

**KIZILIRMAK NEHRİ SU KALİTESİ
BELİRLENMESİ VE
ÖTROFİKASYONA BAĞLI RİSK
DEĞERLENDİRMESİ**

**SEVTAP TÜLEK
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM
DALI**

**ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KIZILIRMAK NEHRİ SU KALİTESİ BELİRLENMESİ VE ÖTROFİKASYONA
BAĞLI RİSK DEĞERLENDİRMESİ**

SEVTAP TÜLEK

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİMDALİ**

**DANIŞMAN
Yrd.Doç.Dr. Hülya BÖKE ÖZKOÇ**

SAMSUN 2006

KIZILIRMAK NEHRİ SU KALİTESİ BELİRLENMESİ VE ÖTROFİKASYONA BAĞLI RİSK DEĞERLENDİRMESİ

ÖZET

Özellikle su kuşlarının yaşama ortamı olarak uluslararası öneme sahip sulak alanlar kapsamına alınan Kızılırmak deltası, Türkiye’de önemli delta alanlarımızdan biridir. Ramsar sözleşmesi, tanımı yapılan sulak alanların ve ekolojik olarak bu sulak alanlara bağımlı olan su kuşlarının listelenmesini ve korunmasını amaçlamaktadır. Sulak alanların ekolojik, biyotik ve abiyotik özellikleri kirlenme ve insan müdahalesi sonucu değişim göstermektedir. Sudaki besinlerle göllerin zenginleşme miktarını ifade eden trofik indeks, göl su kalitesinin bir indikatörüdür. Zaman içerisinde trofik durumdaki değişimleri değerlendirmek için trofik indeks kullanılır. Trofik indeksten yararlanılarak göller üç sınıfa ayrılır. Oligotrofik, Mezotrofik ve Ötrofik.

Bu çalışmada Kızılırmak nehrinin su kalitesini belirlemek amacıyla bir yıllık (2005) izleme programı yapılmıştır. Belirlenen 10 noktadan alınan örneklerde pH, sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$), çözünmüş oksijen (mg/L), tuzluluk, (g/L), iletkenlik (mS/cm), klorofil-a (mg/m^3), toplam fosfor, orto fosfat (mg/L), nitrat azotu (mg/L), nitrit azotu (mg/L), amonyak azotu (mg/L), kjeldahl azotu (mg/L), BOİ (mg/L), AKM (mg/L) ve toplam koliform (EMS/100 mL) parametrelerinin analizleri yapılmış, yapılan analizlerin değerlendirilmesi sonucunda Kızılırmak Nehri’nin su kalite sınıfları ve 1A baraj göl numune noktasının trofik durum indeksi belirlenmiştir.

Ayrıca yapılan çalışmada; su ortamında aşırı besin zenginleşmesiyle oluşan ötrofikasyona bağlı risk değerlendirmesi ve risk yönetimi yapılmıştır. Toplam fosfor, klorofil-a ve toplam azot parametreleri için yapılan risk hesaplamalarında genellikle risk kesri $\text{RQ} > 1$ çıkmıştır. Elde edilen bu sonuçlar, çalışma yaptığımız numune noktaları için potansiyel ya da yüksek risk olduğunu göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: Kızılırmak Nehri, Su Kalitesi, Ötrofikasyon, Trofik Durum İndeksi, Risk Değerlendirme ve Yönetimi

DETERMINATION OF KIZILIRMAK RIVER WATER QUALITY AND RISK ASSESSMENT DEPENDED UPON EUTROPHICATION

ABSTRACT

The Kızılırmak Delta, extended wetlands and especially has international importance as habitat of water birds, is one of the important delta areas in Turkey. Ramsar contract aim to list and preserve of the wetland described and the water birds that depend on this lands as ecologically. Ecological, biotic and abiotic characteristics of the wetlands have been changed in the result of pollution and human effect. The trophic index, the degree of enrichment (eutrophication) of lake with nutrients, is an indicator of lake water quality. Trophic index is used to evaluate changes in trophic state in times. The lakes are separated three classes as trophic index; oligotrophic, mesotrophic, eutrophic.

The study were carried out to determinate trophic state of the Kızılırmak River to monitoring in 2005. pH, temperature ($^{\circ}\text{C}$), dissolved oxygen (mg/L), salinite (g/L), conductivity (mS/cm), Chlorophyll a (mg/m³), total phosphorus (mg/L), ortho phosphate (mg/L), nitrate (mg/L), nitrite (mg/L), ammonia (mg/L), kjeldahl nitrogen (mg/L), BOD (mg/L), SS (mg/L) and total coliform (EMS/100 mL) parameters were analysed in samples taken from determinated ten sampling points. In analysis conclusion, water quality classes of Kızılırmak River and trophic state index of 1A dam lake sampling point was determinated.

In this study, it was done risk assessment and risk management connected with eutrophication. Generally risk quotient (RQ) is higher than one. It has point out that the Kızılırmak River has potential or high risk.

Key Words: Kızılırmak River, Water Quality, Eutrophication, Trophic State Index, Risk Assessment and Management

TEŞEKKÜR

Her zaman olduğu gibi tezimin başından sonuna kadar her an yanımda olan beni destekleyen, anlayışını esirgemeyen değerli hocam, Sayın Yrd.Doç.Dr. Hũlya BÖKE ÖZKOÇ'a,

Çalışmalarımda her zaman desteğini hissettiğim değerli hocam, Sayın Doç.Dr. Gũlfem BAKAN'a,

Arazi çalışmalarımda bana yardımcı olan Arş.Gör. Hũseyin CŐCE ve Bۆlümümüz Teknisyeni Muharrem GŐKSU'ya,

Her tũrlũ desteklerinden dolayı Arş.Gör. Z. Seda Taylan ve Arş Gör. Sema ARIMAN'a, ayrıca Çevre Mũhendisliđi Bۆlümü'nũn tũm Öğretim Üyeleri ve çalışanlarına,

Başaracağıma benden çok inanan ve onlarla olmaktan gurur duyduğum, her zaman olduğu gibi her tũrlũ fedakarlığı göstererek bana destek olan sevgili anneme, babama ve kardeşime çok teřekkũrler.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa No
1. GİRİŞ	1
2. Proje Alanının Tanıtılması	2
2.1. Deltanın Bugünkü Durumu	6
2.2. Topoğrafik Özellikler	8
2.3. Yetiştirilen Tarım Ürünleri	8
2.4. İklim Özellikleri	8
2.5. Gübre ve Tarım İlaçlarının Kullanımı	9
3. LİTERATÜR ÖZETİ	9
3.1. Trofik Durum İndeksi	9
3.2. Trofik Durum İndeksi ve Çıkartılması	13
3.2.1. İndeks Kullanımı	14
3.2.2. İndekste Diğer Parametreler	16
3.2.3. Trofik Durum İndeksi Kullanımı	17
3.3. Göllerin Trofik Durumunu Etkileyen Faktörler	18
3.3.1. Sularda Fosfor	18
3.3.1.1. Sınırlayıcı Besin olarak Fosfor	19
3.3.2. Sularda Azot	20
3.3.2.1. Sularda Nitrit ve Nitrat İyonları	21
3.4. Ötrofikasyon	22
3.4.1. OECD Ötrofikasyon Çalışması	24
3.5. Çevresel Risk Değerlendirmesi	25
3.5.1. Ekolojik Risk Değerlendirme	26
3.5.2. Ekolojik Risk Değerlendirme Temelleri	27
3.5.3. Ekolojik Risk Değerlendirme Yapısı	27
3.5.3.1. Problem Formülasyonu	28
3.5.3.2. Analiz	29
3.5.3.3. Risk Karakterizasyonu	29
3.5.4. Ekolojik Risk Hesaplaması	29
3.6. Risk Yönetimi	30
3.6.1. Risk Tanımının Yönetimi	32

4. MATERYAL ve METOD	34
4.1. Numune Alma İşlemi	34
4.2. Laboratuvar Çalışması	37
4.2.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler ve Malzemeler	37
4.2.2. Kullanılan Çözeltiler	37
4.2.3. Kullanılan Analiz Yöntemleri	37
5. BULGULAR ve TARTIŞMA	39
5.1. Su Kalitesi İzlemesi	39
5.1.1. pH	39
5.1.2. Sıcaklık	41
5.1.3. Tuzluluk	42
5.1.4. İletkenlik	43
5.1.5. Amonyak Azotu	45
5.1.6. Nitrit Azotu	45
5.1.7. Nitrat Azotu	47
5.1.8. Kjeldahl Azotu	50
5.1.9.Çözünmüş Oksijen	51
5.1.10. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ)	53
5.1.11. Klorofil-a	54
5.1.12. Toplam Fosfor ve Orto Fosfat	56
5.1.14. Askıda Katı Madde	60
5.1.15.Seki Disk	62
5.1.16. Mikrobiyolojik Özellikler	62
5.2. Trofik Durum İndeks	67
5.3. N:P Oranı	68
5.4. Fosfor Yüğü Hesaplaması	69
5.5. Risk Değerlendirme	70
6. SONUÇLAR ve DEĞERLENDİRME	71
KAYNAKLAR	
EKLER	
ÖZGEÇMİŞ	

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa No
Şekil 2.1. Kızılırmak Deltası	3
Şekil 2.2. 1960 Yılında İtibaren Barajların İnşası ile Karadeniz'e Ulaşan Malzeme Akışındaki Azalma Miktarı	4
Şekil 3.1. Seki Disk	11
Şekil 3.2. Seki Disk Geçirgenliği ve Yüzeysel Klorofil-a Konsantrasyonu Arasındaki İlişki	15
Şekil 3.3. Seki Disk Geçirgenliği ve Yüzeysel Klorofil-a Konsantrasyonu Arasındaki İlişkinin Log-log formuna dönüşümü	15
Şekil 3.4. Ekolojik Risk Değerlendirme Yapısının Şeması	28
Şekil 3.5. Risk Değerlendirme ve Risk Yönetimi Arasındaki Bağlantı	31
Şekil 3.6. Risk Yönetim Yapısı	33
Şekil 4.1. Kızılırmak Deltası	35
Şekil 5.1.1. pH Değerlerinin Mevsimsel Değişimleri	40
Şekil 5.1.2. Sıcaklık Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	42
Şekil 5.1.3. Kızılırmak Nehri Sularında Tuzluluk Değerinin Mevsimsel Değişimi	42
Şekil 5.1.4. İletkenlik Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	45
Şekil 5.1.6. Nitrit Azotu Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	47
Şekil 5.1.6a. Yıllık Ortalama Nitrit Azotu Değerlerinin Su Kalite Haritası	47
Şekil 5.1.7. Nitrat Azotu Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	49
Şekil 5.1.7a. Yıllık Ortalama Nitrat Azotu Değerlerinin Su Kalite Haritası	49
Şekil 5.1.8. Kjeldahl Azotu Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	51
Şekil 5.1.9. Ç.O Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	52
Şekil 5.1.10. BOİ Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	53
Şekil 5.1.11. Klorofil-a Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	56
Şekil 5.1.12. Toplam Fosfor Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	57
Şekil 5.1.12a. Yıllık Ortalama Toplam Fosfor Değerlerinin Su Kalite Haritası	59
Şekil 5.1.13. Orto Fosfat Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	59
Şekil 5.1.14. AKM Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	62
Şekil 5.1.16. Toplam Koliform Değerlerinin Mevsimsel Değişimi	63

Şekil. 5.2.1. 1A Baraj Gölü Numune Noktasının İlkbahar ve Yaz Mevsimi TDI Değerleri	68
Şekil 5.4. Çeşitli Göllerin Kaldırabileceği Fosfor Yüğü (1A Baraj Gölü Numune Noktasının Fosfor Yüğü)	69

RESİM LİSTESİ

	Sayfa No
Resim 2.1. Derbent Barajı	5
Resim 2.2. Kızılırmak Yatağından İnşaat Materyali Çekilmesi Çalışmasının Olduğu. Numune Noktalarından Biri (5. Numune Noktası)	5
Resim 2.3. Kızılırmak Yatağındaki Malzemeyi Kullanan Beton-İnşaat Şantiyelerinden Biri	6
Resim 4.1. Nansen Şişesi	36
Resim 5.1 Bafra Atıksu Arıtma Tesisinin Sularının Deşarj Edildiği Nokta) (9 Nolu Numune Noktası)	57
Resim 5.2. Çakıl-Kum Çekme Çalışmaları (5 nolu örnekleme noktası)	61

TABLO LİSTESİ

	Sayfa No
Tablo 3.1. Göl Sınıflandırması	10
Tablo 3.2. Trofik Sınıflandırma	12
Tablo 3.3. Carlson Trofik İndeks Değerleri	13
Tablo 3.4. Kesir Değerlerine Göre Risk Değerlendirmeleri	29
Tablo 3.5. Parametrelerin Sınır Değerleri	29
Tablo 4.1. Kızılırmak Nehri'nde Numune Yerleri	34
Tablo 4.2. Su Kalite Sınıflarının Renk Kodlamaları	38
Tablo 5.1.1. Kızılırmak Nehri Sularında pH Değerinin Mevsimsel Değişimi	40
Tablo 5.1.2. Kızılırmak Sularında Sıcaklık (⁰ C) Değerinin Mevsimsel Değişimi	41
Tablo 5.1.3. Kızılırmak Nehri Sularında Tuzluluk Değerinin Mevsimsel Değişimi	43
Tablo 5.1.4. Kızılırmak Nehri Sularında İletkenlik (mS) Değerinin Mevsimsel Değişimi	44
Tablo 5.1.6. Kızılırmak Nehri Sularında Nitrit Azotunun Değerinin Mevsimsel Değişimi	46
Tablo 5.1.7. Kızılırmak Sularında Nitrat Değerinin Mevsimsel Değişimi	48
Tablo 5.1.8. Kızılırmak Nehri Sularında Kjeldahl Azotu Değerinin Mevsimsel Değişimi	50
Tablo 5.1.9. Kızılırmak Sularında Çözünmüş Oksijen Değerinin Mevsimsel Değişimi	52
Tablo 5.1.9. Kızılırmak Nehri Sularında Çözünmüş Oksijen Değerinin Mevsimsel Değişimi	51
Tablo 5.1.10. Kızılırmak Sularında BOİ Değerinin Mevsimsel Değişimi	54
Tablo 5.1.11. Kızılırmak Nehri Sularında Klorofil-a Değerinin Mevsimsel Değişimi	55

Tablo 5.1.12. Kızılırmak Sularında Toplam Fosfor Değerinin Mevsimsel Değişimi	58
Tablo 5.1.13. Kızılırmak Sularında Orto Fosfat Değerinin Mevsimsel Değişimi	60 56
Tablo 5.1.14. Kızılırmak Sularında AKM Değerinin Mevsimsel Değişimi	61
Tablo 5.1.16. Kızılırmak Nehri Sularında Toplam Koliform Değerinin Mevsimsel Değişimi	63
Tablo 5.1.17. 1A Numune Noktasının Fiziko-Kimyasal Özellikleri (Nisan 2005)	64
Tablo 5.1.18. 1A Numune Noktasının Fiziko-Kimyasal Özellikleri (Temmuz 2005)	65 62
Tablo 5.2.1. İlkbahar Mevsimi Trofik Durum İndeksi	67
Tablo 5.2.2. Yaz Mevsimi Trofik Durum İndeksi	67
Tablo 5.3. N:P Oranı	68
Tablo 5.4. 1A Baraj Gölü Numune Noktasının Fosfor Yüğü Değerleri	69
Tablo 5.5. Kızılırmak Nehri'nin Çevresel Risk Durumu	70

1.GİRİŞ

Tarih boyunca su ortamları, sınırsız kapasitedeki atık bölgeleri olarak kabul edilmişlerdir. Endüstriyel atık sular, zirai kaynaklı sular ve evsel atık suların sahil sularına geniş ölçüde deşarjı dünyanın birçok kesiminde giderek yaygınlaşmış ve bunun sonucu olarak, su ortamlarında kirlilik hızla artmıştır.

Ancak son yıllarda giderek daha büyük oranlarda yok edildikçe sulak alanların faydaları daha iyi anlaşılmaya başlanmıştır. Artık sulak alanların kurutulup başka amaçlarla kullanılmaktansa doğal veya çok az değiştirilmiş halleriyle daha önemli oldukları konusunda artan bir bilinçlenme görölmektedir.

Sulak alanları tehdit eden problemlerin arasında, tarım ya da yerleşim amaçlı kurutmalar ilk sırada yer alıyor. Sanayi, tarım ve yerleşim alanlarından kaynaklanan kirlenmeler ise bir başka sorun yumağı olarak kendini gösteriyor. İçme, kullanma ve sulama suyu temini amacıyla aşırı miktarda su alınması, sulak alanı besleyen suların barajlarda tutulması veya yönlerinin değiştirilmesi de sulak alanların varlığını tehdit ediyor. Turizm ve ikinci konut amaçlı yapılaşmalar ile yabancı balık türlerinin göllere aşılması de problem olarak sayılabilecek başlıklar arasındadır (<http://www.su-dunyasi.com.tr/subat2004-7>).

Sulak alanların tahrip edilmesini önlemek de ilk görev, yetkili mercilere düşüyor. Öncelikle sulak alan kaybına neden olan politika ve yasalar değiştirilmesi yönünde yapılacak çalışmalar önem kazanıyor. Sulak alana ve sulak alanı besleyen su kaynaklarına hiçbir şekilde artılmamış suların verilmemesi de bir başka önemli noktayı oluşturuyor. Dikkat edilecek bir diğer nokta, sulak alanla ilişkili tarım alanlarında kimyasal ilaç ve gübre kullanımı yapılmaması. Sulak alan ve ilişkili alanlardan kum, çakıl, torf çıkarılması, tabii malzeme ve maden ocaklarının açılması ve işletilmesinin önlenmesi, katı atıkların dökülmesinin engellenmesi de bir diğer koruma yöntemidir. Ayrıca sulak alanları olumsuz etkileyecek ölçülerde su alınmaması, alanı besleyen yüzey sularının kısıtlanmaması, yönlerinin değiştirilmemesi ve yeraltı sularının çekilmemesi de gerekiyor (<http://www.su-dunyasi.com.tr/subat2004-7>).

Özellikle su kuşlarının yaşama ortamı olarak uluslararası öneme sahip sulak alanlar kapsamına alınan Kızılırmak deltası, Türkiye’de önemli delta alanlarımızdan biridir. Sulak alanların korunması yönetmeliği (2005)’e göre Ramsar sözleşmesi, tanımı

yapılan sulak alanların ve ekolojik olarak bu sulak alanlara bağımlı olan su kuşlarının listelenmesini ve korunmasını amaçlamaktadır (SKKY, 2005).

Bölge ekosisteminin varlığını en ciddi olarak tehdit eden sorunlar arasında yasadışı yapılaşma, su rejiminin değiştirilmesi, kanalizasyon ve kimyasal gübreler ile kirlenme ve zamansız avlanma sayılabilir.

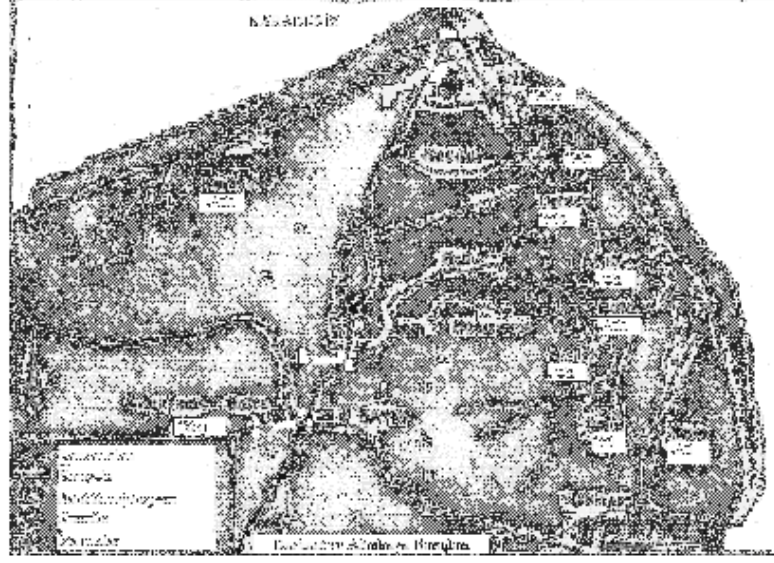
Bu çalışmada, Kızılırmak Nehrinden alınan su örneklerinde pH, iletkenlik, tuzluluk, sıcaklık, çözünmüş oksijen, nitrat azotu, nitrit azotu, amonyak azotu, Kjeldahl azotu, toplam fosfor, orto fosfat, klorofil-a, biyokimyasal oksijen ihtiyacı, askıda katı madde ve toplam koliform parametrelerinin değişimi incelenmiş ve elde edilen sonuçlara göre Kızılırmak Nehrinin su kalitesi ve trofik durumu araştırılmış, buna bağlı olarak da risk değerlendirmesi yapılmıştır.

2. PROJE ALANININ TANITILMASI

Kızılırmak Nehri, 41° 30' Kuzey, 36° 05' Doğu koordinantları arasındadır ve 1150 km'den uzun su yatağı, 75.000 km² drenaj alanı ve yıllık ortalama 184,2 m³/s debisi ile Türkiye'nin en uzun nehri olup Kızılırmak Deltası'nı geçerek Karadeniz'e ulaşmaktadır. 1962-1973 yılları arasında Bafra Çetinkaya köprüsünden alınan 300'den fazla rüsubat örneğinden elde edilen sonuçlara göre, Kızılırmak'ın ortalama olarak % 26 kum, % 74 kil ve silt taşıdığı, deltanın kuzeyinde bulunan ince kum, kum, silt ve siltli kum aralanmalarından oluşan tipik delta ve deniz kıyısı çökellerinin Kuaternere ait olduğu ve burada zeminden alınan örneklerin % 20-72 silt ve % 28-80 kum ihtiva ettiği tespit edilmiştir (<http://www.cevreorman.gov.tr/sulak/sulakalan/kizilirmak.htm>; Yılmaz, 2005).

Yağmur ve kar sularıyla beslenen nehrin rejimi düzensizdir. Temmuz ve Şubat arasında düşük su düzeyinde akan nehir, mart ayında hızla kabarmaya başlar ve Nisan ayında en yüksek su düzeyine ulaşır. Ortalama debisi 184 m³/s olan nehrin 20 yıllık gözlem süresince en az 18.4 m³/s'ye ve en çok 1.673 m³/s'ye ulaştığı tespit edilmiştir (<http://www.cedgm.gov.tr/cevreatlasi/dogalkaynaklar.pdf>).

Kızılırmak nehrinin taşıdığı alüvyonların oluşturduğu Kızılırmak Deltası, Karadeniz kıyısında, Bafra sahilinden Karadeniz'e döküldüğü noktada bulunmaktadır. Delta Karadeniz sahilinde doğal özelliklerini korumuş en önemli ve en büyük sulak alanlardan biridir (Şekil 2.1).

