaman Deniz Deşarjı İzleme Projesi" Şubat 2001
- 83-THAMDRUP, B. and DALSGAARD, T. 2000. The fate of ammonium in anoxic manganese oxide-rich marine sediment. Geochimica et Cosmochimica Acta. Vol 64. No.24 pp. 4157-4164, 2001.
- 84-The Foxboro Company, 1997. Infracal TPH Analyzer, Operation Maintenance Methodology Manual. -

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Mahmut KUŞ

Doğum Yeri : Konya

Doğum Yılı : 11.11.1975

Medeni Hali : Evli

EĞİTİM VE AKADEMİK BİLGİLER

Lise :1991-1994 Selçuklu Lisesi Konya

Lisans :1994-1998, Kimya Bölümü, Selçuk Üniversitesi Fen Edebiyat
Fakültesi, Konya

Yabancı Dil : İngilizce.

MESLEKİ BİLGİLER

1998- Araştırma Görevlisi, Kimya Bölümü, Muğla Üniversitesi.