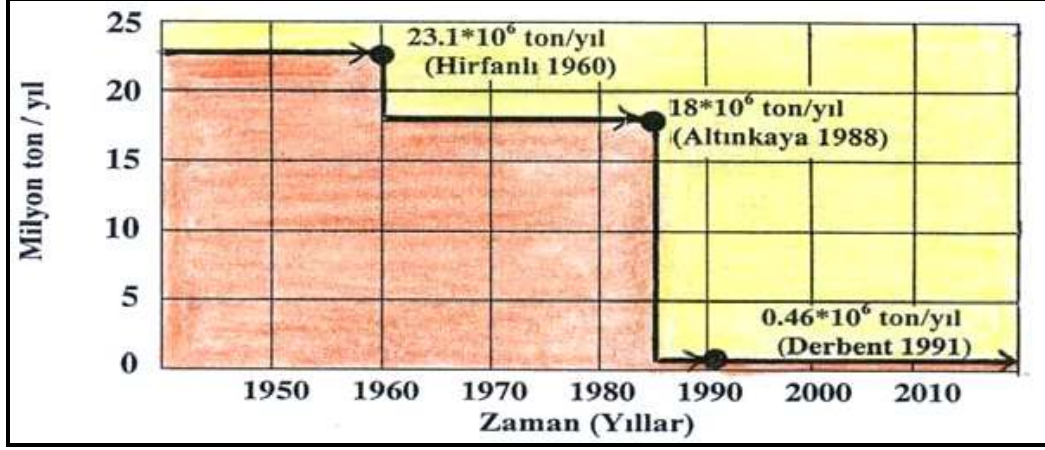


Şekil 2.1. Kızılırmak Deltası (Samsunlu ve ark., 2001)

Kızılırmak deltası, sulak alanları, orman alanları ve çok çeşitli canlı türleri ile kendine özgü, özel bir ekosistemi olan ve bölge halkının da geçim kaynağının sağlandığı deltadır. Delta, bölge halkı için yerleşim alanı olmak yanında su kamışı üretimi, balıkçılık, hayvancılık, çiftçilik ve avcılık faaliyetlerinin gerçekleştirilme alanıdır. Bölgede nüfusun düşük ve ekolojik sisteme müdahalenin az olduğu dönemlerde deltadaki su kalitesi korunmuş, ekolojik denge sürdürülebilmiştir. Kızılırmak üzerine inşa edilen Altinkaya ve Derbent barajlarının ırmağın taşıdığı alüvyal malzeme akışını kesmeleri ile 1990'lı yılların başlarından itibaren deltanın büyümesi durmuştur. Ayrıca zamanla nüfusun ve ekonomik etkinliklerin artması, tarım ilaçlarının kullanılması, sulama kanallarının inşasıyla nehrin doğal yatağının değiştirilmesi, konut yapımı, avlanma, bataklıkların kurutularak tarım arazisi oluşturulması gibi nedenlerle hayvan ve bitki türlerinde azalmalar görülmüştür. Delta çarpık kentleşmenin, avlanmanın ve kirlenmenin sebep olduğu olumsuz etkilere rağmen halen flora ve fauna için sağlıklı ve zengin bir doğal ortam olma özelliğini korumaktadır (Samsunlu ve ark., 2001; Yılmaz, 2005).

Kızılırmak üzerinde kaynağından mansabına doğru bitmiş veya inşa halinde 12 önemli baraj vardır. Bunlar sırasıyla; İmranlı, Yamula, Bayramhacılı, Hirfanlı, Kesikköprü, Kapulukaya, Buğra, Obruk, Dutludere, Boyabat, Altinkaya ve Derbent'dir. Adı geçen bu barajların zamanla devreye girmesi ile Karadeniz'e ulaşan malzeme

miktarı % 98 azalmıştır. Bunlar içinde en önemli rolü 1987’de inşaatı tamamlanarak su tutmaya başlayan Altinkaya Barajı oynamıştır. DSİ tarafından yapılan bir araştırmada, Kızılırmak’ın 50 yılda Altinkaya Barajı gölüne getireceği yıllık rüsubat miktarının (taban süprüntüsü olarak askıdaki rüsubatın % 20’si de dahil) 38.6 milyon m³ olacağı hesaplanmıştır (Şekil 2.2) (Yılmaz, 2005).



Şekil 2.2. 1960 Yılından İtibaren Barajların İnşası ile Karadeniz’e Ulaşan Malzeme Akışındaki Azalma Miktarı (Yılmaz, 2005).

İlk drenaj kanallarının 1948 yılında inşa edildiği deltada, Kızılırmak’ın seddelenmeye başlanmasıyla, Bafra’nın güneyindeki alanları da kapsayan toplam 55.000 ha alanda taşkın kontrolü sağlanmıştır. 1990’da Bafra’nın 35 km güneyindeki Altinkaya Barajı’nın, 1992’de ise onun hemen kuzeyindeki Derbent Barajı’nın yapımı tamamlanmıştır (Resim 2.1) (her iki baraj toplam yaklaşık 6000 hm³ su tutmakta ve 1989 GWh/yıl enerji üretmektedir) (<http://www.wwf.org.tr>).

Altinkaya’nın ardından Derbent Barajı’nın da tamamlanarak su tutmaya başlaması ile, Karadeniz’e ulaşan alüvyon miktarı giderek azalmış ve deltanın büyümesi durmuştur. Bu barajlar yapılmadan önce (1960 yılına kadar) Karadeniz’e çökelti akışı 23.1 milyon ton/yıl’dır. Hirfanlı’nın yapılması ile bu miktar önce 18 milyon ton/yıl’a, daha sonra Altinkaya (1987) ve Derbent barajlarının (1991) su tutmaya ve ardından faaliyete geçmeleri ile çökelti akım miktarı 0,46 milyon ton/yıl’a düşmüştür (Yılmaz, 2005).



Resim 2.1. Derbent Barajı

Genel jeolojik yapı ince ve iri taneli kum ağırlıklı olduğu için, ırmağın getirdiği malzemenin bir kısmı da, Bafra şehir merkezi civarında Kızılırmak nehri kıyısında kurulmuş bulunan beton-inşaat şantiyeleri tarafından hammadde olarak kullanılmaktadır. Bu son durum ırmak yatağındaki dengeyi olumsuz yönde etkileyerek gelecekte deniz suyunun ırmak yatağına karışmasında etkili olabileceği varsayımını gündeme getirmiştir (Resim 2.2, Resim 2.3).



Resim 2.2. Kızılırmak Yatağından İnşaat Materyali Çekilmesi Çalışmasının Olduğu. Numune Noktalarından Biri (5. Numune Noktası)



Resim 2.3. Kızılırmak Yatağındaki Malzemeyi Kullanan Beton-İnşaat Şantiyelerinden Biri

Sulama, elektrik üretimi ve taşkın kontrolü amaçlarıyla Altinkaya ve Derbent Barajları'nın inşasından önce, Kızılırmak Nehri deltada kontrolsüz bir şekilde akarak deltayı beslemiştir. Deltada yer alan Badut, Hacılar ve Bakırpınar Kanalları taşkın durumuna bağlı olarak göllerle bağlantıyı sağlamıştır. Kızılırmak ile taşınan kirlilik yanında Bafra kentinin evsel atık sularının Badut Kanalına ve Kızılırmak'a deşarjı da kirlenmeye sebep olmaktadır (Samsunlu ve ark., 2001).

2.1. Deltanın Bugünkü Durumu

1988 Yılında enerji üretimi için Altinkaya Barajı'nın ve 1990 yılında sulama, taşkın kontrolü ve enerji temini amaçlarıyla Derbent Barajı'nın açılması ve sulama kanallarının inşası deltada çevresel ve ekolojik açıdan olumsuz değişmelere neden olmuştur. Devlet Su İşleri tarafından deltadaki tarım faaliyetlerini geliştirmek için 1991 yılında "Bafra Ovası I. Kademe İnşaatı" ihale edilmiştir. Derbent Barajı'nın çıkışından Kızılırmak'ın Karadeniz'e ulaştığı noktaya kadar nehir bir düzenleme yapısı içine alınıp delta tarımsal amaçlı kullanılmaya başlanmıştır. Göllerin kuzey kesiminde açılan drenaj

kanalları, bu bölgedeki sulak alanın kurumasına neden olmuştur. Bu alanda yaşayan ve üreyen birçok kuş, balık ve bitki türlerinin bu durumdan etkilenmesi, sayılarının azalması tehlikesi ortaya çıkmıştır. Bu konudaki itirazlar nedeniyle durdurulan sulama kanalı inşaatlarına yeniden başlanmış ve tamamlanmıştır (Samsunlu ve ark, 2001).

Deltada yasadışı avlanma, kaçak yapılaşma, tarım ilaçlarının ve gübrelerin kullanımı, kirliliğin drenaj kanalları yoluyla göllere ulaşmasına ve ötrofikasyona neden olmuştur. Son olarak bölgede meydana gelen balık ölümleri çeşitli çevre kuruluşlarını etkili önlemler alma konusunda harekete geçirmiştir. Doğal Hayatı Koruma Derneği'nin çalışmaları ile Uluslararası Önemli Sulak alanlar Listesi'ne dahil edilen delta, 15 Nisan 1998 tarihli 23314 sayılı Resmi gazetede Ramsar Alanı olarak ilan edilmiştir. Bugün etkin olarak korunan alan Şekil 2.1'de görüldüğü gibi deltanın tümü olmayıp, Karadeniz sahilinin bir kısmını içine alan sınırlı bir bölgedir. Bugün yeni düzenlenmiş yatağında akan Kızılırmak Nehri'nin nehrin denize ulaştığı nokta dışında deltayla ilişkisi kalmamıştır (Samsunlu ve ark., 2001).

Çernek Gölü'ne dökülen Badut Kanalı 60.000 nüfuslu Bafra şehrinin atıksularının deşarj edildiği bir alıcı ortam durumundadır. Bafra'nın atıksularının önemli bir kısmı ise doğrudan Kızılırmak'a verilmiştir. Deltayı korumak amacıyla, Bafra şehrine ait kanalizasyon sistemi ile azot ve fosfor giderim proseslerini içeren bir arıtma tesisi, 2000 yılında tamamlanmıştır. Böylelikle Çernek Gölü ve Badut Kanalı Bafra'dan kaynaklanan kirlenmenin etkisinden kurtulmuş olmaktadır. Ramsar Alanı dışında, 50 m³/gün debiden düşük atıksu debisi olan bir tekstil fabrikası ve küçük ölçekli fabrikalar bulunmakta olup buralarda arıtma tesisleri mevcuttur (Samsunlu ve ark., 2001).

Kızılırmak Deltası'nda geri dönüşü olmayan bir bozulmaya neden olacak bir diğer tehditse, yazlık ev inşaatıdır. 1987'de Galerîç Ormanı'nın kuzeyinde sadece on küçük ev varken, bugün bu sayı daha da artmıştır. Birçok binanın da yapımı sürmektedir. Son on yılda büyük bölümü şahıslara ait olan Galerîç Ormanı'nda yapılaşmaya olanak sağlamak için, ağaçlık alanların geniş bir bölümü açılmıştır. Yapılaşmanın yasadışı olduğunu ve binaların yıkılması gerektiğini bildiren kararlara karşın, yetkili makamlar bu yönde herhangi bir girişimde bulunmamıştır. Arazi spekülasyonu deltanın diğer bölümlerinde de sürmektedir. Ayrıca, mülkiyet anlaşmazlığından doğan çok sayıda dava da vardır. 1995/1996 yıllarında yapılaşma ve arazi mülkiyetine yönelik SİT kararlarını uygulama konusundaki resmi girişimler bölge insanı tarafından büyük tepkiyle

karşılanmıştır. 1996 yılı sonunda SİT Alanı kararı tekrar onaylanmış, ancak henüz derecelendirmeye gidilmemiştir. Ancak, Bayındırlık Bakanlığı tarafından yürürlüğe konulan Çevre Düzeni Planı'nın yapılaşma sorununu tümüyle çözeceği umulmaktadır. Kızılırmak'da, yasadışı bir eylem olan kum alımı da sürmektedir (Resim 2.2). Hayvan otlatma koşullarını iyileştirmek için sazlar yakılmaktadır (<http://www.wwf.org.tr>).

2.2. Topoğrafik Özellikleri

Kızılırmak Deltası'nın güney kenarında 50 m civarında olan yükselti, güneye doğru artarak en fazla 1670 m'ye kadar ulaşır. Güney sınırı, doğuya doğru gittikçe alçalan tepelerden geçer. Bunlar: Büyükdüz Tepesi (1282 m), Bulgurlu Tepesi (1142 m), Kayalıkdağ (1041 m), Taşlitepe (1011 m), Ercel Tepesi (982 m), Tepetekke (749 m), Sırtpınar Tepesi (497 m), Mayıs Tepesi (353 m), Som Tepesi (285 m), Derbent Tepesi (239,5 m)' dir.

2.3. Yetiştirilen Tarım Ürünleri

Kızılırmak deltası, tarımsal potansiyel bakımından Türkiye'nin en zengin ovalarından birisidir. Deltada buğday, mısır, pirinç, ayçiçeği, şeker pancarı ve tütün yetiştiriciliği yapılmaktadır. Sulama imkanlarının artmasıyla birlikte sebze yetiştiriciliği de artmıştır (<http://www.cevreorman.gov.tr/sulak/sulakalan/kizilirmak.htm>).

2.4. İklim Özellikleri

Kızılırmak deltası, Karadeniz kıyısında yer aldığından genellikle ılıman bir iklime sahiptir. Bölgenin iklimi “yarı nemli, mezotermal, su eksikliği yazın ve orta derecede olan, denizel iklim şeklinde ifade edilebilir. Delta ovası ve buradaki dağların sırtı ve dorukları 1000 mm yağış alır. Yağışın en fazla olduğu aylar Kasım, Aralık ve Ocak'tır. En az yağış ise 29,0 mm ortalama yağış değeriyle Temmuz ayında görülmektedir (Demir, 1995).

2.5. Gübre ve Tarım İlaçlarını Kullanımı

Bölgede, gübre ve tarım ilaçlarının kullanımının son derece bilinçsiz olduğu bilinmektedir. Çiftçiler bölgedeki tarım kuruluşlarından yeterli bilgi, desteği almadıkları için, kendi bilgi ve tecrübelerine dayanarak, gübre ve tarım ilaçlarını ve miktarını gelişigüzel saptayarak kullanmaktadırlar. Deltada, toprakların bir bölümünde fosfor gereksinimi olmadığı halde fosforlu gübreler kullanılmaktadır. Bazı işletmelerde DAP (Demiramonyumfosfat) gübresinin dekarda 100 kg'a kadar ulaşan miktarlarda kullanıldığı belirtilmiştir (Demir, 1995).

Delta'da çiftçiler en çok Triple Süper Fosfat (TSP), Kalsiyum Amonyum Nitrat (KAN) ve Diamonyum fosfat (DAP) gübrelerini kullanmaktadırlar. Genelde TSP son sürümde dekara 20-75 kg hesabıyla toprağa serpip sürülür. KAN, fide dikiminde ocaklara, sulama suyunu dökerek veya çapa zamanı 2-3 defa olmak üzere dekara 25-100 kg verilmektedir. DAP ise, genellikle tohum ekimi ile veya fide dikimi ile birlikte dekara 30-60 kg verilmektedir (Çoşkun, 1995).

3. LİTERATÜR ÖZETİ

3.1. TROFİK DURUM İNDEKSİ

Trofik durum, göllerin trofik sınıflamasına yeni bir yaklaşım getirmektedir. Bu yeni yaklaşım, göllerin o andaki mevcut doğasını, bir uygulama sonrasında meydana gelebilecek durumu hakkında bilgi verir. Bu da Trofik Durum İndeksi (TDI) olarak isimlendirilir. İndeks kullanılarak trofik durumun tanımlanmasında ve göllerin bu durumunun belirlenmesinde kolaylık sağlanır (Carlson, 1977).

Trofik durum; sudaki besinlerle göllerin zenginleşme miktarını ifade eder. Trofik durum belirlenmesinde besin yüklemesi, besin konsantrasyonu, verimliliği, fitoplanktonun tür bileşimi, fauna ve flora miktarı ve niteliği bakımından çok sayıda ölçüt kullanılır (Carlson, 1977; <http://www.mashpeemec.us>).

Trofik duruma bakılırken ya besin ya da organik madde kaynağına bakılabilir. Ama bu tek ölçüte bağlı indeks yanıltıcı olabilir. Birçok parametrenin (besin konsantrasyonu, alg kütlesi vs.) birlikte değerlendirilmesi gerekir (Carlson, 1977).

Trofik durumdan yararlanılarak göller üç sınıfa ayrılır. Oligotrofik, Mezotrofik ve Ötrofik. Bu bölümlerin kesin bir nitelendirilmesi yoktur (Tablo 3.1) (Carlson, 1977).

Tablo 3.1. Göl Sınıflandırması (OECD, 2004; Tanyolaç, 1993; Doods ve ark., 1998; <http://www.epa.gov/cgi-bin/epaprintonly.cgi>)

Göl Tipi	Trofik Durum
Oligotrofik	Minimum biyolojik aktivite, göl dibi boyunca az miktarda organik madde ve sediment, dipte çözülmüş oksijen yüksek, besin ve üretkenlik düşük, yüksek geçirgenlik, klorofil-a ve fosfor değerleri düşük, fitoplankton miktarca az, su temiz
Mezotrofik	Daha çok besin ve bu nedenle daha çok biyolojik aktivite
Ötrofik	Sular besince zengin, yüksek biyolojik üretkenliğe sahip, göl dibindeki suda çözülmüş oksijen düşük ve organik madde birikimine sahip, sedimentte organik madde mevcut, sular yoğun fitoplankton büyümelerinden dolayı bulanıktır

Trofik durumu belirlemede esas alınan faktörlerin her birine ayrı ayrı bakılmalı; doğru bir yorum yapabilmek için analiz sonuçları birlikte değerlendirilmelidir. Bazı göller bu ölçüte göre oligotrofik bir diğerine göre ötrofik kabul edilir. Bu sorun bazen mezotrofik göl sınıfına dahil edilerek çözülür. Trofik durum indeksi, tek bir parametre varmış gibi kolay, birçok parametre varmış gibi yoğun trofik durum görüşüne sahip olmalıdır (Carlson, 1977).

Trofik durum indeksi, göl yönetimi için değerli bir araç olabilir. Göl ekosisteminin ve bileşenlerinin birbirleriyle nasıl ilişkili olduğunun tam ve canlı ifadesidir. Zaman içerisinde trofik durumda değişimleri değerlendirmek ve bölge içinde gölleri karşılaştırmak için yararlanır (http://www.mashpeemec.us).

Trofik durum indeksini belirlemek için, üç indeks değişkeni (seki disk, klorofil-a ve toplam fosfor) arasındaki ilişkiler kullanılır (Carroll ve ark., 1996; Randolph ve Wilhm, 1984; Carlson ve Simpson, 1996).

Seki Derinlik; göl sularında geçirgenliğin bir ölçümüdür (Şekil 3.1). Örnekleme periyodları sırasında çoğunlukla seki derinlik, fitoplankton konsantrasyonuna göre değişir. Genelde besin düzeylerinde artış su geçirgenliğini azaltır. Suyun rengi ve askıdaki maddeler geçirgenliği etkileyen diğer faktörlerdir. Seki disk, ucuz olması, gönüllü izleme programları içinde olması gibi nedenlerle tercih edilen bir parametredir. Seki derinlik, su çevresinden beyaz diskin ayırt edilemediği ya da siyah ve beyaz bir diskin siyah-beyaz çeyreklerinin disk su içine indirildiğinde başka birinden ayırt edilemediği derinlik olarak belirlenir (Porcella ve ark., 1980, Klang, 1999; Hakanson ve Viktor, 2001).



Şekil 3.1. Seki Disk (http://www.pca.state.mn.us/water/lakeacro.html)

Toplam Fosfor; alg gelişimi için sınırlayıcı bir faktördür. Toplam fosfor miktarı gölde ötrofikasyon ve üretkenlik düzeyini tahmin etmek için kullanılır. Zamanla fosfordaki artış, gölde besin zenginleşmesinin bir göstere midir. Seki derinlik en düşük olduğunda toplam fosforun en yüksek miktarı bulunur. Göllerde sınırlayıcı besin olduğu için

genellikle çoklu göl analizlerinde klorofil ile ilişkilidir. Bununla beraber fosfor optik aletlerle doğrudan ölçülemez (Olmanson ve ark., 2000).

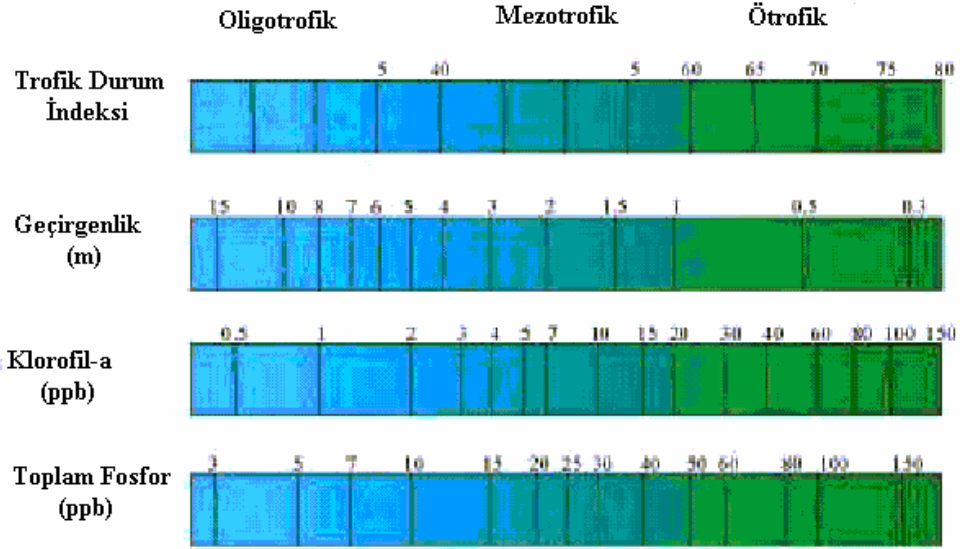
Klorofil-a; tüm yeşil bitkilerde mevcut bir pigmenttir ve alg yoğunluğunu ölçmek için kullanılır. Yüksek klorofil-a değerleri suda aşırı besinlerden oluşan yüksek planktonik alg yoğunluğunu gösterir. Buda suyun rengini azaltır, suda yeşil görünüm oluşturur, yüzeyde köpüklenme yapabilir, çözülmüş oksijen seviyesini azaltabilir, pH seviyesini değiştirebilir ve hoş olmayan tat ve koku oluşturur. Toplam fosfor ve klorofil arasında logaritmik ilişki vardır (Haggard ve ark., 1999).

Seki derinlik, toplam fosfor ve klorofil-a parametrelerine göre tanımlanan trofik durum indeksi Tablo 3.2’de gösterilmiştir. Yüzeysel fosfor ve yüzeysel klorofil miktarı arttıkça seki diskin görüldüğü derinlik azalmaktadır. Buna bağlı olarak TDI değerleri de artmaktadır.

Tablo 3.2.Trofik Sınıflandırma (<http://www.epa.gov/bioindicators/aquatic/carlson.html>)

Trofik Durum	TDI	Seki disk (m)	TP (mg/m³)	Klorofil-a (mg/m³)
Oligotrofik	0-40	>4	<12	<2,6
Mezotrofik	40-50	2-4	12-24	2,6-6,4
Ötrofik	> 50	<2	>24	>6,4

Trofik indeks (TDI), en alt ve en üst sınırlara teorik olarak sahip olmamasına rağmen indeks 0-100 aralığındadır. Üç indeks değişkeni; lineer regresyon modelleriyle ilişkilidir ve değişken değerlerini veren bir bileşim için benzer indeks değeri oluşturulmalıdır (Tablo 3.3) (Carlson, 1977; Doods ve ark., 1998).

Tablo 3.3. Carlson Trofik İndeks Değerleri (www.mashpeemec.us)

3.2. Trofik Durum İndeksi ve Çıkartılması

İdeal trofik durum indeksi (TDI) tek bir parametre varmış gibi kolay, birçok parametre varmış gibi yoğun trofik durum görüşüne sahip olmalıdır. Bu iki durum sağlanırsa trofik ölçüt tam olarak sağlanabilir. Carlson (1977)'nin bildirdiğine göre, Dillon ve Rigler (1974), klorofil-a konsantrasyonu olarak ölçülen alg biokütlesi ve fosfor konsantrasyonu arasındaki ilişkiyi göstermiştir, Lasenby (1975)'de alansal hipolimnion tabakasındaki oksijen eksikliğini tahmin etmek için seki disk geçirgenliğini kullanmıştır. Alternatif olarak herhangi bir trofik ölçütün uygulanması trofik durumu belirlemek için kullanılabilir. Seki disk geçirgenliği için, olası değer aralıkları kullanılarak indeks geliştirilmiştir. Algal biokütle ve seki disk geçirgenliği arasındaki ilişkiyi sudaki dikey ışığın ortadan kaldırılması denklemi ile ifade edilebilir (Carlson, 1977).

$$I_z = I_0 \times e^{-(k_w - k_b) \times z} \quad (1)$$

I_z : Işığın herhangi bir derinlikteki yoğunluğu, bu derinlikte seki disk görülmez.

I_0 : Suyun yüzeyine vuran ışık yoğunluğu.

k_w : Sudaki ışık devamlılığı ile çözünmüş maddenin karşılıklı etkinliği.

k_b : Sudaki ışık devamlılığı ile partikül maddenin karşılıklı etkinliği.

z : Seki diskin görünmediği derinlik.

k_b terimi (αC) olarak yazılırsa, α ($m^2 mg^{-1}$) boyutlarına sahiptir ve C ($mg m^{-3}$) partikül maddedir.

$$z = \left(\ln \frac{I_0}{I_z} \right) \times \left(\frac{1}{k_w + \alpha C} \right) \quad (2)$$

Doğrusal denklem oluşturmak için şöyle düzenlenebilir:

$$\left(\frac{1}{z} \right) \times \left(\ln \frac{I_0}{I_z} \right) = k_w + \alpha C \quad (3)$$

Buradaki I_z , I_0 'ın %10'u civarındadır. Sabit olarak alınabilir.

Alfa(α) büyüklüğü ışık emilişine ve maddeciklerin ışık yayma özelliklerine bağlı olarak değişebilir. Seki disk üzerindeki su sütununun her m^2 'de partikül madde miktarı yerine geçer. Alg konsantrasyonu olarak değişmeyen bir sabit olarak kabul edilir.

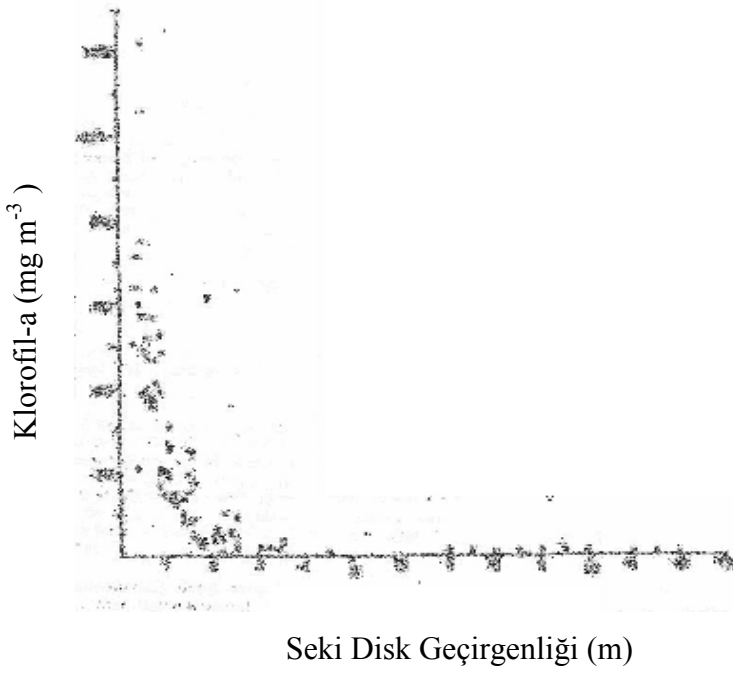
Eşitlik (3)'e göre seki disk geçirgenliği su tarafından emiliminin, çözülmemiş madde (k_w) ve partikül madde konsantrasyonu (C) toplamıyla ters orantılıdır. Çalışma yapılan birçok gölde k_w belirgin şekilde C ile bağlantılıdır. Hiperbolik kavisler çizerek seki disk geçirgenliği, klorofil-a ve benzeri alg biokütle ile ilgili olan parametrelere karşı işaretlerle gösterilir. Bu durum Şekil 3.2'de gösterilmiştir. Artan biokütle yoğunluğuna karşılık seki disk geçirgenliği azalmaktadır. Şekil 3.3'de bu verilerin logaritmik grafiğe aktarılmış hali gösterilmiştir.

3.2.1. İndeks Kullanımı

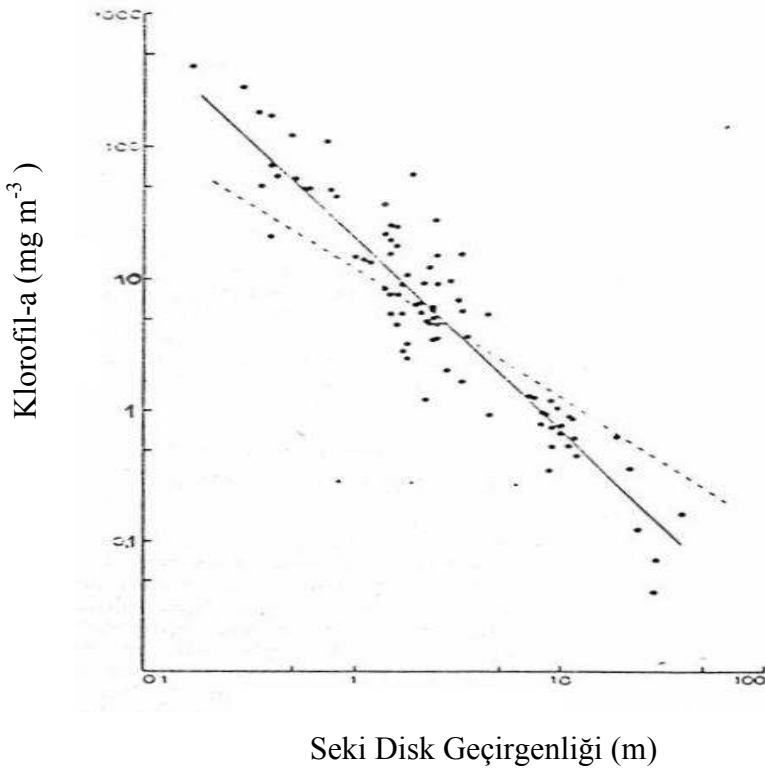
Seki disk değerlerini \log_2 baz alarak tasarlanınca 1m, 2m, 4m, 8m vb. değerlerde araştırmalar yapılmıştır. Carlson (1977)'nin bildirdiği göre, Hutchinson (1957) tarafından rapor edilen en büyük değer 41,6 m ile Japonya'daki Masyuko gölüdür. Bunun bir üst tamsayı değeri 64m'dir. Bu nedenle TDI (Carlson, 1977);

$$TDI = 10 \times (6 - \log_2 SD) \quad (4)$$

olarak ifade edilir.



Şekil 3.2. Seki Disk Geçirgenliği ve Yüzeysel Klorofil-a Konsantrasyonu Arasındaki İlişki (Carlson,1977).



Şekil 3.3. Seki disk Geçirgenliği ve Yüzeysel Klorofil-a Konsantrasyonu Arasındaki İlişkinin Log-log Formuna Dönüşümü (Carlson,1977).

3.2.2. İndekste Diğer Parametreler

Klorofil-a ve toplam fosfora karşı seki disk geri çekilimi hazır verilerden hesaplanır. Şekil 3.2’de gösterilen klorofil-a, eşitlik (2)’deki varsayılan modele uymaz. İlişkide doğrusal olmayan element tekrar düzenlenirse;

$$\ln SD = 2,04 - 0.68 \times \ln (\text{Chl}) \dots\dots\dots (5)$$

$$(r = 0,93 \quad n=147)$$

SD : Seki disk (m)

Chl :Yüzeğe yakın olan yerdeki klorofil miktarı (mg m^{-3})

Daha az ışığa karşı daha fazla klorofil üretebilir. Tüm mevcut veriler dahil edildiğinde, toplam fosfor azalımı (mg m^{-3}) olarak, seki disk geçirgenliğine karşı verilir.

$$SD = 64,9 / TP \dots\dots\dots (6)$$

$$(r = 0,89 \quad n=61)$$

Fosfor, başlıca sınırlayıcı büyüme faktörü olduğunda, toplam fosfor geçirgenlikle çok iyi ilişkilendirilmelidir. İlişkiler, algal üretim, sıcaklık ya da ışık yoluyla sınırlı olmaya yöneldiği zaman, ilkbahar ve sonbahar süresince bozulma zayıf olabilir.

Işık şiddetini ve toplam fosfor miktarını beraberinde düşünmek gerekirse eşitlik (4) tekrar düzenlenir;

$$\ln \text{Chl} = 1,449 \times \ln TP - 2,442 \dots\dots\dots (7)$$

$$(r = 0,846 \quad n=43)$$

Bu denklem Carlson (1977)’nin bildirdiğine göre, Dillon ve Rigler (1974) tarafından üretilen denkleme benzer ve yaz klorofili ile ilkbahar toplam fosfor arasındaki ilişkiyi ifade eder.

$$\ln \text{Chl} = 1,449 \times \ln TP - 2,616 \dots\dots\dots (8)$$

Denklem (5) ve (7) birleştirilirse;

$$\ln SD = 3,876 - 0,98 \times \ln TP \dots\dots\dots (9)$$

$$SD = 48 \times \left(\frac{1}{TP} \right) \quad (10)$$

Denklemlerin hesaplama şekli;

$$TSI(SD) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right) = 60 - 14.41 \ln(SD) \quad (11)$$

$$TSI(Chl) = 10 \times \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \times \ln Chl}{\ln 2} \right) = 9.81 \ln(Chl) + 30.6 \quad (12)$$

$$TSI(TP) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln \left(\frac{48}{TP} \right)}{\ln 2} \right) = 14.42 \ln(TP) + 4.15 \quad (13)$$

3.2.3. Trofik Durum İndeksi Kullanımı

Gölleri sınıflamada indeks kullanımı, gölün trofik durumunu yansıtan geliştirilmiş tek sayı gerektirir. Üretilen sayının gölün trofik durumunun sadece bir indeksi olduğu ve trofik durumu tanımlamadığı vurgulanmalıdır. Diğer bir deyişle klorofil veya toplam fosfor, trofik durum tanımlama esası olarak değil sadece daha genel tanımlama kavramı göstergesi olarak kabul edilir. Trofik durumun en iyi göstergesi gölden göle ve hatta mevsimden mevsime değişir (Carlson, 1977).

Trofik durum indeksi kullanımı sayesinde indeks göl yönetim programlarında tahmin aracı olarak kullanılabilir. Eğer besin artışına bağlı olarak toplam fosfor değeri de bulunursa TDI kolaylıkla hesaplanır. Böylece trofik şartlara ulaşmak için ne kadar besin azalması gerektiği bulunur.

İndeks, akarsu ve nehirleri kapsayan tüm yüzey sularının bölgesel hesaplamalarında kullanılabilir. Suyun herhangi bir bölümü, potansiyel algal biokütle için önemli belirleyici olan toplam fosfor indeksi kullanılarak sınıflanabilir.

Trofik durum kategorileri (oligotrofik, mezotrofik, ötrofik) iyi ya da kirli su kalitesini doğrudan tanımlamaz fakat su yapısında besin düzeylerinin dolaylı gösterimi ve üretkenliğin genel bir gösterimini verir. Trofik durum indeksi, su kalitesi belirleme indeksi değildir. Kalite terimi, trofik durum kavramından ayrıdır. Trofik durum indeksi su kalitesinin çeşitli değerlendirilmelerinin yapıldığı çerçeve olarak değerlendirilebilir.

Tüm göl ekosisteminin ve bileşenlerinin birbiriyle nasıl ilişkide olduğunu tam ve canlı ifadesidir (Carlson, 1977).

3.3. Göllerin Trofik Durumunu Etkileyen Faktörler

3.3.1. Sularda Fosfor

Fosfor, doğal sularda ve atıksularda, çeşitli fosfat türleri şeklinde bulunur. Ortofosfatlar, yoğunlaştırılmış fosfat (piro, meta ve polifosfatlar) ve organik bağlı fosfatlar olarak sınıflara ayrılırlar. Bunlar çözülebilir veya partiküler formda olabilirler ya da bitkisel ve hayvansal dokuları meydana getirebilirler (Uslu ve Türkman, 1987; Çoşkun, 1995).

En çok karşılaşılan fosfor bileşikleri orto ve polifosfatlardır. Tüm organik fosfor bileşiklerinin temel yapıtaşını ortofosfat anyonu oluşturur. Polifosfatlar ise birden fazla ortofosfat grubunun birleşmesiyle oluşmuştur ve tipik P-O-P bağları içerir. Polifosfatlar düz yapıli moleküllerdir. Halkalı fosfat bileşiklerine ise metafosfatlar denir.

Canlı protoplazmanın kuru ağırlık olarak yaklaşık %2'sini fosfor oluşturur. Bu nedenle fosfor, özellikle fotosentezle üretim yapan ototrof canlıların büyümelerini sınırlayıcı bir etkiye sahiptir. Heterotrof mikroorganizmaların büyümesinde de fosfor önemli bir role sahiptir. Gerekli olan fosforun suda yeterli miktarlarda bulunmaması, bu canlıların da büyümesini sınırlayabilir (Uslu ve Türkman, 1987).

İnsan atığında genellikle ortofosfat ve bunun yanı sıra diğer biyolojik bileşiklerdeki fosfat bulunur. Bu biyolojik moleküller nükleikasitler, fosfolipidler ve fosfor içeren proteinlerdir. Evsel ve endüstriyel atıksularda fosfor çoğunlukla polifosfatlar şeklinde bulunur. Deterjanlardaki fosforun %99'u pirofosfat ve tripolifosfatlar şeklindedir.

Bu fosfat formları çeşitli kaynaklardan gelmektedir. İçme suyu arıtımında küçük miktarlarda yoğunlaştırılmış fosfatlar suya eklenir. Su temizlik amacıyla çamaşırhanelerde veya diğer yerlerde kullanıldığında ise büyük miktarlarda kondanse fosfatlar suya ilave edilmektedir. Fosfat bileşikleri kazan sularının arıtımında yoğun bir şekilde kullanılırlar. Ekim yapılan zirai alanlara ortofosfatlar gübre olarak verilir. Yağmur drenajları ile sulamadan dönen sularla bu ortofosfat bileşikleri, zirai alanlardan

yüzeysel sulara taşınırlar. Organik fosfor bileşikleri ise, biyolojik prosesler sonucu oluşur ve evsel atıksulara insan dışkıları ve gıda atıkları ile karışırlar. Biyolojik arıtma proseslerinde organik fosfatlar ve polifosfatlar, ortofosfatlara dönüştürülür (Şengül ve Müezzinoğlu, 1995).

Yüzey sularının fosfor (P) kirliliğinin kaynakları sayısızdır. Organik bitki atıkları, inşaat alanlarından ve kentsel alanlardan yağış suları, evsel atıklar, akarsu kıyılarında erozyon ve yabancı bitkiler kaynaklardan birkaçıdır. Fosfor, yüzey sularına peyzajlardan akan yağışlarla akarsu ve göllere girer. Fosfor, yağış sularında (çözülebilir yada çözülmüş fosfor) çözülebilir yada yağışlarla taşınan toprak veya organik madde partikülleri gibi maddelerle birleşebilir (Oenema ve Roest, 1998; Randall, 2002, OECD, 1982).

Fosfor, ötrofikasyonun başlıca belirleyicilerinden biridir. Fosfor bileşimleri farklı formlar ve bileşimlerde nehirlere girer. Atıklar büyük nehir ve denizlere ulaştığı zaman alg gelişimi desteklenir. Bazı organik fosfatın doğrudan girişi (yükselmesi) kabul edilemez olmasına rağmen, planktonik alg için ana fosfor kaynağı, ortofosfattır. Fosfor girişlerini kontrol etmek için azaltma planları için yapılan hesaplamalarda şimdiye kadar çoğunlukla toplam fosfor temel alınmıştır (Gerdes ve Kunts, 1998).

3.3.1.1. Sınırlayıcı Besin Olarak Fosfor

Bir su ortamında optimum alg büyümesi, çok sayıda koşulun gerçekleşmesini gerektirir. Ayrıca C, N, P, K ve S gibi ana elementlerin varlığı, alg sentezinin gerçekleşmesi için zorunludur. Bu elementlerin yanısıra, az miktarlarda Fe, Mn, Cu, Co, Zn ve Mo gibi minor elementler gereklidir. Bunun ötesinde organizma büyümesi tiamin, niasin, biotin ve B₁₂ vitamini gibi düşük miktarlardaki organik büyüme faktörleriyle hızlandırılabilir.

Fitoplanktonun besin gereksinimi, onun element kompozisyonundan yaklaşık olarak tahmin edilebilir. Doğal sularda karbon bol miktarda mevcuttur. İz elementlerin de toplam rezervi sucul bitki ve alg gereksiniminden çok daha fazladır. Böylece birçok durumda, azot ve fosfor sucul ortamlardaki büyüme olayında sınırlayıcı olurlar. Bu iki element, fotosentez organizmalarının büyüme potansiyelini belirlerler.

Pek çok gölde, fosfor derişiminin sıfıra yaklaşması durumunda, azot genellikle kayda değer derişimlerde bulunabilir. Bu tür göllerde fosfor, biyokütle sentezinde azota oranla daha etkin bir sınırlayıcı element olarak kendini göstermektedir. Gölde derin suları ve sediment taşınımını içeren hareketten ötürü, sürekli bir besin yenilenmesi mevcuttur. Bundan dolayı, örneğin bazı iz elementler göllerde daha az sınırlayıcı olurlar. İz elementlerin göldeki eksikliği veya sınırlayıcı olmaları, ancak geçici ve çok nadir durumlarda görülür.

Böylece, birçok iç sularda fosfor, üretimi etkileyen en önemli etken olarak kendini gösterir. Bazı körfezlerde ve kıyı sularında ise azot daha fazla sınırlayıcı olarak ortaya çıkar. Hemen hemen tüm çevre koşullarında fosfor, doğal su kütlelerinin gübrenmesinde anahtar elemandır (Uslu ve Türkman, 1987).

3.3.2. Sularda Azot

Azot bileşikleri su kirliliği açısından çeşitli etkiler yaparlar. Bunların başlıcaları, ötrofikasyon, oksijen dağılımının etkilenmesi ve içme sularındaki toksikolojik sorunlardır.

Azot, canlılardaki temel elemanlardan biridir (aminoasitler ile bulardan oluşan protein ve peptitler). Bu yüzden azot, canlı besin maddelerinin de vazgeçilmez bir bileşenini oluşturur. Gerek canlı bünyesinde, gerek besin maddelerinde ve gerekse de ölü organizmalarda bulunan azot, doğada azot çevirimi dediğimiz bir döngü içinde sürekli bir dolanım halindedir. Bu biyojeokimyasal döngü sırasında azot, çeşitli oksidasyon aşamalarından geçer (Uslu ve Türkman, 1987).

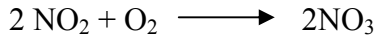
Liebig'in minimum yasasına göre bir ortamdaki büyüme hızı, bu ortamda bulunan besinler içinde en kısıtlı olan besin tarafından belirlenir. Yüzeysel su ortamlarında birincil üretiminin sınırlayabileceği faktörler azot ve fosfor olmaktadır. Bu besinler kullanılmış sularda önemli ölçülerde bulunabildikleri için birincil üretimi hızlandırmakta, böylece ötrofikasyona neden olmaktadır. Ortalama atık su kompozisyonları incelendiğinde, ötrofikasyon açısından yukarıda sözü geçen büyüme minimumunu, azottan çok fosforun etkileyebileceği ortaya çıkmaktadır. Böylece azota ötrofikasyon açısından anahtar görevi düşmemekle beraber, akarsu ve göllerdeki primer

metabolizmanın dinamiği açısından yine de incelenmesi gerekmektedir (Uslu ve Türkman, 1987).

Amonyak bilindiği gibi anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş halidir. Doğada yine biyokimyasal yoldan nitrosomonas grubu bakterilerin etkisiyle aerobik şartlarda nitrit haline oksitlenir.



Oluşan NO_2 çok daha hızlı bir reaksiyonla nitrobakter grubu bakteriler tarafından nitrata oksitlenir.



Azot çevriminde izlenen süreçlerin yükseltgenme yönünde olanlara aerobik, indirgenme yönünde olanları anaerobiktir. NH_3 'ün NO_3 'e dönüşümü için gösterilen zincirleme reaksiyonlara nitrifikasyon adı verilir.

Nitrifikasyon, koşulların elverişli olması halinde meydana gelen; yüzeysel sularda bunlara karışan arıtılmış sularda ve dıştan havalandırmayla arıtma sağlayan biyolojik atık su arıtma tesislerinde fazladan çözünmüş oksijen kaybına yol açan, istenmeyen bir proses olmakla birlikte; amonyağın giderimi içinde en uygun ve doğal bir arıtma yöntemidir.

Diğer taraftan anaerobik koşullarda nitrifikasyonun tersi, son aşamada havanın doğal bileşeni olan (N_2) nin oluşup havaya karışımıyla biten denitrifikasyon reaksiyonu ile oluşur.

Denitrifikasyonun yararı, alıcı sularda istenmeyen alg ve diğer bitkilerin gelişmesine yol açan azot bileşiklerinin uzaklaştırılmasının sağlanmasıdır. Amonyak ve organik azot aerobik şartlarda önce nitrit ve nitratlara dönüştürülür. Daha sonra atıksu, anoksik şartlara tabi tutulur. Buradan nitrifikasyon olayı sonucu nitratlar ve nitritler azot gazına indirgenir ve atmosfere verilir (Şengül ve Müezzinoğlu, 1995).

3.3.2.1. Sularda Nitrit ve Nitrat İyonları

Gübre kullanımı, bitkisel ve hayvansal maddelerin çürümesi, kullanma suyu atıkları, endüstriyel atık deşarjları suda bulunan nitrit ve nitratın kaynağını teşkil eder. Kirli suda bulunan nitrat miktarı, nitrit miktarından fazladır.

Yüzeysel sulardaki ve yeraltı suyundaki azotun önemli bir miktarı tarımdan kaynaklanır. Bunun sebebi, toprağın fosfat ve amonyum iyonlarına kıyasla nitrat iyonlarının daha güç bağlayabilmesi ve sonuçta drenaj sularıyla bu iyonların yıkanmasıdır. Yüzeysel sulardaki nitrat, su bitkileri tarafından tüketilir, suda nitratın artması azot gübreleriyle yakından ilgilidir. Nehirdeki konsantrasyonu mevsime bağlı olarak değişiklikler gösterir. Yağmur yağdıktan sonra daha fazla nitrat bulunur. Yeraltı sularındaki nitrat miktarı yıl boyunca değişiklik göstermez (Oenema ve Roest, 1998).

3.4. Ötrofikasyon

Evsel ve endüstriyel atıklar yoluyla ve yoğun gübre kullanılan tarım arazilerinden süzülen sularla taşınan aşırı besin tuzları (inorganik azot ve fosfat bileşikleri), dünya genelinde nehirlerde, göllerde ve kıyı sularında “ötrofikasyon” diye adlandırılan su kalitesi bozulmasına neden olmaktadır (Beklioğlu, 2001).

Ötrofikasyon, durgun bir su ortamında aşırı azot ve fosfor etkisiyle fazlaca gelişen alglerin ölmeye başlamasıyla birlikte su ortamındaki oksijeni tüketerek kokuşmaya yol açmasıdır. Doğal yada antropojenik şartlar altında oluşabilir. Ötrofikasyon su ortamını, ekolojik ve ekonomik açıdan olumsuz etkiler. Ötrofikasyon, dışsal besin (nütrient) girdileri yoluyla tüm dünya üzerindeki tatlı ve kıyusal suların problemidir. Su yüzeyinde ötrofikasyon, son 30-40 yıldır yaygın bir çevre problemi olmuştur. Ötrofikasyonu hızlandıran etmenler arasında iklimin kurak geçmesi, aşırı buharlaşma, göl suyunun bir kanalla sulamada kullanılması ve dipten boşalarak su kaybetmesi sayılabilir (Raika ve ark., 2003; Tanyolaç, 1993; OECD, 2001).

Tarımsal arazi içine hayvansal atıklar ve artan gübre girişi, yüzey suyuna fosfor ve azotun artan zararları için temel nedendir. Günümüzde azot (N) ve fosforun (P) yıllık tarım uygulamaları sırasıyla % 242 ve % 83'e eşittir. Azotlu gübre kullanımı, fosforlu gübre kullanımından 26 kez daha büyüktür. Uygulanan azot, topraktan suya genellikle yüksek oranda serbest nitrat iyonları olarak sızar. Dengeli fitoplankton büyüebilmesi için oran 16:1'dir (Turner ve ark., 2003; Oenema, 1998).

Göllerde ötrofikasyon durumu oligotrofik, mezotrofik ve ötrofik olarak tanımlanabilir. Ekstrem durumlarda ise göller ultra-oligotrofik ve hipertrofik olarak sınıflandırılabilir (Soyupak ve ark., 1995).

Sığ göllerde ötrofikleşme, özellikle fosfatlı besin tuzlarının artışı fitoplankton biyokütlesini artırıp suyun aşırı bulanıklaşmasına neden olur. Bu durumda, yeterli güneş ışığının göl dip çamuruna ulaşamaması sonucu su içi bitkilerin büyümesi engellenir. Artan fitoplankton biyokütlesinin mikroorganizmal parçalanma işleminde aşırı oksijen kullanıldığından sudaki çözünmüş oksijen yoğunluğu azalır. Su içi bitkileri azaldığı için bitkilere bağlı yaşayan omurgasızlar azalır. Ötrofikasyon, USA'da bozulan su kalitesine sahip olan yüzey sularında tehlikeli bir problem olarak tanımlanmıştır (Beklioğlu, 2001; Hession ve Storm, 2000).

Ötrofikasyonu kontrol etmede, alg büyümesi için en çok sınırlayıcı olan besin maddesinin temel önemi olduğu bilinir. Ayrıntılı limnolojik araştırmalar, 1960 ve 1970'de fosforun tatlı sularda çoğunlukla sınırlayıcı besin olan, besin ve algal kütle arasındaki ilişkileri, besin sağlama oranları ve besin zenginleştirme denemelerini göstermiştir. Göller, besin maddelerinin zenginliğine göre tanımlanan N:P oranına sahiptir. N:P oranları tür bileşimini ve alg gelişimini kontrol edebildiği için önemlidir. Genellikle göller, $TN:TP >15$ ise fosfor sınırlayıcı; $TN:TP <7$ ise azot sınırlayıcıdır. $7 < TN:TP < 15$ ise; ne P ne de N sınırlayıcı yada hem N hem de P sınırlayıcı olabilir. Genelde tatlı su sistemlerinde fosfor sınırlı besin olarak düşünülürken, azot genellikle, haliç ve denizlerde ilk üretkenlik için, sınırlayıcı bir faktördür (OECD, 2004; Forsber, 1998; Marques ve ark., 2003).

Yaygın su kalite problemi olan ötrofikasyon, özellikle alglerin, akuatik bitkilerin aşırı büyümesine sebep olur. Alglerin artan üretimi bulanık su, çözünmüş oksijen diurnal çeşitliliği, boğulma yoluyla balık ölümü, tat ve kokuyu kaldırmak için su arıtımının artan maliyetiyle sonuçlanır. Besin girdisinin azalması ve yırtıcı hayvan tarafından algal üretimin azalması ötrofikasyon kontrolünün iki muhtemel metodudur. Genelde, besin kontrol metodu başlıca önemi göz önünde tutulur. Bazı durumlarda, trofik zincirin bu biomanipulasyonu göl ya da akarsuyun trofik yapısına bağlı başka bir ötrofikasyon kontrol yaklaşımıdır. Evsel, endüstriyel ve tarımsal kaynaklar tarafından fosfor ve azot deşarjı, ötrofikasyonun başlıca sebebi olarak düşünülür (Yang, 1998).

Göllerin kaçınılmaz evrimleşme sürecinin bir sonu olarak ötrofikasyonu geciktirmek için bazı önlemler alınabilir (OECD; 2004; Tanyolaç, 1993).

- Göl çevresinde bulunan kuruluşların endüstriyel atıkları ile evsel atıkların (kanalizasyon, mutfak, banyo vb.) arıtıldıktan sonra göle deşarjı yapılmalı,

- Yoğun hayvan çiftliklerinde atıkların kontrolü yapılmalı,
- Tarım arazilerinde gübre uygulamalarının method, peryod ve dozunun kontrolü yapılmalı,
- Göl çevresindeki tarım arazilerinde kullanılan tarım ilaçları ve kimyasal maddeler yağmur suları ile göle sızacağından göl yakınlarında bu tip ilaçlar kullanılmamalı,
- Ormanlık alanlardan akışların ve erozyonun kontrolü yapılmalıdır.

Göl suyunun sertliğini gidermek amacıyla suya karıştırılan fosfat, ötrofikasyonun hızlanmasına neden olur (Tanyolaç, 1993).

3.4.1. OECD Ötrofikasyon Çalışması

OECD programı, ötrofikasyon kontrolü için rehber sağlamaktadır. OECD program sonuçları arzulanan su kalitesine ulaşmak için gerekli fosfor yükü azaltımına karar vermektedir. Su yönetiminin, herhangi bir ötrofikasyon kontrol programı içerisinde hem planlamada hem de uygulamada uzmanlara görev vermesi gerekmektedir (OECD, 1982).

OECD çalışması sonuçlarının pratikte göl yönetimine nasıl uygulanacağı ile ilgili spesifik örnekler yapılmıştır. OECD (1982)'e göre, 1968 yılında Vollenweider tarafından uygun ve aşırı yükleme sınırı ortaya atılmıştır ve bununla birlikte ilk kez fosfor yükleme miktarını ölçmeye olanak tanınmıştır. Vollenweider'in çalışması daha fazla rafine ve test edilebilen besin yüklemesi ve trofik durumla bağlantılı olarak bir trofik durum indeksi için başlangıç noktası sağlamaya yönelik bir girişim niteliğindedir (OECD, 1982).

Göllerde, aşırı beslenme yönünden önemli olan kritik fosfor yükünün saptanmasında Vollenweider denklemleri kullanılır. Bu yöntemde aşağıdaki denklemler esas alınmaktadır (DSİ, 1984).

$$L_c = 10q_s(1+\sqrt{z/q_s}) \quad (14)$$

L_c : Kritik spesifik yük (mg P/m²-yıl)

q_s : Hidrolik yük (m/yıl)

z : Ortalama derinlik (m)

$$q_s = \frac{Q}{A} \quad (15)$$

Q : Gölden çıkan ortalama su miktarı ($m^3/yıl$)

A : Gölün ortalama yüzey alanı (m^2)

$$T_w = \frac{V}{Q} \quad (16)$$

V : Ortalama hacim (m^3)

Q : Gölden çıkan ortalama su miktarı ($m^3/yıl$)

3.5. ÇEVRESEL RİSK DEĞERLENDİRMESİ

Risk, belirli koşullar altında organik veya inorganik kirleticiler veya çevresel olaylarda (tanker kazaları, savaş, fabrikadan amonyak sızıntısı, kimya fabrikalarında patlama vs.) kimyasal, fiziksel ve biyolojik etmenlerin belli yoğunlukta canlı bünyesine alınmasıyla ortaya çıkan olumsuzluğun olasılığıdır .

Risk değerlendirme, yeni bir uygulamadır: bireysel olarak analiz edilir, değerlendirilir ve riskli durum üzerine karar verilir. Bununla birlikte, çevresel sorunlara uygulanan formulize edilmiş bir analitik proses olarak risk değerlendirmenin adaptasyonu ve son zamanlarda karar vermede düzenleyicilere yardım etmek için politik bir yoldur (Edułjee, 2000).

Risk değerlendirmeleri, geçmişte olan, günümüzde devam eden ve gelecekteki potansiyel uygulamalarla ilgili çevresel problemlerin değerlendirilmesinde kullanılmaktadır. Örneğin, bitkiler, omurgasızlar, amfibialar, sürüngenler, kuşlar ve memeliler için riskler, EPA tarafından yönetilen Superfund Programı ve Amerika, Kanada, Avrupa ve diğer dünya ülkelerindeki benzer programlar altında tehlikeli altı alanlarındaki kimyasal kontaminasyonun değerlendirilmesinde dikkate alınmaktadır. Pestisit düzenleyici programlarda ekolojik risk değerlendirmeleri, kayıt işleminin bir parçası olarak (yada daha önceden kaydedilmiş pestisitler için yeni kullanımlar olarak) yeni kimyasalların değerlendirilmesinde kullanılmaktadır. Risk değerlendirmeleri

ayrıca, yeni fabrikaların kurulması, atık deşarjları ve kontamine olmuş alanların arıtılması ya da tam olarak giderim için iyileştirme faaliyetleri ile ilgili çevresel kararları da desteklemektedir (Robert, 2002).

Ekolojik risk değerlendirmesi ise, antropojenik kaynaklar ve ekolojik etkiler arasındaki ilişkileri anlamaya ve tahmin etmeye çalışır. Bu amaçla risk değerlendirmesi süreci içinde veriler, mevcut bilgiler, tahminler ve belirsizlikler sistematik bir şekilde değerlendirilir ve düzenlenir. Ekolojik risk değerlendirmelerinin önemli avantajları, onların yönetim kararları için tek belirleyici oldukları anlamına gelmez. Yasal zorunluluklar, politik, sosyal ve ekonomik değerler, risk yöneticilerinin farklı kararlar almalarına neden olabilirler (Salihoğlu ve ark., 2001).

3.5.1. Ekolojik Risk Değerlendirme

Ekolojik risk değerlendirme, bir veya birden çok antropojenik baskıya maruz kalmanın sonucunda, olumsuz ekolojik etkilerin ortaya çıkma olasılığını değerlendirir. EPA (ABD Çevre Koruma Ajansı), ekolojik riskin yönetiminde, ekolojik risk değerlendirmesinin tek araç olduğunu kabul etmektedir. Ekolojik risk değerlendirmesi, çevresel toksikoloji, ekoloji ve çevre kimyasının yanında matematik ve diğer bilim dallarından da bilgiler kullanan interdisipliner bir alandır (Salihoğlu ve ark., 2001).

Toksik kimyasallar için ekolojik risk değerlendirmelerinde 3 tür genel soruya işaret edilir (Robert ve ark., 2002):

1. Yeni kimyasallar yada ürünler ve onların kullanımları ile ilgili ekolojik risk nedir?
2. Kimyasallar ve ürünlerin geçmişteki kullanımları ile ilgili ekolojik etki ve riskler nelerdir?
3. Toprak, su, sediment ve hava için uygun giderim kriteri nedir? Hangi giderim yada restorasyon seçeneği riskin azaltılmasında daha etkili olacaktır? Tam giderimden sonra arta kalan risk nedir?

3.5.2. Ekolojik Risk Değerlendirme Temelleri

Risk değerlendirmenin önemli unsurları, tehlike tahmini ve bir stres faktörlerinden dolayı maruz kalmadır. Stres faktörleri, biyolojik sistem üzerine ya pozitif yada negatif etkilere sebep olan maddedir, durumdur yada enerji alanıdır. Tehlike, biyolojik sistem üzerinde belirli etkilere sebep olması için stres faktörünün potansiyelidir (Landis ve HoYu, 1999).

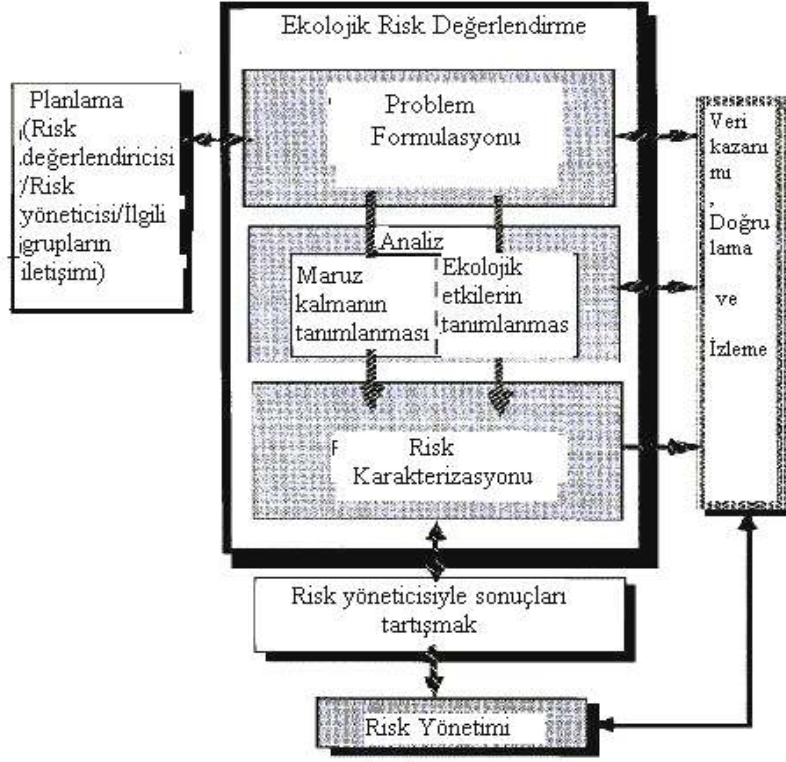
Maruz kalma, konsantrasyonların bir ölçümüdür ya da tanımlanan sistem içinde bir stress faktörünün devam etmesidir. Maruz kalma bir doz gibi ifade edilebilir. Fakat çevresel toksikolojide çoğunlukla olası çevresel konsantrasyon ölçüsüdür. Organizmaya bir kimyasalın asıl dozunu tahmin etmek için olası olan balık ve memelilerde belirlenen doku konsantrasyonlarının değerlerinden biridir. Biomakerlar etkin dozu belirleme konusunda ipuçları sağlayabilir (Landis ve HoYu, 1999).

Maruz kalma olmadıkça, stress faktörü gruplarının çevreye riski yoktur. Bu çok önemli bir noktadır. Hemen hemen tüm materyaller karakteristik olarak bazı biyolojik etkilere sahiptir. Stress faktörünün biyolojik sistemlerle etkileşimi yeterli olmadıkça etkiler meydana gelmez. Etkiler bir olasılık gibi ifade edilir. Tehlike değerlendirmede, konsantrasyondan bahsedilmez. Risk, maruz kalmanın bir bileşimidir.

3.5.3. Ekolojik Risk Değerlendirme Yapısı

Ekolojik risk değerlendirme yapısı, risk değerlendirmenin ana fikirlerine düzeltmeleri eklemek için ve ekolojik risk değerlendirme genel durumuna onları uygulamak için girişimlerde bulunur. Ekolojik risk değerlendirme yapısının şeması Şekil 3.4'de ayrıntılı olarak gösterilmektedir (Landis ve Ho Yu, 1999).

Bu yapının uygulanmasında 3 önemli aşama vardır. Problem formülasyonu, analiz ve risk karakterizasyonu. Şekil 3.4'de görüldüğü gibi, risk değerlendirmesine başlatılmadan bir planlama yapılır. Planlama, risk değerlendiricileri, yöneticileri ve ilgili gruplar arasındaki ilişkilerin oluşması açısından önemlidir. Risk değerlendirmesi sonucunda sağlanacak risk iletişimde ve değerlendirme sonuçlarının bir yönetim kararını destekleyecek şekilde kullanılmasında da planlama toplantılarının önemi büyüktür (Salihoğlu ve ark., 2001).



Şekil 3.4. Ekolojik Risk Değerlendirme Yapısının Şeması (Landis ve Ho Yu, 1999)

3.5.3.1. Problem Formülasyonu

Problem formülasyonu, bütün risk değerlendirmesinin bağlı olduğu bir çerçeve sağlar. Problem formülasyonu, mevcut bilgiyi bütünleştirir, kaynaklar, kirleticiler ve etkiler hakkında bilgi özetlenir ve toplanır. Problem formülasyonunun başarılı bir şekilde tamamlanması 3 aşamanın kalitesine bağlıdır: Değerlendirme dönüm noktaları; korunmakta olan çevresel değerlerde mevcut şartları belirler. Tam olarak ekosistemin karakteristiklerinde tanımlanır. Değerlendirmenin bazı karakteristikleri uygun değişkenliğin seçiminde kullanılır. Çoğunlukla değerlendirme dönüm noktası doğrudan ölçülmez ve ölçüm dönüm noktalarının kullanımı yoluyla çıkarılır. Kavramsal modeller; atıklar ve dönüm noktaları reseptörleri arasındaki varsayılan ilişkilerin bir tanımını geliştirir. Analiz planı; değerlendirme yapma ve ihtiyaç duyulan veriyi elde etmek için bir plan geliştirir. Problem formülasyonu, interaktif ve doğrusal olmayan bir süreç olduğu içinde, bütün problem formülasyon ürünlerinin geliştirilmesi esnasında

ilave tekrarlar gerekebilir (Williams, 2002; Landis ve Ho Yu, 1999; Robert ve ark., 2002).

Ölçüm dönüm noktaları, ölçülebilir faktörlerdir. Bu faktörler, stresor ve tanımlamaya ya da ölçüm özelliklerine cevap verir. Değerlendirme dönüm noktaları olarak sınıflandırılmış ekosistemleri değerlendirme dönüm noktalarının daha tam şeklini sağlamak için kullanılabilen hemen hemen her ekosistemin görünümü olabilir. Ölçüm dönüm noktaları, komünite yapı ve fonksiyonundaki değişikliklere biyokimyasal tepkilerden ulaşılabilir (Landis ve Ho Yu, 1999).

3.5.3.2. Analiz

Analiz aşamasında risk değerlendiricileri, stres faktörü unsuruna maruz kalma durumunu ve stres faktörü seviyeleriyle ekolojik seviyeler arasındaki ilişkiyi değerlendirirler. Ekosistem tanımlanması çoğunlukla, en zor prosesdir. Çoğu durumlarda zarar verilen ekosistemin yenilenmesini gerektirir, burada işlevsel bir ekosistem olmayabilir ve sistemin etkileşimleri ve prosesleri anlamak için bir yenilenen ekosistem kullanılmalıdır. Çoğunlukla, ekosistemi nitelendirme (şekillendirme) zordur, bir deniz balık yuvasının korunması, değerlendirme dönüm noktalarında düşünülürse, kıyısız şelfin, akıntı suyunun ve denizel bataklık sistemlerinin geniş alanları prosesde içerilmek zorundadır .

3.5.3.3. Risk Karakterizasyonu

Risk karakterizasyonu, risk değerlendirme prosesinin son safhasıdır. Risk değerlendirmenin bu yönü bir risk tahmini ve risk tanımlama bölümünden oluşur (Landis ve Ho Yu, 1999).

3.5.4. Ekolojik Risk Hesaplaması

Risk kesri (RQ), kirlenici için tahmin edilen çevresel konsantrasyonun (EEC), toksisite referans değerine (TRV) bölünmesiyle hesaplanır (Landis, 1999).

$$RQ = (EEC)/(TRV) \quad (17)$$

Kesir değerlerine göre risk değerlendirmeleri Tablo 3.4'de, parametrelerin sınır değerleri Tablo 3.5'de gösterilmektedir.

Tablo 3.4. Kesir Değerlerine Göre Risk Değerlendirmeleri (Landis, 1999)

Kesir	Risk
> 1	Potansiyel yada yüksek risk
≈ 1	Potansiyel risk
<< 1	Düşük risk

Tablo3.5. Parametrelerin Sınır Değerleri (EPA, 2000)

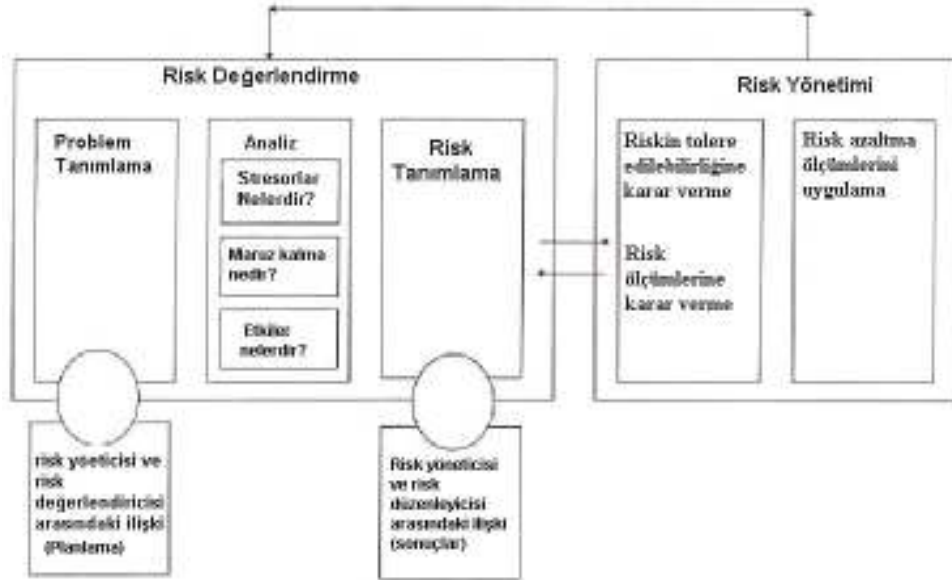
Besin Maddesi Parametreleri	Sınır Değerler
Toplam Fosfor (µg/L)	40
Toplam Azot (mg/L)	0.9
Klorofil-a (µg/L) (Spektrofotometrik metot)	0.40

3.6. RİSK YÖNETİMİ

Risk değerlendirme yoluyla hesaplanan tahminleri, elemek, azaltmak ya da bunun dışında gözden geçirilen riski yönetmek için karar vermede bir temel olarak kullanılır. Bu proses risk yönetimi olarak isimlendirilir (Edujee, 2000).

Çevresel risk yönetimi, probleminin tanımlanmasında oldukça önemlidir. Problemi anlamamıza yarayacak yapılandırmayı açıklar, elde etmek istediğimiz amaçların tanımlanmasını sağlar. Sunulan problem yada konular hakkında değerlendirmeler yapmamıza yardımcı olacak metotları uygulamamız için bir rehber niteliği taşır (Salihoğlu ve ark., 2001) (Şekil 3.5).

Çevresel risk yönetimi genellikle tehlikeli madde ve atıkların olduğu yada bu maddelerle çalışılan bir ekosistemde yapılır. Çevresel risk yönetimi, tehlike, zarar, risk ve maliyet açısından potansiyel kayıpların tanımını içerir (Salihoğlu, ve ark., 2001).



Şekil 3.5. Risk Değerlendirme ve Risk Yönetimi Arasındaki Bağlantı (Edujlee, 2000).

Ulusal Araştırma Konseyi, risk yönetimi ve risk değerlendirme arasında bir farklılık olduğunu savunurlar. Edujlee (2000)'nin bildirdiğine göre, Ulusal Araştırma Konseyi (1983), risk değerlendirme prosesini, objektif bilim ve bilimsel prensiplerin uygulaması tarafından bir aktivite yönetimi olarak kabul eder. Risk yönetimi ise; politik, sosyal, ekonomik ve mühendislik bilgisi gerektiren bir proses olarak düşünülür (Edujlee, 2000).

Temel olarak her bir risk yönetim stratejisi; tüm stratejik planlama alıştırmalarında olduğu üzere, 4 standart aşamayı kapsamaktadır. Bu aşamalar; kapsam belirleme, araştırma, analiz, uygulama/hafifletme ve izlemedir. Diğer bir deyişle; standart risk yönetim stratejisinin özellikleri aşağıdaki şekilde ifade edilebilir (www.akdeniz.edu.tr/muhfak/cevre/coastlearn-r/era/introduction.htm):

- Neyin yanlış gidebileceği belirlenir ve en ciddi tehlikelere öncelik verilir

- Her bir tehlikenin gerçekleşebilme durumu gözden geçirilir, gerçekleşme hali için her birinin ne kadar tolere edilebileceği belirlenir, her birinin nasıl önlenabilir, azaltılabilir veya kontrol edilebilir olduğu tespit edilir
- En uygun politik seçenek uygulanır ve seçilen risk azaltıcı seçeneğin etkinliği değerlendirilir

3.6.1. Risk Tanımının Yönetimi

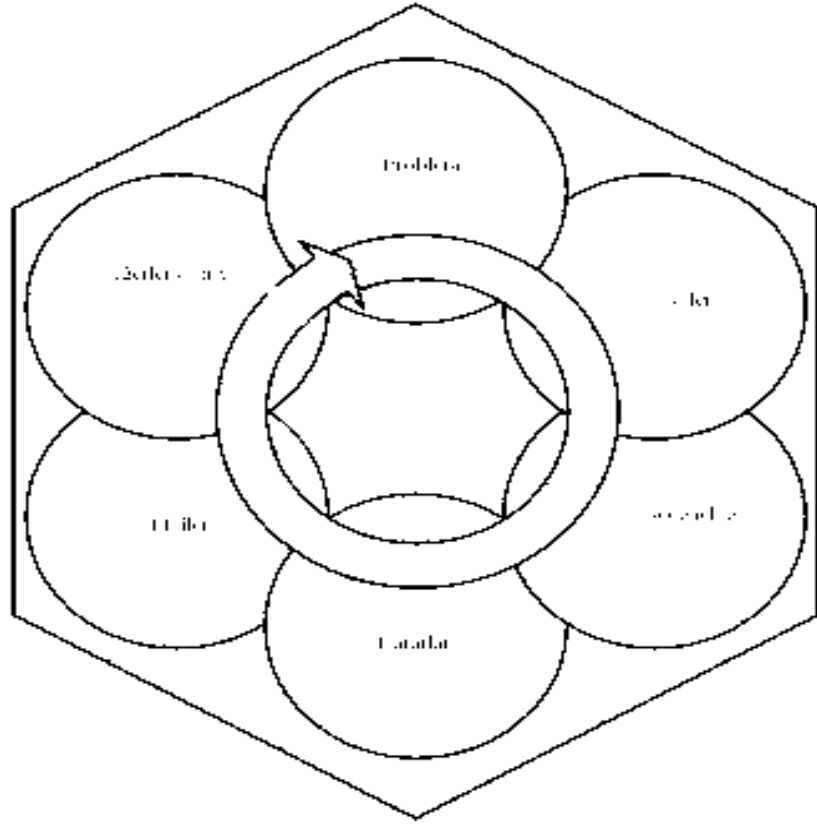
Çevresel risk yönetiminin karışıklığı, standartları koymanın zorluğu ve “temiz ne kadar temizdir?” sorusunun cevabının bilinmezliği, bir çevresel yönetim sisteminde 3 problemi sorgulamayı gerektirir :

- Tehlike nasıl tanımlanır?
- Tehlikeyi kim tanımlar?
- Tehlikenin tanımı ne zaman yapılır?

Çevresel risk yönetimi, bir organizasyonun bilimsel bilgi gücüne bağımlı olmalıdır. Bu yönetim kapsamında alınan kararlar sosyopolitik değerlere de uyum sağlamalıdır. Bütün bunlarla birlikte çok boyutlu bir çevresel uygunsuzluk bakış açısı sağlamak ve geliştirmek, riski verimli bir şekilde yönetebilmek açısından önemlidir (Frantzen, 2002).

Çevresel risk yönetim sistemlerini güçlendirmek için çevresel risk tanımları şu şekilde yapılmalıdır (Şekil 3.6):

- Tehlike, risk ve maliyet bazlarında çok boyutlu açılardan zararın, maruz kalınan kayıp olarak tanımlanması ve açıklığa kavuşturulması
- Temel kurum içi bilgilerin anlaşılması ve ortak bir ağ oluşturulması ile çevresel risk yönetim prosesinin işletilmesi
- Risk değerlendirme metotlarının uygulanması bilimsel ve teknik değerlendirmelerle birleştirilmesi, bilgilerin derlenmesi
- Bu bilgilere dayanan risk yönetim seçeneklerini geliştirmek



Şekil 3.6. Risk Yönetim Yapısı (Eduljee, 2000).

En önemlisi bütün bunları yapmaya mümkün olduğunca erken başlamak gerekmektedir. Çünkü düzeltici faaliyet prosesi başladığında riskin tanımını yönetmek çok daha zor olacaktır (Frantzen, 2002).

4. MATERYAL ve METOD

4.1 Numune Alma İşlemi

Bu tez çalışması kapsamında, 2004-2005 yılları arasında periyodik olarak her 3 ayda bir (Ekim 2004, Şubat 2005, Nisan 2005 ve Temmuz 2005) Kızılırmak Nehrine gidilerek arazi çalışması yürütülmüştür. Şekil 4.1’de görüldüğü gibi Kızılırmak Nehrinde 10 noktada örnekleme yapılmıştır. Numune noktalarının özellikleri Tablo 4.1’de verilmiştir.

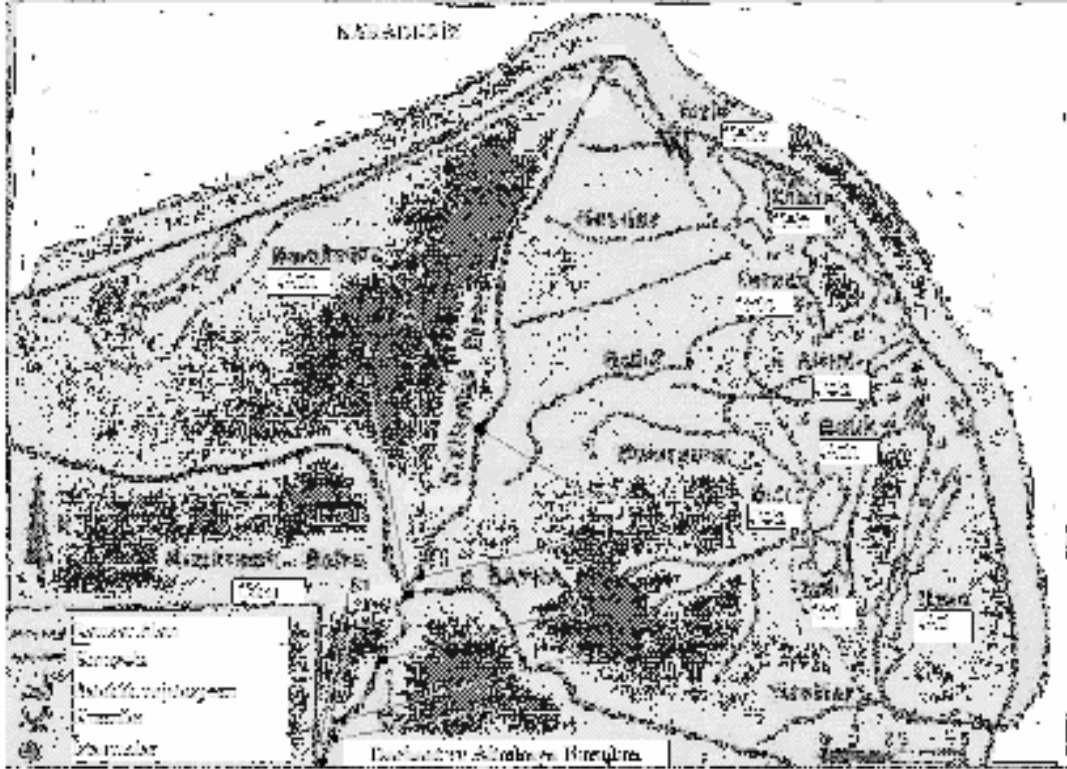
Tablo 4.1 Kızılırmak Nehri’nde Numune Yerleri

Numune yeri	Yer Tanımlama
1	Kolay merkezde, Derbent Baraj Gölü kıyısında, ilçe merkezinden güneye doğru 21 km uzaklıkta, çevresinde TS tesisleri bulunmakta
1A	1 nolu örnekleme noktasından yaklaşık 700 m uzaklıkta su toplama göleti (derbent baraj gölü)
2	Çevresinde şantiyeler ve çakıl malzemeleri bulunan Derbent Barajından sonraki ilk köprü, su derinliği 2,5 m, su hızı ortalama 1,2 m/s.
3	Derbent baraj önünden, DSİ Bafra Sulama Birliğinin dinlenme tesisi ile EÜAŞ binasının giriş noktası arasında
4	Akış yönünde, şantiye bölgesi, numuneler nehrin sadece bir tarafında alınabilmiştir. Derbent barajının 2 km ilerisinde
5	Akış yönünde, Bafra katı atık deponisine yakın, çakıl çekme çalışmaları yapılmakta, çakıl tesislerinin yarattığı hurda kirliliği var
6	Bafra-Samsun karayolu üzerindeki Çetinkaya Köprüsü, nehir suyunun havalandırılması sağlamak için taş-kayalardan oluşturulmuş bir set ve köprü ayaklarına yakın bölgede nehir yatağından ayrılmış kumul bölgeler bulunmakta

Tablo 4.1. (Devamı)

7	Bafra Atıksu Arıtma Tesisinden yaklaşık 5 km aşağısında, 8 nolu numune noktasının yaklaşık 50 m doğusunda bataklık sazlıklarıyla kaplanmış bir bölge
8	6 nolu numune noktasının 11 km kuzeyindesol kol üzerinde, Kızılırmak nehrinden ve yanındaki tarlalardan sızan suların oluşturduğu birikinti su kütlesi
9	Bafra Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının nehre deşarj edildiği noktadan 20 m ileride, 6 nolu örnekleme noktasından yaklaşık 1 km uzaklıkta

Belirtilen noktalardan alınan yüzey suyu örnekleri, nehir kenarından en az 1 m içeride ağzı kapalı cam şişelere alınmıştır. Numune şişeleri, iyice yıkanıp, yıkama çözeltilisinden (% 10'luk Potasyum dikromat çözeltisi) geçirilip, saf su ile yıkandıktan sonra sterilize edilerek kullanıma hazırlanmıştır.

**Şekil 4.1.** Kızılırmak Deltası

Yüzeysel su örnekleri, her örnekleme noktasından karışımın en iyi olduğu en az iki noktadan kompozit olarak örneklenmiştir. Numuneler, nehirden nansen şişesiyle alınmıştır (Resim 4.1). Nansen şişesinin kullanılmadığı durumlarda, daha önceden sterilize edilmiş olan koyu renkli cam şişelerle doğrudan örnekleme yapılmıştır. Araziden getirilen numuneler analiz koşullarına uygun olarak saklanmıştır ve analizler yapılmıştır (APHA, AWWA, 1995; TÇV, 1999).



Resim 4.1. Nansen Şişesi (TPN-Su Örnekleme Cihazı HYDRO-BIOS KIEL)

Numunelerin sıcaklık (0...100 0C), pH (0...14pH, 0.01 pH duyarlılığında), iletkenlik (0...1000 mS/cm), çözülmüş oksijen, (0...20 mg/L, % 0...200, 0.05 ppm/% 0.5 duyarlılığında), tuzluluk (0...200 g/L) değerleri CONSORT C535 model taşınabilir çoklu parametre ölçüm cihazı ile arazide ölçülmüştür. Nitrat azotu, nitrit azotu (5-1000 µg/L), toplam fosfor (0,01-6 mg/L), klorofil-a, amonyak, toplam koliform laboratuvarda analiz edilmiştir. Numunelerin alındığı noktalardaki Kızılırmak Nehrinin yaklaşık olarak debisi 180 m³/s, hızı 1 m/s, yatak derinliği 1-2.5 m civarındadır.

4.2. Laboratuvar Çalışması

4.2.1. Kullanılan Kimyasal Maddeler ve Malzemeler

Deneysel işlemlerde kullanılan kimyasal maddeler EK A, malzemeler ise EK B'de verilmiştir.

4.2.2. Kullanılan Çözeltiler

APHA, AWWA, 1995'e göre analizlerde kullanılan çözeltilerin listesi ve hazırlanışları EK C'de verilmiştir.

4.2.3. Kullanılan Analiz Yöntemleri

Kızılırmak deltasından kirlilik potansiyeline göre seçilen farklı numune noktalarından 4 mevsim alınan su örneklerinde nitrit azotu, nitrat azotu, Kjeldahl azotu, amonyak azotu, toplam fosfor, ortofosfat, klorofil-a, seki derinlik ve toplam koliform gibi çeşitli analizler yapılmıştır. Nitrit azotu kolorimetrik, nitrat azotu ultraviyole spektrofotometrik, Toplam Kjeldahl azotu titrimetrik, amonyak neslerizasyon, fosfat Amonyum Molibdat ve İndirgen Kalay Klorür yöntemine göre ortofosfat şeklinde, toplam fosfor Amonyum Molibdat ve Kalay Klorür yöntemine göre tayin edilmiştir. Ancak toplam fosfor tayininden önce numunelere Persülfat Sindirme önışlemi uygulanmıştır. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı Winkler titrasyon yöntemine göre tayin edilmiştir. Seki disk derinliği, disk kullanılarak belirlenmiştir. Toplam koliform ise çoklu tüp fermantasyon tekniğine göre tayin edilmiştir. Tüm analizler standart metotlara (APHA, AWWA, 1995) göre yapılmıştır. Kalibrasyon grafikleri EK E'de verilmiştir.

Yapılan analizler sonucunda, kalite sınıflaması sonuçları, su kalite haritaları şeklinde sunulmuştur. Kıtaıçi yüzeysel suların kalitelerine göre yapılan sınıflama ve Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (2004)'de verilen su kalite sınıflarının renk kodlamalarının gösterimi Tablo 4.2'de gösterilmiştir (SKKY, 2004; TÇV, 1999).

Tablo 4.2. Su Kalite Sınıflarının Renk Kodlamaları (SKKY, 2004; TÇV,1999).

Su Kalitesi Sınıfı	Su Kalitesi İçeriği	Renk Gösterimi*
Sınıf I	Yüksek kaliteli su	Mavi
Sınıf II	Az kirlenmiş su	Yeşil
Sınıf III	Kirli su	Sarı
Sınıf IV	Çok kirlenmiş su	Kırmızı

*Su Kalitesi Haritalarındaki Renk Gösterimi

Belirtilen analizler yapılarak, tüm noktaların su kalite sınıfları, 1A baraj gölü noktasının trofik durumu ve fosfor yükü belirlenmiştir. Ayrıca, toplam fosfor, toplam azot ve klorofil- a parametrelerine göre risk değerlendirmesi yapılmıştır.

5. BULGULAR ve TARTIŞMA

Kızılırmak Nehri'nin Derbent Baraj gölünden itibaren deltanın iç kesimlerine kadar uzanan bir bölümünde yürütülen bu çalışmada, yıl boyunca mevsimsel periyotlarla yapılan analiz sonuçları tablo ve grafikler halinde sunulmuştur. Sonuçlar mevsimsel değişim izlenerek tablolar ile verilmiş, grafiklerle gösterilmiştir.

İncelenen kimyasal parametreler ve mikrobiyolojik incelemeler sonucunda elde edilen değerler Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametreleri (EK F) ile karşılaştırılmıştır.

5.1. Su Kalitesi İzlemesi

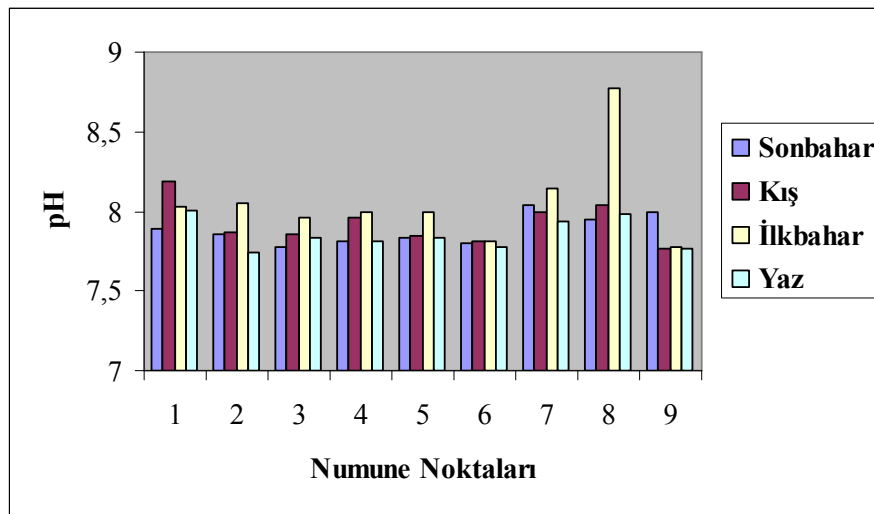
pH, sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$), çözünmüş oksijen (mg/L), tuzluluk, (g/L) ve iletkenlik (mS/cm) gibi yerinde ölçüm yapılan parametrelerin 9 numune noktası için mevsimsel değişimleri Tablo 5.1.1-5.1.4 ve Şekil 5.1.1-5.1.4'de; klorofil-a (mg/m³), toplam fosfor, ortofosfat (mg/L), nitrat azotu, nitrit azotu, amonyak azotu, kjeldahl azotu, BOİ (mg/L), AKM (mg/L), toplam koliform, değerlerinin mevsimsel değişimi Tablo 5.1.5-5.1.16 ve Şekil 5.1.5-5.1.16'de verilmiştir. 1A baraj gölü numune noktasının fizikokimyasal özellikleri ise Tablo5.1.17–5.1.18 gösterilmiştir.

5.1.1. pH

Bir suyun pH değeri, hidrojen iyonu konsantrasyonunun bir ölçümüdür. Suların pH değerleri, yaz mevsimi boyunca yüksek, kış mevsiminde düşüktür. Tablo 5.1.1 ve Şekil 5.1.1'de ölçülen pH değerleri gösterilmiştir. Analizler sonucunda elde edilen pH değerleri 7,74-8,77 aralığında değişim göstermiştir. Bu değerler Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen pH değerleri ile karşılaştırıldığında incelenen numunelerin su kalite sınıflandırmasına göre I. sınıf su kalitesinde olduğu görülür. (<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/management/joymanual/streamph.html>)

Tablo 5.1.1. Kızılırmak Nehri Sularında pH Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	pH			
	ÖRNEKLEME ZAMANI			
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)
1	7,89	8,19	8,03	8,01
2	7,86	7,87	8,05	7,74
3	7,78	7,86	7,96	7,84
4	7,81	7,96	8,00	7,81
5	7,84	7,85	8,00	7,83
6	7,80	7,81	7,81	7,78
7	8,04	7,99	8,14	7,94
8	7,95	8,04	8,77	7,98
9	7,99	7,77	7,78	7,77

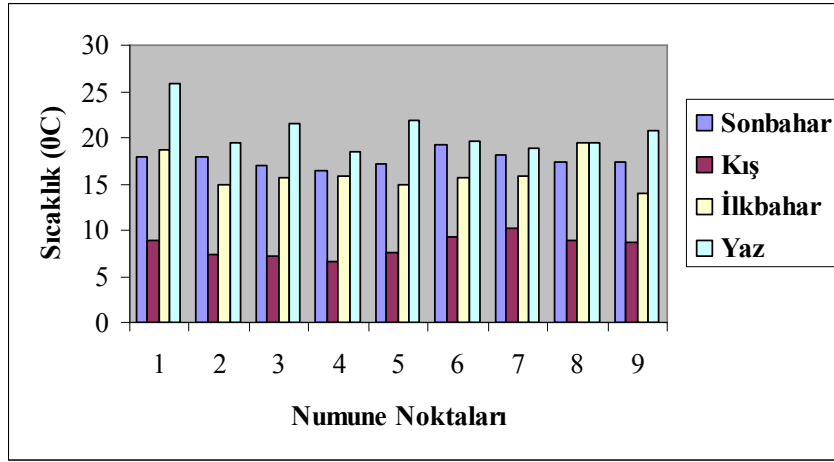
**Şekil.5.1.1.** pH Değerlerinin Mevsimsel Değişimleri

5.1.2. Sıcaklık

Sıcaklık değerlerinin mevsimsel değişimlerine bakıldığında 6,60-25,90 °C arasında değişmektedir. En yüksek sıcaklık temmuz ayında 25,90 °C, 1. noktadadır. Yıllık ortalama en yüksek sıcaklık değeri 17,87; en düşük sıcaklık değeri 14,37 °C'dir. Mevsimsel ortalama en yüksek sıcaklık değeri 20,68 °C ile yaz döneminde; en düşük mevsimsel ortalama değeri 8,28 °C ile kış döneminde. Bu değerler Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen sıcaklık değerleri ile karşılaştırıldığında da incelenen numunelerin su kalite sınıflandırmasına göre I. sınıf su kalitesinde olduğu görülür.

Tablo 5.1.2. Kızılırmak Sularında Sıcaklık (°C) Değerinin Mevsimsel Değişimi

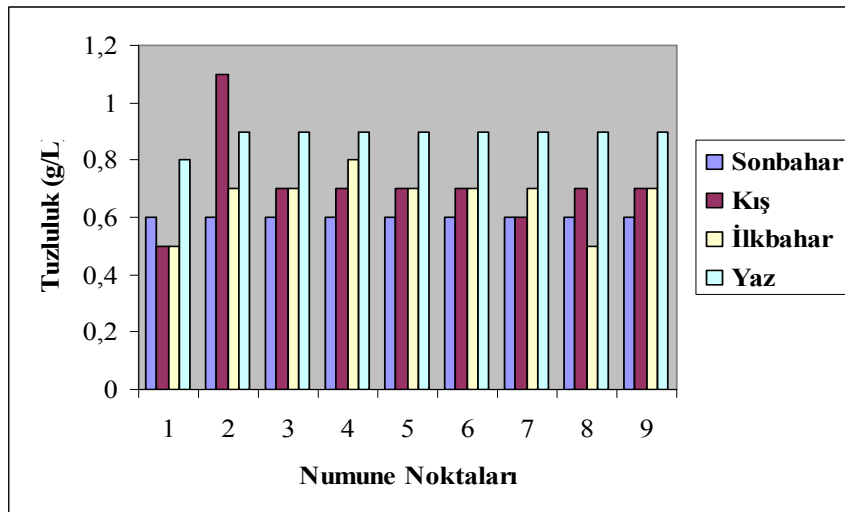
Numune Noktaları	SICAKLIK (°C)					
	ÖRNEKLEME ZAMANI					
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama	Su Kalite Sınıfı
1	18,00	8,90	18,70	25,90	17,87	Sınıf I
2	18,00	7,40	15,00	19,50	14,97	Sınıf I
3	17,00	7,20	15,60	21,50	15,32	Sınıf I
4	16,50	6,60	15,90	18,50	14,37	Sınıf I
5	17,20	7,60	14,90	21,90	15,40	Sınıf I
6	19,30	9,20	15,60	19,60	15,92	Sınıf I
7	18,10	10,10	15,90	18,90	15,80	Sınıf I
8	17,40	8,90	19,40	19,50	16,30	Sınıf I
9	17,40	8,60	14,00	20,80	15,20	Sınıf I
	Mevsimsel Ortalama	17,60	8,28	16,11	20,68	



Şekil 5.1.2. Sıcaklık Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

5.1.3. Tuzluluk

Tablo 5.1.3 ve Şekil 5.1.3 incelendiğinde, numune noktalarında tuzluluk değerinde en düşük tuzluluk değerleri kış döneminde, en yüksek tuzluluk değerler ise yaz döneminde görülmektedir. Yıllık ortalama en yüksek tuzluluk değeri 0,8 mg/L ile 2. ve 4. noktada; en düşük yıllık ortalama tuzluluk değeri 0,6 mg/L ile 1 nolu noktadadır. Mevsimsel ortalama da en yüksek tuzluluk değeri 0,9 mg/L ile yaz mevsiminde, en düşük mevsimsel ortalama tuzluluk değeri 0,6 mg/L ile sonbahar dönemindedir. Yaz döneminde ki tuzluluk değerindeki artış, sıcaklığın artmasıyla buharlaşmanın fazla olmasından dolayıdır .



Şekil 5.1.3. Tuzluluk Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

Tablo 5.1.3. Kızılırmak Nehri Sularında Tuzluluk Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	TUZLULUK (g/L)				
	ÖRNEKLEME ZAMANI				
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama
1	0,6	0,5	0,5	0,8	0,6
2	0,6	1,1	0,7	0,9	0,8
3	0,6	0,7	0,7	0,9	0,7
4	0,6	0,7	0,8	0,9	0,8
5	0,6	0,7	0,7	0,9	0,7
6	0,6	0,7	0,7	0,9	0,7
7	0,6	0,6	0,7	0,9	0,7
8	0,6	0,7	0,5	0,9	0,7
9	0,6	0,7	0,7	0,9	0,7
Mevsimsel Ortalama	0,6	0,7	0,7	0,9	

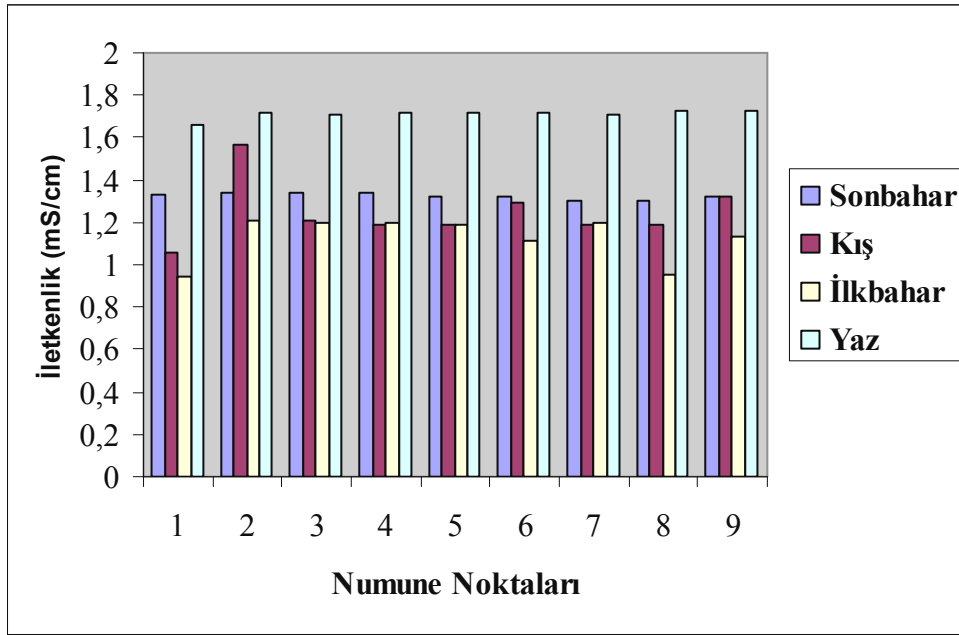
5.1.4. İletkenlik

İletkenlik, nehir suyunda iyonize olan maddelerin toplam miktarının bir ölçümü olan elektriksel iletkenlik 0,94-1,73 arasında değişmektedir. İletkenlik değerlerine bakıldığında, kış ve ilkbahar değerleri, yaz ve sonbahar değerlerine göre daha düşüktür. Yıllık ortalama en yüksek iletkenlik değeri 1,42 mS/cm değeri ile 2. noktada; yıllık ortalama en düşük iletkenlik değeri ise 1,25 mS/cm ile 1. noktadadır. Mevsimsel en yüksek ortalama iletkenlik değeri 1,71 mS/cm değeri ile yaz döneminde; mevsimsel ortalama en düşük iletkenlik değeri 1,13 mS/cm değeri ile ilkbahar döneminde.

Bunun nedeni kış ve ilkbaharda yağış miktarının fazla olmasıyla toprağın sürekli şekilde yıkanmasından dolayı yüzey sularının genellikle az tuzlu olmasından kaynaklanabilir. Yüksek iletkenlik değerleri, doğal ya da kirlenmiş suların deşarjı ya da arazi kullanım aktiviteleri yoluyla oluşabilir.

Tablo 5.1.4. Kızılırmak Nehri Sularında İletkenlik (mS/cm) Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	İLETKENLİK (mS/cm)				
	ÖRNEKLEME ZAMANI				
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık ortalama
1	1,33	1,06	0,94	1,66	1,25
2	1,34	1,57	1,21	1,72	1,42
3	1,34	1,21	1,20	1,71	1,36
4	1,34	1,19	1,20	1,72	1,36
5	1,32	1,19	1,19	1,72	1,35
6	1,32	1,29	1,11	1,72	1,36
7	1,30	1,19	1,20	1,71	1,35
8	1,30	1,19	0,95	1,73	1,29
9	1,32	1,32	1,13	1,73	1,37
Mevsimsel Ortalama	1,32	1,24	1,13	1,71	



Şekil 5.1.4. İletkenlik Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

5.1.5. Amonyak Azotu

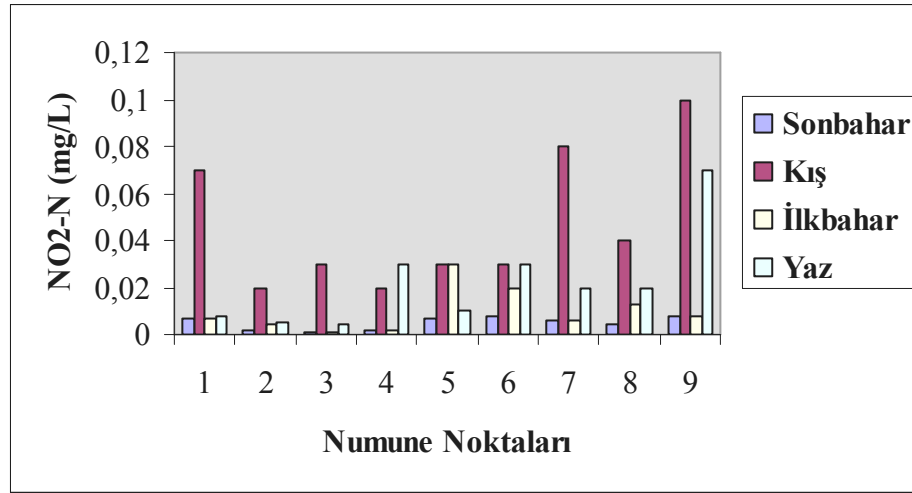
Yapılan deneylerde amonyak azotu değeri ölçüm aralığının (0.2-2 mg/L) altında kalmıştır. Bu nedenle amonyak değerleri şekil ve tablo ile gösterilememiştir.

5.1.6. Nitrit Azotu

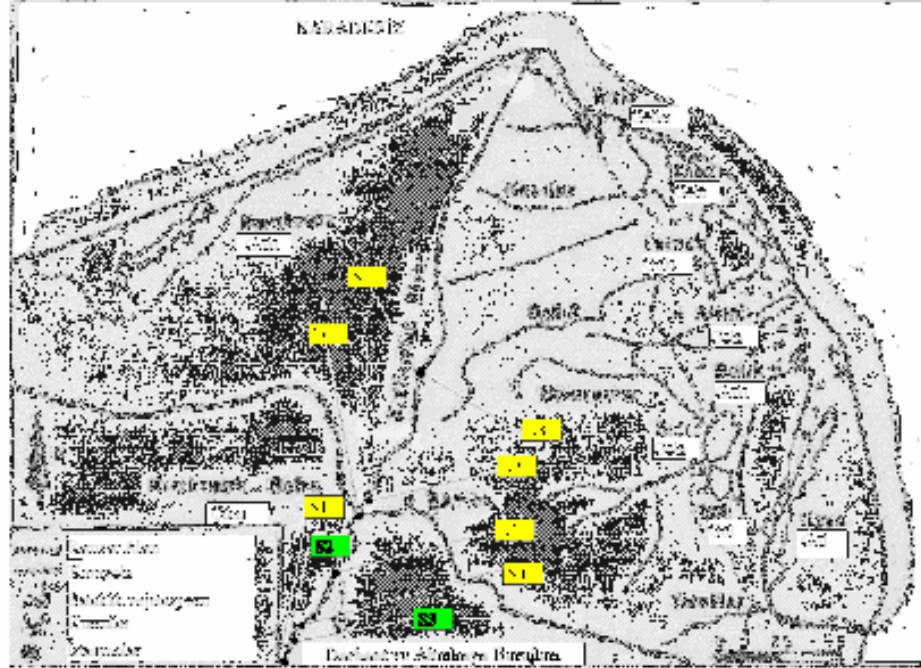
Tablo 5.1.6 ve Şekil 5.1.6 incelendiğinde, numune noktalarında en düşük nitrit azotu değerleri sonbahar ve ilkbahar döneminde görülmektedir. Yıllık ortalama en yüksek nitrit azotu değeri 0,050 mg/L ile 9. noktada; en düşük yıllık ortalama nitrit azotu değeri, 0,008 mg/L ile 2. noktadadır. Yıllık ortalama nitrit azotu değerlerinin su kalite haritası Şekil 5.1.6a'da gösterilmiştir. En yüksek mevsimsel ortalama nitrit azotu değeri 0,047 mg/L kış döneminde, en düşük değeri 0,005 mg/L sonbahar dönemindedir. Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen değerler ile karşılaştırıldığında incelenen numunelerin su kalite sınıflandırmasına göre II. ve III. sınıf su kalitesinde olduğu görülür. Nitrit azotu değerinin ilkbahar döneminde düşüş göstermesi, nitrat azotu değerinin ise ilbaharda artması, nitrit azotunun nitrat azotuna dönüştüğünü gösterir.

Tablo 5.1.6. Kızılırmak Nehri Sularında Nitrit Azotunun Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	NİTRİT AZOTU (mg/L)					
	ÖRNEKLEME ZAMANI					
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama	Su Kalite Sınıfı
1	0,007	0,07	0,007	0,008	0,023	Sınıf III
2	0,002	0,02	0,004	0,005	0,008	Sınıf II
3	0,001	0,03	0,001	0,004	0,009	Sınıf II
4	0,002	0,02	0,002	0,030	0,013	Sınıf III
5	0,007	0,03	0,030	0,010	0,020	Sınıf III
6	0,008	0,03	0,020	0,030	0,022	Sınıf III
7	0,006	0,08	0,006	0,020	0,030	Sınıf III
8	0,004	0,04	0,013	0,020	0,020	Sınıf III
9	0,008	0,10	0,008	0,070	0,05	Sınıf III
	Mevsimsel Ortalama	0,005	0,047	0,010	0,022	



Şekil 5.1.6. Nitrit Azotu Değerlerinin Mevsimsel Değişimi



Şekil 5.1.6a. Yıllık Ortalama Nitrit Azotu Değerlerinin Su Kalite Haritası

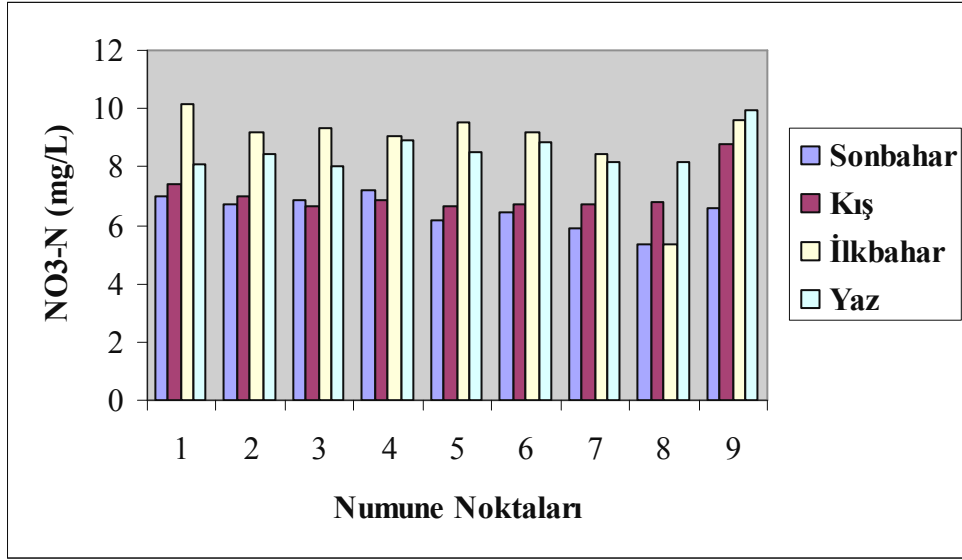
5.1.7. Nitrat Azotu

Tablo 5.1.7 ve Şekil 5.1.7 incelendiğinde, ölçülen en yüksek değer 10,18 mg/L ile ilkbahar döneminde, en düşük değer ise 5,38 mg/L ile sonbahar döneminde ölçülmüştür. Yıllık ortalama nitrat azotu değerlerine bakıldığında, en yüksek değer 8,73 mg/L değeri ile 9. noktada, en düşük değer ise, 6,45 mg/L değeri ile 8. noktadadır.

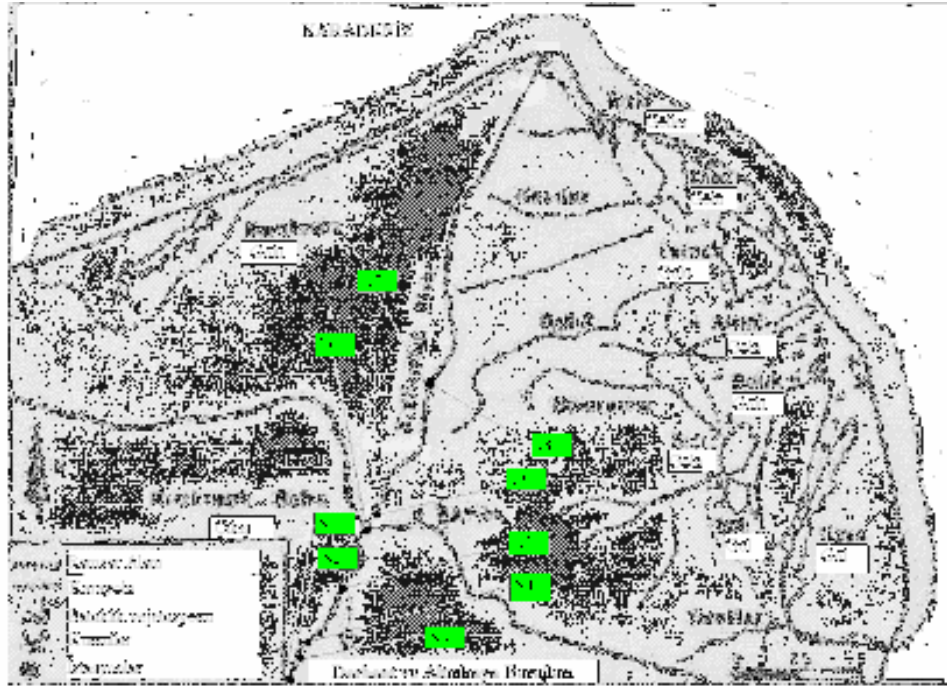
Yıllık ortalama nitrat azotu değerlerinin su kalite haritası Şekil 5.1.7a'da gösterilmiştir. Mevsimsel ortalama nitrat azotu değerlerinde en yüksek ortalama nitrat azotu değeri, 8,90 mg/L değeri ile ilkbahar döneminde, en düşük değer ise, 6,47 mg/L ile sonbahar döneminde görülmektedir. Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen değerler ile karşılaştırıldığında II. sınıf su kalitesinde olduğu görülür. İlkbahar dönemindeki nitrat azotu konsantrasyonundaki artış; artan sıcaklıkla birlikte artan biyolojik faaliyetlerle açıklanabilir. Ayrıca tarım topraklarında kullanılan gübrelerdeki azotun ilkbahardaki yağışlarla nehre akmasıyla da nitrat azotu miktarını artırmaktadır. Yaz döneminde bitkiler tarafından nitrat azotu kullanıldığından değerlerde düşüş görülmektedir.

Tablo 5.1.7. Kızılırmak Sularında Nitrat Azotu Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	NİTRAT AZOTU (mg/L)					
	ÖRNEKLEME ZAMANI					
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama	Su Kalite Sınıfı
1	6,99	7,38	10,18	8,10	8,16	Sınıf II
2	6,74	7,03	9,21	8,42	7,85	Sınıf II
3	6,85	6,67	9,32	7,99	7,71	Sınıf II
4	7,20	6,85	9,03	8,89	7,99	Sınıf II
5	6,16	6,67	9,53	8,53	7,72	Sınıf II
6	6,42	6,74	9,18	8,82	7,79	Sınıf II
7	5,91	6,70	8,46	8,14	7,30	Sınıf II
8	5,38	6,70	5,56	8,17	6,45	Sınıf II
9	6,56	8,78	9,61	9,96	8,73	Sınıf II
	Mevsimsel Ortalama	6,47	7,06	8,90	8,56	



Şekil 5.1.7. Nitrat Azotu Değerlerinin Mevsimsel Değişimi



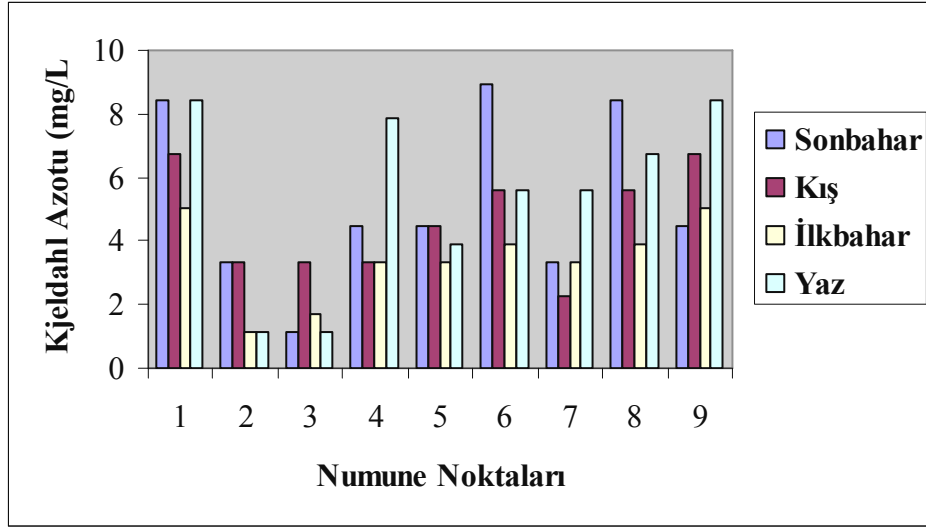
Şekil 5.1.7a. Yıllık Ortalama Nitrat Azotu Değerlerinin Su Kalite Haritası

5.1.8. Kjeldahl Azotu

Kjeldahl azotu değerleri Tablo 5.1.8' ve Şekil 5.1.8'de gösterilmiştir. Ölçülen en yüksek değer 8.96 mg/L'dir. Yıllık ortalama en yüksek kjeldahl azotu değeri 6,91 mg/L ile 9. noktada; yıllık ortalama en düşük kjeldahl azotu değeri 1,82 mg/L ile 3. noktadır. Mevsimsel ortalama en yüksek kjeldahl azotu değeri 5,41 mg/L ile yaz döneminde, mevsimsel ortalama en düşük kjeldahl azotu 3,42 mg/L ile ilkbahar dönemindedir. Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen değerler ile karşılaştırıldığında genelde III. ve IV. sınıf su kalitesinde olduğu görülür.

Tablo 5.1.8. Kızılırmak Nehri Sularında Kjeldahl Azotu Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	KJELDAHL AZOTU (mg/L)					
	ÖRNEKLEME ZAMANI					Su Kalite sınıfı
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama	
1	8,40	6,72	5,04	8,40	7,14	Sınıf IV
2	3,36	3,36	1,12	1,12	2,24	Sınıf III
3	1,12	3,36	1,68	1,12	1,82	Sınıf III
4	4,48	3,36	3,36	7,84	3,73	Sınıf III
5	4,48	4,48	3,36	3,92	4,06	Sınıf III
6	8,96	5,60	3,92	5,60	5,04	Sınıf IV
7	3,36	2,24	3,36	5,60	3,64	Sınıf III
8	8,40	5,60	3,92	6,72	6,91	Sınıf IV
9	4,48	6,72	5,04	8,40	6,16	Sınıf IV
	Mevsimsel Ortalama	4,76	4,60	3,42	5,41	



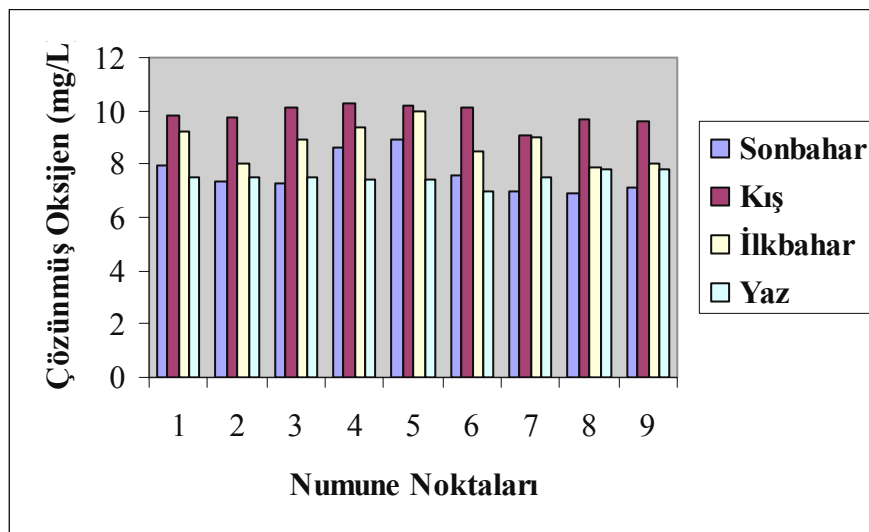
Şekil 5.1.8. Kjeldahl Azotu Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

5.1.9. Çözünmüş Oksijen

Çözünmüş Oksijen değerleri Tablo 5.1.9 ve Şekil 5.1.9’da gösterilmiştir. En yüksek çözünmüş oksijen değerleri kış döneminde, en düşük çözünmüş oksijen değerleri yaz döneminde elde edilmiştir. Ölçülen en yüksek çözünmüş oksijen değeri 10,30 mg/L; en düşük çözünmüş oksijen değeri 6,90 mg/L’dir. Yıllık ortalama en yüksek çözünmüş oksijen değeri 9,11 mg/L ile 5. noktada; en düşük yıllık ortalama çözünmüş oksijen miktarı 8,06 mg/L ile 8. noktadır. Mevsimsel en yüksek çözünmüş oksijen değeri 9,85 mg/L ile kış mevsiminde; en düşük ortalama mevsimsel çözünmüş oksijen değeri 7,48 mg/ L ile yaz döneminde görülmektedir. Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen değerler ile karşılaştırıldığında genelde I. sınıf su kalitesinde olduğu görülür. Kış döneminde sıcaklığının düşük olması oksijen gazının çözünürlüğünü artırır ve çözünmüş oksijen miktarı artar. Ancak sıcaklığın artması ile oksijen gazının çözünürlüğü azalır ve çözünmüş oksijen miktarı özellikle yazın düşük seviyelere iner.

Tablo 5.1.9. Kızılırmak Nehri Sularında Çözünmüş Oksijen Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	ÇÖZÜNMÜŞ OKSİJEN (mg/L)					
	ÖRNEKLEME ZAMANI					
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama	Su Kalite Sınıfı
1	7,94	9,80	9,20	7,50	8,61	Sınıf I
2	7,32	9,75	8,00	7,50	8,14	Sınıf I
3	7,27	10,10	8,95	7,50	8,45	Sınıf I
4	8,61	10,30	9,40	7,40	8,93	Sınıf I
5	8,90	10,20	9,95	7,40	9,11	Sınıf I
6	7,56	10,10	8,50	7,00	8,29	Sınıf I
7	7,00	9,10	9,00	7,50	8,15	Sınıf I
8	6,90	9,70	7,90	7,77	8,06	Sınıf I
9	7,13	9,60	8,00	7,77	8,13	Sınıf I
Mevsimsel Ortalama		7,62	9,85	8,77	7,48	

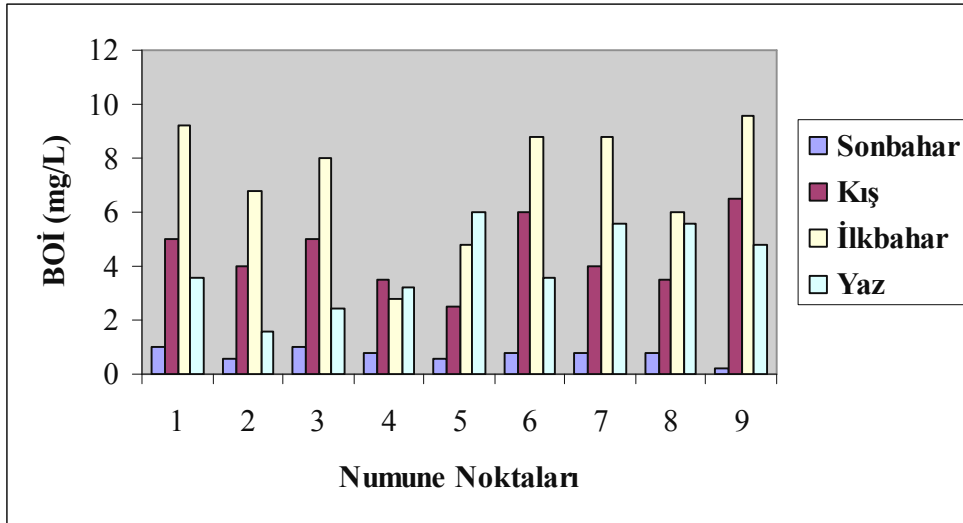


Şekil 5.1.9. Çözünmüş Oksijen Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

5.1.10. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ)

Tablo 5.1.10 ve Şekil 5.1.10 incelendiğinde, numune noktalarında en düşük BOİ değerleri sonbahar döneminde görülmektedir. Ölçülen en yüksek değer 9,60 mg/L ile ilkbahar döneminde ölçülmüştür. Yıllık ortalama en yüksek BOİ değeri 5,27 mg/L ile 9 nolu numune noktasında; en düşük ortalama BOİ değeri 2,60 mg/L ile 4. nokta da görülmektedir. Mevsimsel en yüksek ortalama BOİ değeri 7,26 mg/L ile ilkbahar döneminde, en düşük ortalama BOİ değeri 0,73 mg/L ile sonbahar döneminde. Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen değerler ile karşılaştırıldığında I. ve II. sınıf su kalitesinde olduğu görülür. İlkbahar döneminden yaz dönemine geçişte BOİ değerlerinde düşme gözlenir.

Tüm noktalarda farklı zamanlarda ani yükselmeler görülmektedir. Bunlar anlık kirlilik yüklemelerine bağlanabilir. Bafra Atıksu Arıtma Tesisinin istenilen verimde çalışmaması ve çıkış sularının doğrudan nehre deşarj edilmesi, düzensiz çöp depolama sahasından karışabilecek sızıntı suları BOİ değerinin yükselmesine sebep olabilir. Ancak genel olarak yükselmeler mikroorganizmal faaliyetlerin arttığı sıcak aylarda görülmektedir.



Şekil 5.1.10. BOİ Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

Tablo 5.1.10. Kızılırmak Sularında BOİ Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	BOİ (mg/L)					
	ÖRNEKLEME ZAMANI					
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama	Su Kalite Sınıfı
1	1,06	5,00	9,20	3,60	4,70	Sınıf I
2	0,60	4,00	6,80	4,08	3,25	Sınıf I
3	1,00	5,00	8,00	1,60	4,10	Sınıf I
4	0,80	3,50	2,80	2,40	2,60	Sınıf I
5	0,60	2,50	4,80	3,20	3,50	Sınıf I
6	0,80	6,00	8,80	6,00	4,80	Sınıf I
7	0,80	4,00	8,80	3,60	4,80	Sınıf I
8	0,80	3,50	6,00	5,60	3,97	Sınıf I
9	0,20	6,50	9,60	5,60	5,27	Sınıf I
	Mevsimsel Ortalama	0,73	4,44	7,26	4,08	

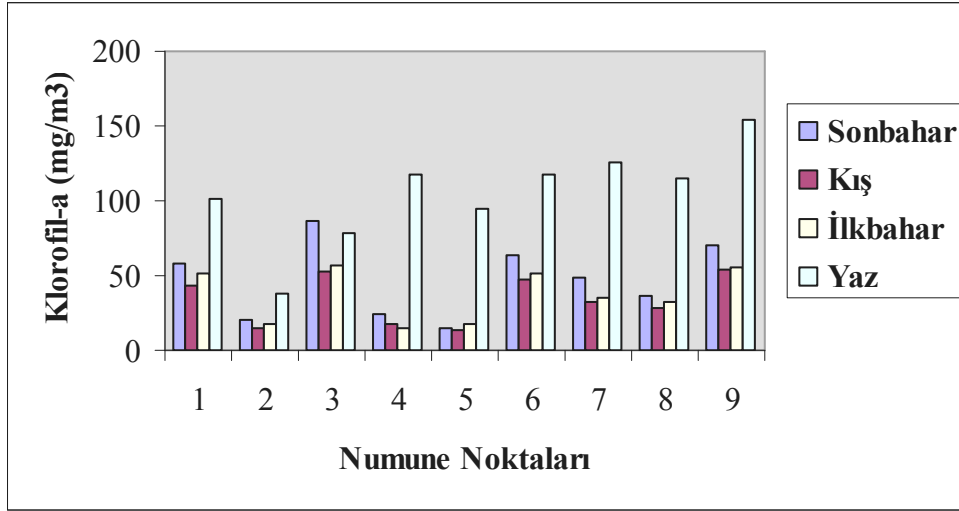
5.1.11. Klorofil-a

Klorofil-a değerleri, Tablo 5.1.11 ve Şekil 5.1.11 incelendiğinde en yüksek yaz döneminde belirlenmiştir. En yüksek klorofil-a değeri 154 mg/m^3 ile yaz döneminde; en düşük klorofil-a değeri ise 13 mg/m^3 değeri ile kış döneminde. Yıllık ortalama en yüksek klorofil-a değeri 84 mg/m^3 ile 9. noktada; en düşük yıllık ortalama klorofil-a değeri 23 mg/m^3 değeri ile 2. noktadadır. Mevsimsel ortalama klorofil-a değerlerine bakıldığında; en yüksek mevsimsel ortalama klorofil-a değeri 105 mg/m^3 ile yaz döneminde; en düşük mevsimsel ortalama klorofil-a değeri, 34 mg/m^3 ile kış döneminde gözlenmiştir. Klorofil-a miktarı, sudaki besin miktarının azalmasıyla azalış, ışığın

artmasıyla da bir artış göstermektedir. Bu etkenlerden dolayı klorofil-a miktarının değerleri çok değişkenlik göstermektedir. Sucul ekosistemlerde zamanla ortamın oldukça değişkenlik göstermesine sebep olan fiziksel, kimyasal ve biyolojik faktörlerin tamamı klorofil-a miktarını etkilemektedir (Carlson,1977).

Tablo 5.1.11. Kızılırmak Nehri Sularında Klorofil-a Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	KLOROFİL-A (mg/m ³)				
	ÖRNEKLEME ZAMANI				
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama
1	58	43	51	102	64
2	20	15	18	38	23
3	87	53	57	78	69
4	25	18	15	118	44
5	15	13	17	95	35
6	64	47	52	118	70
7	48	32	35	126	60
8	37	28	32	115	53
9	70	54	56	154	84
Mevsimsel Ortalama	47	34	37	105	



Şekil 5.1.11. Klorofil-a Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

5.1.12. Toplam Fosfor ve Orto Fosfat

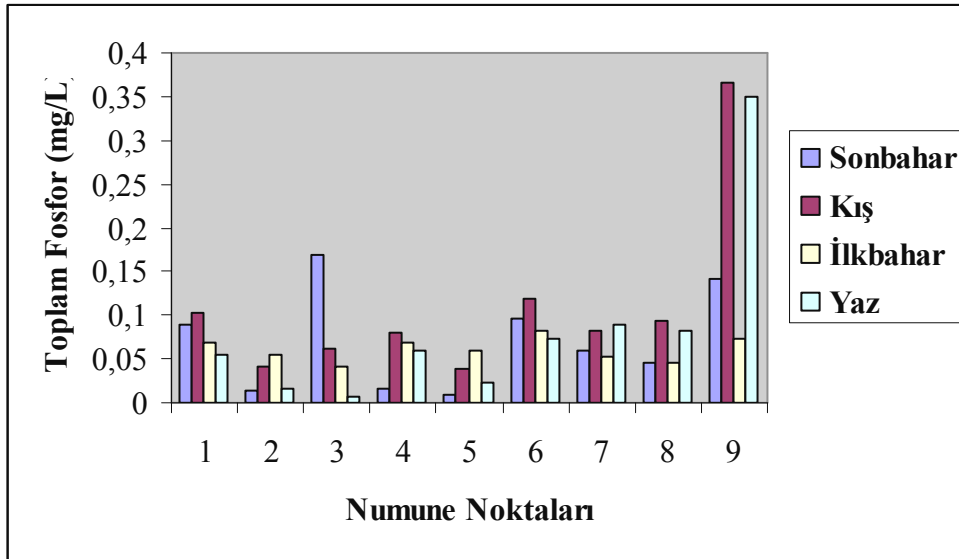
Örnekleme zamanlarında ölçülen toplam fosfor değerleri Tablo 5.1.12 ve Şekil 5.1.12'de; orto fosfat değerleri ise Tablo 5.1.13 ve Şekil 5.1.13'de görülür. Yıllık ortalama en yüksek toplam fosfor değeri; 0,232 mg/L ile 9. noktada; en düşük ortalama toplam fosfor değeri 0,032 mg/L değeri ile 2. noktadadır. 9. nokta Bafra Atıksu Arıtma Tesisinin deşarj edildiği noktadır (Resim 5.1). Mevsimsel ortalama en yüksek toplam fosfor değeri; 0,109 mg/L değeri ile kış döneminde; mevsimsel ortalama en düşük toplam fosfor değeri 0.061 mg/L ile ilkbahar döneminde görülmektedir. Fosfor değerindeki artış, numune noktalarına yakın yerlerdeki tarım alanlarındaki gübreleme işlemleri sonucunda kullanılan fosforlu gübrelerden olabilir. Özellikle şiddetli yağışlar toprak yüzeyini yıkar ve akışa geçen sular yüksek oranda fosfor ve fosfat içerir. Yıllık ortalama toplam fosfor değerlerinin su kalite haritası Şekil 5.1.12a'da gösterilmiştir.

Yıllık ortalama en yüksek orto fosfat değeri 0,144 mg/L ile 9. noktada; en düşük yıllık ortalama orto fosfat değeri 0,013 mg/L ile 2. noktada görülür. Mevsimsel en yüksek ortalama orto fosfat değeri 0,069 mg/ L değeri ile kış döneminde, en düşük orto fosfat değeri 0,023 mg/L ile ilkbahar döneminde görülmektedir. Kış döneminde 9. noktada toplam fosforun en yüksek çıkmasının sebebi arıtma tesisinden nehre deşarj edildiği ana denk gelmiş olabilir. Bu veriler, Bafra Atıksu Arıtma tesisinin istenilen verimde çalışmadığının bir göstergesi olabilir. Toplam fosfor ve orto fosfat değerleri

Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen değerler ile karşılaştırıldığında genelde II. sınıf su kalitesinde olduğu görülür. Ancak 9. nokta için su kalite sınıfının en düşük olduğu dönem kışıdır.



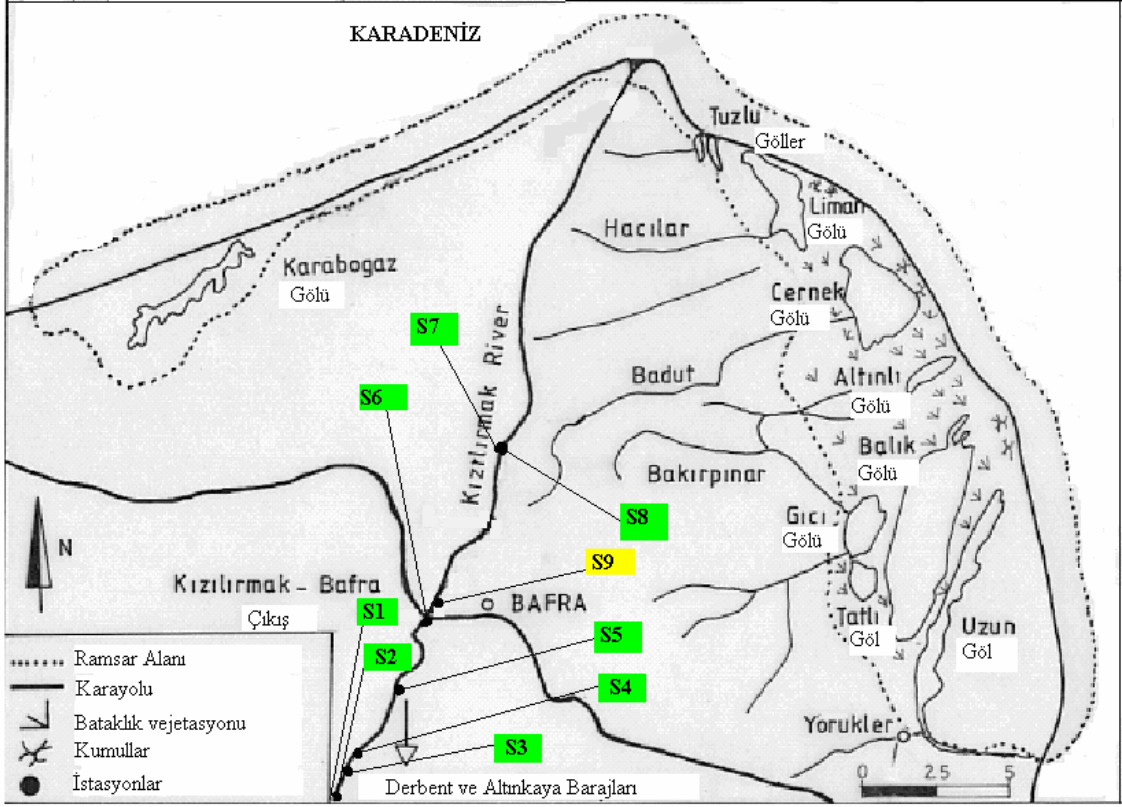
Resim 5.1. Bafra Atıksu Arıtma Tesisinin sularının deşarj edildiği nokta)
(9 nolu numune noktası)



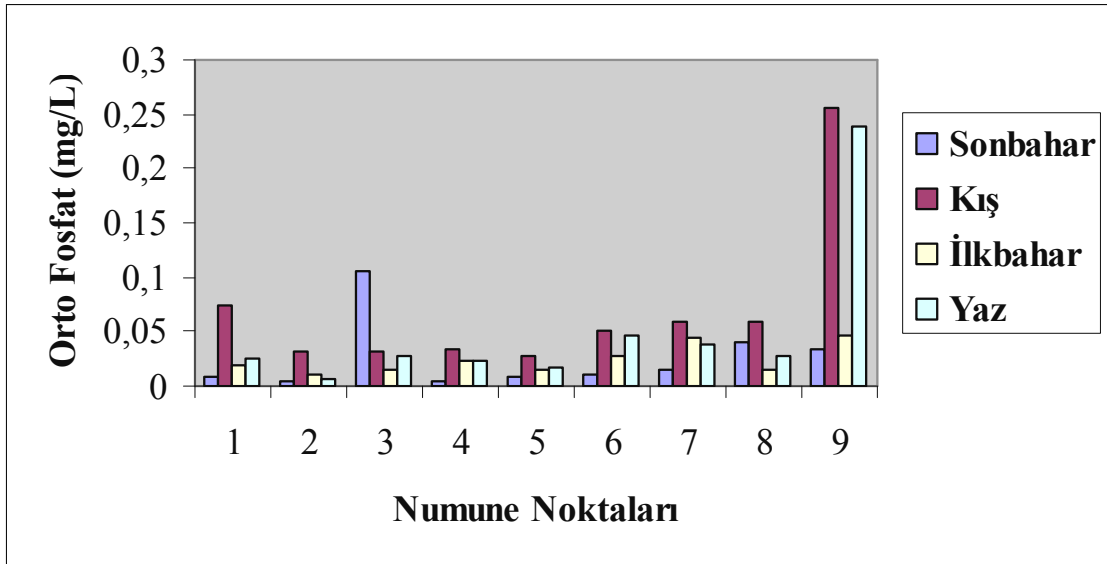
Şekil 5.1.12. Toplam Fosfor Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

Tablo 5.1.12. Kızılırmak Sularında Toplam Fosfor Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	TOPLAM FOSFOR (mg/L)					
	ÖRNEKLEME ZAMANI					
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama	Su Kalite Sınıfı
1	0,090	0,104	0,069	0,055	0,079	Sınıf II
2	0,014	0,041	0,055	0,017	0,032	Sınıf II
3	0,170	0,062	0,041	0,007	0,070	Sınıf II
4	0,017	0,080	0,069	0,059	0,056	Sınıf II
5	0,010	0,038	0,059	0,024	0,033	Sınıf II
6	0,095	0,118	0,083	0,073	0,090	Sınıf II
7	0,059	0,083	0,052	0,090	0,071	Sınıf II
8	0,045	0,093	0,045	0,083	0,066	Sınıf II
9	0,142	0,365	0,073	0,350	0,232	Sınıf III
Mevsimsel Ortalama	0,072	0,109	0,061	0,084		



Şekil 5.1.12a. Yıllık Ortalama Toplam Fosfor Değerlerinin Su Kalite Haritası



Şekil 5.1.13. Orto Fosfat Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

Tablo 5.1.13. Kızılırmak Sularında Orto Fosfat Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	ORTO FOSFAT (mg/L)				
	ÖRNEKLEME ZAMANI				
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)	Yıllık Ortalama
1	0,008	0,074	0,019	0,026	0,032
2	0,004	0,032	0,010	0,006	0,013
3	0,106	0,032	0,014	0,028	0,045
4	0,004	0,034	0,023	0,023	0,021
5	0,009	0,028.	0,015	0,017	0,017
6	0,012	0,051	0,027	0,047	0,034
7	0,014	0,059	0,045	0,039	0,039
8	0,041	0,060	0,014	0,028	0,036
9	0,034	0,255	0,046	0,239	0,144
Mevsimsel Ortalama	0,026	0,069	0,023	0,050	

5.1.14. Askıda Katı Madde

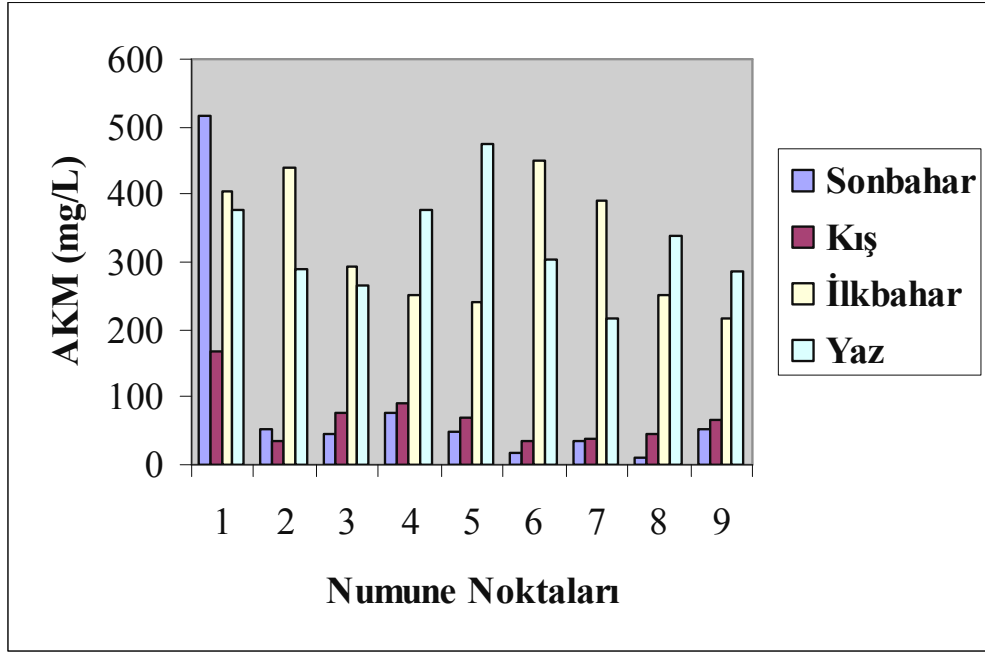
Askıda Katı Madde (AKM) değerlerine bakıldığında; en yüksek değer, 450 mg/L ile ilk ilkbahar döneminde, en düşük değer 10 mg/L ile sonbahar döneminde görülür. İlkbahar döneminde çoğu noktalarda AKM'nin yüksek çıkmasını sebebi, baraj kapaklarının açılmış olmasından kaynaklanabilir. Ayrıca nehir boyunca kum-çakıl çekim çalışmalarının da devam ettiği ilkbahar ve yaz döneminde AKM miktarını artırıyor olabilir (Resim 5.2).



Resim 5.2. Çakıl-Kum Çekim Çalışmaları (5 Nolu Numune Noktası)

Tablo 5.1.14. Kızılırmak Sularında AKM Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktaları	AKM (mg/L)			
	ÖRNEKLEME ZAMANI			
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)
1	518	166	406	376
2	54	36	438	288
3	46	78	294	266
4	78	92	250	376
5	50	70	242	476
6	18	36	450	302
7	34	38	390	216
8	10	46	252	338
9	52	66	216	286



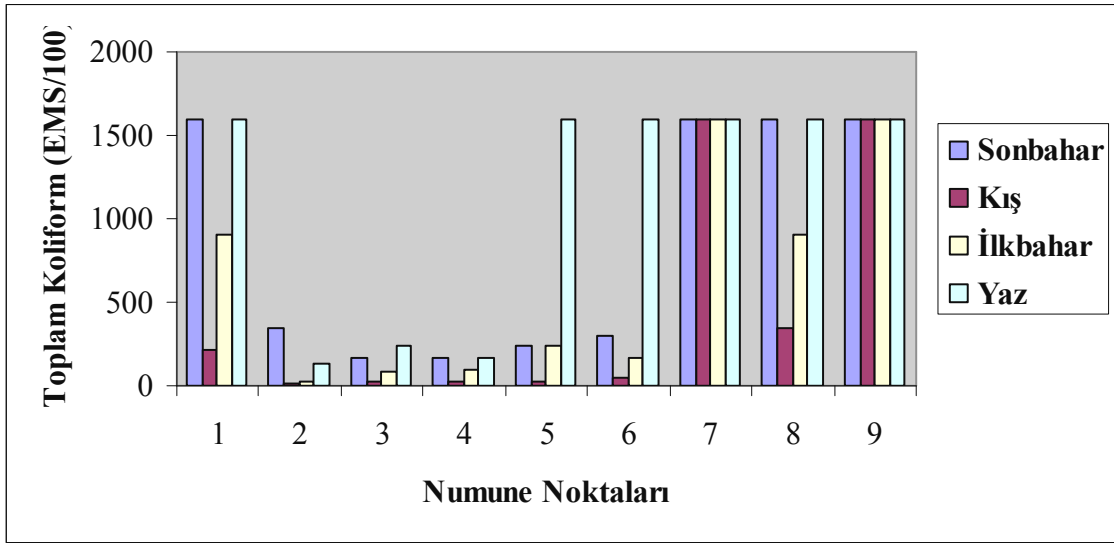
Şekil 5.1.14. AKM Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

5.1.15. Seki Disk

Seki derinlik ölçümleri 1A baraj göl numune noktasında ilkbahar ve yaz dönemlerinde yapılmıştır. Su geçirgenliği, ilkbahar mevsiminde 1,92 m; yaz döneminde 6 m'dir.

5.1.16. Mikrobiyolojik Özellikler

Çoklu tüp metoduna göre yapılan mikrobiyolojik incelemelerde pozitif sonuç veren tüp sayıları belirlenmiş ve hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar Tablo 5.1.16'da verilmiştir. 6. noktadan itibaren değerlerdeki artış atık su arıtma tesisine yakın olan noktalar olduğundan dolayı olabilir. Kıta İçi Su Kaynakları Kalite Parametrelerinde verilen değerler ile karşılaştırıldığında I. ve II. sınıf su kalitesinde olduğu görülür.



Şekil 5.1.16. Toplam Koliform Değerlerinin Mevsimsel Değişimi

Tablo 5.1.16. Kızılırmak Nehri Sularında Toplam Koliform Değerinin Mevsimsel Değişimi

Numune Noktası	TOPLAM KOLİFORM (EMS/100 mL)			
	ÖRNEKLEME ZAMANI			
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)
1	≥1600	220	900	1600
2	350	8	26	130
3	170	22	80	240
4	170	22	90	170
5	240	23	240	1600
6	300	50	170	1600
7	1600	1600	≥1600	≥1600
8	1600	350	900	1600
9	≥1600	≥1600	1600	1600

Tablo 5.1.17. 1A Numune Noktasının Fiziko-Kimyasal Özellikleri (Nisan 2005)

Parametreler	Yüzey	Derin	Dip
pH	8,04	8,06	8,03
Sıcaklık (°C)	18,8	18,3	18,2
Tuzluluk (g/L)	0,6	0,6	0,5
İletkenlik (mS)	1,18	1,18	1,18
Nitrit (mg/L)	0,003	0,005	0,004
Nitrat (mg/L)	9,57	9,46	10,07
Kjeldahl Azotu (mg/L)	3,92	4,48	5,04
Çözünmüş Oksijen (mgO₂/L)	8,95	8,95	8,65
BOİ (mg/L)	9,60	6,00	6,00
Klorofil-a (mg/m³)	62	60	47
Toplam Fosfor (mg/L)	0,062	0,062	0,114
Orto Fosfat (mg/L)	0,018	0,022	0,014
AKM (mg/L)	238	318	334
Toplam Koliform EMS/100 mL)	80	*	300

*Ölçüm yapılmamıştır

Tablo 5.1.18. 1A Numune Noktasının Fiziko-Kimyasal Özellikleri (Temmuz 2005)

Parametreler	Yüzeý	Derin	Dip
pH	7,83	7,86	7,84
Sıcaklık (°C)	25,1	24,4	21,5
Tuzluluk (g/L)	0,7	0,7	0,6
İletkenlik (mS)	1,58	1,47	1,36
Nitrit (mg/L)	0,005	0,008	0,006
Nitrat (mg/L)	8,35	8,49	8,57
Kjeldahl Azotu (mg/L)	5,04	7,84	8,96
Çözünmüş Oksijen (mgO₂/L)	6,7	7,3	6,5
BOİ (mg/L)	4,40	4,40	4,40
Klorofil-a (mg/m³)	109	97	85
Toplam Fosfor (mg/L)	0,066	0,055	0,079
Orto Fosfat (mg/L)	0,034	0,047	0,033
AKM (mg/L)	324	291	324
Toplam Koliform EMS/100 mL)	1600	*	280

*Ölçü yapılmamıştır

1A baraj göl numune noktasının fiziko kimyasal özellikleri Tablo 5.1.17 ve Tablo 5.1.18'de verilmiştir. 1A baraj göl numune noktasında en yüksek sıcaklık değeri 25,1 °C ile yaz mevsiminde, en düşük değer 18,2 °C ile ilkbahar dip suyunda bulunmuştur. Güneş ışığının dip kısma tam ulaşamaması sıcaklığın azalmasına neden olur. 1A baraj göl suyunda, mevsimsel pH kontrol etmede önemli parametrelerden biri olan sıcaklık ile uyum içindeki pH değerleri, yüzey suyunda, ilkbaharda 8,04, yaz mevsiminde 7,83; dip sularında, ilkbaharda 8,03; yaz mevsiminde 7,84 bulunmuştur. İletkenlik değeri yüzey suyunda, ilkbaharda 1,18 mS/cm, yaz mevsiminde 1,58 mS/cm; dip sularında, ilkbaharda 1,18 mS/cm; yaz mevsiminde 1,36 mS/cm olarak bulunmuştur. Yaz mevsimindeki tuzluluk değerleri, ilkbahar mevsimindeki tuzluluk değerlerine göre daha yüksektir. İlkbaharda yağışların fazla olması suların tuzluluk değerlerini düşürür, buna bağlı olarak da iletkenlik değerleri düşer. 1A baraj göl numune noktası için; çözülmüş oksijen değerleri ilkbahar mevsimi yüzey suyunda 8,95 mg/L, yaz mevsiminde 6,70 mg/L; dip sularında çözülmüş oksijen miktarı, ilkbaharda 8,65 mg/L, yaz mevsiminde 6,5 mg/L'dir. Yaz mevsiminde sıcaklığın artmasıyla oksijen gazının çözünürlüğü azalır. Bu nedenle yaz mevsiminde çözülmüş oksijen miktarı ilkbahar mevsimine göre daha düşük çıkmıştır.

1A baraj göl numune noktasında klorofil-a miktarı, ilkbahar ve yaz dönemi yüzey sularında, dip sularına göre daha yüksek bulunmuştur. Yüzeğe yakın kısımlarda güneş ışığının fazla olması fotosentezi hızlandırır, canlı miktarı artar bu da klorofil-a miktarını artırır. İlkbahar dönemi yüzey suyunda klorofil-a miktarı 62 mg/m³, dip sularında 47 mg/m³; yaz dönemi yüzey suyunda 109 mg/m³, dip sularında 85 mg/m³ bulunmuştur. Nitrat azotu ilkbahar mevsimi yüzey suyunda 9,57 mg/L, dip sularında 10,07 mg/L; yaz dönemi yüzey suyunda 8,35 mg/L, dip sularında 8,57 mg/L bulunmuştur. İlkbahar dönemi nitrat azotu değerleri yaz mevsimi nitrat azotu değerlerinden daha yüksek çıkmıştır. Yaz döneminde bitkiler tarafından nitrat azotu kullanıldığından değerlerde düşüş görülmektedir.

1A baraj gölü fiziko-kimyasal özellikleri incelendiğinde genelde II. ve III. su kalite sınıfında olduğu görülmüştür.

5.2. Trofik Durum İndeksi

Seki disk için trofik durum indeksi denklem (11), klorofil-a için trofik durum indeksi denklem (12) ve toplam fosfor trofik durum indeksi denklem (13)'e göre hesaplanmıştır.

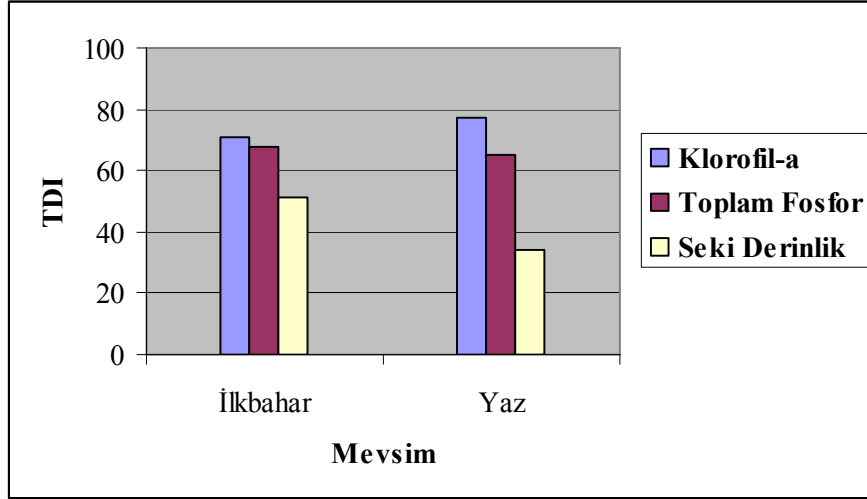
1A baraj gölü numune noktası için ilkbahar mevsimi TDI değerleri Tablo 5.2.1 ve Şekil 5.2.1'de; yaz mevsimi klorofil-a, toplam fosfor ve seki derinlik TDI değerleri de Tablo 5.2.2 ve Şekil 5.2.2'de gösterilmiştir. Değerler incelendiğinde yaz dönemi klorofil-a TDI(CHL) değerlerinin ilkbahar dönemi TDI(CHL) değerlerinin daha yüksek çıktığı görülmüştür. Bunun nedeni, yaz döneminde klorofil-a değerlerinin yüksek çıkmış olması olabilir. Buna karşın TDI(SD) değeri düşmüştür. Klorofil-a ve toplam fosfor miktarı arttıkça seki derinlik azalır. İlkbahar mevsiminde 1A baraj gölü numune noktası için; klorofil-a, toplam fosfor ve seki derinlik TDI değerlerine bakıldığında ötrofik özellikte; yaz mevsiminde TDI(TP) ve TDI(CHL) değerleri için ötrofik özellikte, TDI(SD) için oligotrofik özelliktedir (Şekil 5.2). Genel olarak ilkbahar ve yaz mevsimleri için TDI değerlerine bakıldığında 1A baraj gölü noktasının ötrofik özellikte olduğu görülür.

Tablo.5.2.1. İlkbahar Mevsimi Trofik Durum İndeksi (1A Baraj Gölü Numune Noktası)

Parametreler	TDI	Trofik Durum
Klorofil-a (mg/m ³)	71	Ötrofik
Toplam Fosfor (mg/m ³)	68	Ötrofik
Seki Derinlik (m)	51	Ötrofik

Tablo 5.2.2. Yaz Mevsimi Trofik Durum İndeksi (1A Baraj Gölü Numune Noktası)

Parametreler	TDI	Trofik Durum
Klorofil-a (mg/m ³)	77	Ötrofik
Toplam Fosfor (mg/m ³)	65	Ötrofik
Seki Derinlik (m)	34	Oligotrofik



Şekil 5.2.1. İlkbahar ve Yaz Mevsimi TDI Değerleri
(1A Baraj Gölü Numune Noktası)

5.3. N:P Oranı

Fosfor, genelde tatlı su sistemlerinde sınırlı besin olarak düşünülürken, azot genellikle, haliç ve denizde ilk üretkenlik için, sınırlayıcı bir faktördür (Marques, ve ark., 2003). Tablo 5.3'de görüldüğü gibi TN:TP oranı >15 olduğu için fosfor sınırlayıcı besindir.

Tablo 5.3. N:P Oranı

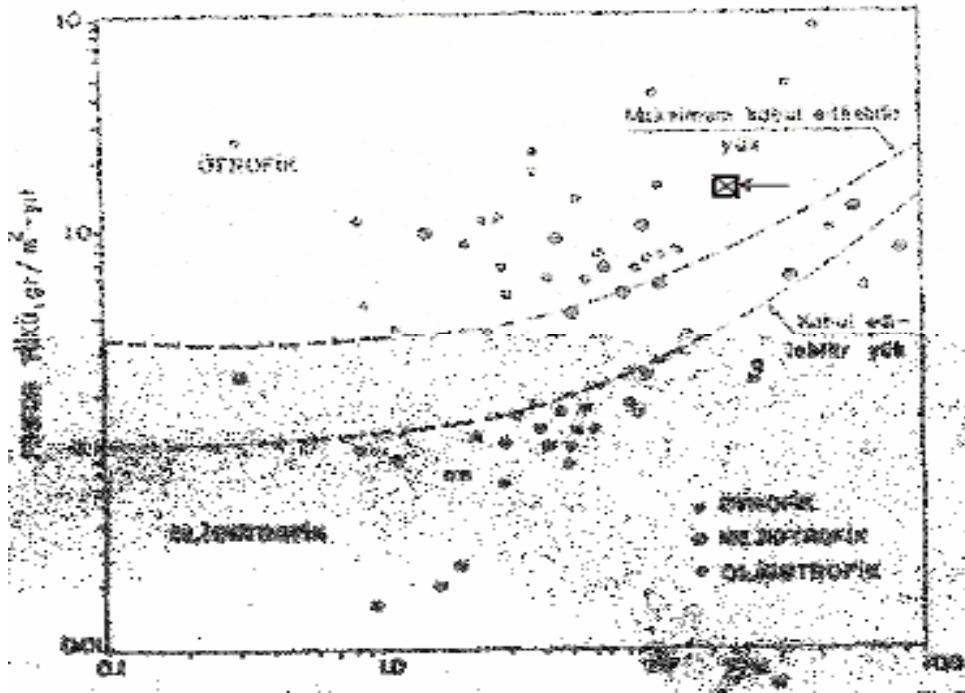
Numune Noktaları	TN:TP			
	ÖRNEKLEME ZAMANI			
	Sonbahar Dönemi (Ekim 2004)	Kış Dönemi (Şubat 2005)	İlkbahar Dönemi (Nisan 2005)	Yaz Dönemi (Temmuz 2005)
1	93	65	73	153
1A	*	*	40	124
2	240	82	20	66
3	7	54	41	162
4	264	42	49	133
5	448	118	57	163
6	94	47	47	77
7	57	27	65	62
8	187	48	87	81
9	32	18	69	24

5.4. Fosfor Yüğü Hesaplaması

1A baraj gölü numune noktasındaki fosfor yüğü hesaplamaları denklem (14), (15) ve (16)'a göre yapılmıştır. Hesaplamalar Ek D'de gösterilmiştir. Sonuçlara göre 1A baraj gölü noktasındaki fosfor yüğü kritik yükün üstünde çıkmıştır. Şekil 5.4'de fosfor yüğü ile hidrolik yükün kesiştiği nokta gölün kaldırabileceği fosfor yükünü gösterir. 1A baraj gölü numune noktası için hesaplama sonuçlarına göre şekil 5.4'de fosfor yüğü ve hidrolik yükün kesiştiği nokta dikdörtgen kutucuk ile gösterilmiştir. Kesişim noktası, 1A numune noktasının ötrofik özellik taşıdığını göstermektedir.

Tablo 5.4. 1A Baraj Gölü Numune Noktasının Fosfor Yüğü Değerleri

Numune noktası	Fosfor yüğü (mg/m ² -yıl)	Kritik spesifik yük (mg/m ² -yıl)	z/Tw
1A	2350	759,35	27



Şekil 5.4. Çeşitli Göllerin Kaldırabileceği Fosfor Yüğü (DSİ, 1984)

(1A Baraj Gölü Numune Noktasının Fosfor Yüğü)

5.5. RISK DEĞERLENDİRME

Toplam fosfor, toplam azot ve klorofil-a için risk hesaplamaları (17) nolu denkleme göre yapılmış ve Landis 1999'a göre değerlendirilmiştir (Tablo 3.4)(Landis, 1999). Örnek bir hesaplama Ek D'de verilmiştir. Toplam fosfor için yapılan hesaplamalarda risk kesri (RQ) değeri genelde 1'den büyüktür. Sonbahar ve yaz döneminde 2. ve 5. noktalarında 1'den küçük olduğu görülür. Klorofil-a değerleri için yapılan risk hesaplamalarında, tüm noktalarda $RQ > 1$ olduğu görülmektedir. Toplam azot değerleri için risk hesaplamalarında da $RQ > 1$ 'dir (Tablo 5.4). Elde edilen bu sonuçlar, Landis 1999'a göre potansiyel bir tehlikenin mevcut olduğunu göstermektedir.

Tablo 5.5. Kızılırmak Nehri'nin Çevresel Risk Durumu

Numune Noktaları	Toplam Fosfor	Klorofil-a	Toplam Azot
1	RQ>1	RQ>1	RQ>1
1A	RQ>1	RQ>1	RQ>1
2	RQ<1	RQ>1	RQ>1
3	RQ>1	RQ>1	RQ>1
4	RQ>1	RQ>1	RQ>1
5	RQ<1	RQ>1	RQ>1
6	RQ>1	RQ>1	RQ>1
7	RQ>1	RQ>1	RQ>1
8	RQ>1	RQ>1	RQ>1
9	RQ>1	RQ>1	RQ>1

6. SONUÇLAR

Yapılan çalışmada, pH, sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$), çözünmüş oksijen (mg/L), tuzluluk, (g/L), iletkenlik (mS/cm), klorofil-a (mg/m³), toplam fosfor, ortofosfat (mg/L), nitrat azotu, nitrit azotu, amonyak azotu, kjeldahl azotu, BOİ (mg/L), AKM (mg/L), toplam koliform, seki derinlik parametrelerinin analizleri yapılmış, yapılan analizler sonucunda Kızılırmak Nehri'nin su kalite sınıfları, trofik durum indeksi belirlenmiş ve risk değerlendirmesi yapılmıştır.

Kızılırmak nehrinde incelenen noktalarda, nitrat azotu konsantrasyonu bakımından II. sınıf su kalitesinde, nitrit azotu bakımından II. ve III. sınıf su kalitesindedir. Organik kirlenme nitrat ve nitrit konsantrasyonunu önemli ölçüde artırır.

Sığ göllerde ötrofikleşme, özellikle fosfatlı besin tuzlarının artışı fitoplankton biyokütlesini artırıp suyun aşırı bulanıklaşmasına neden olur. Bu durumda, yeterli güneş ışığının göl dip çamuruna ulaşamaması sonucu su içi bitkilerin büyümesi engellenir. Artan fitoplankton biyokütlesinin mikroorganizmal parçalanma işlemi aşırı oksijen kullanıldığından sudaki çözünmüş oksijen yoğunluğu azalır. Su içi bitkileri azaldığı için bitkilere bağlı yaşayan omurgasızlar da azalma görülür (Beklioğlu, 2003) Kızılırmak nehrinde fosfor derişimi, 0,039-0,365 mg/L arasında değişmektedir. 9. numune noktasında III. sınıf su kalitesinde, diğer noktalarda II sınıf su kalitesindedir. Bu kirlilik düzeylerinin oluşmasında, bilinçsiz olarak gübre kullanılmasının, kum ve çakıl çıkartma çalışmalarının, bölgedeki köylerde kullanılan fosseptiklerin en temel nedeni oluşturduğu düşünülmektedir.

Kızılırmak Nehrinde, Özdemir (1997) ve Yüzbaşı (1998) tarafından yapılan çalışmalarda, nitrit azotu bakımından I. ve II. sınıf su kalitesinde, nitrat azotu bakımından I. sınıf su kalitesindedir. Fosfor miktarı, ilkbahar döneminde II. sınıf su kalitesinde, diğer dönemlerde I. sınıf su kalitesinde olduğu görülmüştür. Bu durum Kızılırmak Nehri kıtaichi su kalite sınıfının giderek yükseldiğini gösterir.

Genellikle fosfor, azottan daha kritiktir. Fosfor, azota göre göllerdeki konsantrasyonu az olduğu için kontrolü daha kolay olabilir. Her bir göl, bu besin maddelerinin zenginliğine göre tanımlanan N:P oranına sahiptir. Örneğin; N:P oranı 15:1 civarında yada daha yüksek ise, fosforun alg ve sucul bitkilerin büyümesinde

sınırlayıcı besin maddesi olduğu düşünülür. Örnekleme noktalarında, N:P oranı hemen hemen tüm noktalarda 15'den büyük olduğundan dolayı çalışma yapılan alanda fosfor sınırlayıcı besin maddesidir. Fosfor, göllerde alg üretkenliğinde de çoğunlukla sınırlayıcı bir faktör olarak bulunur. Yüzeysel fosfor arttıkça seki diskin görüldüğü derinlik azalmaktadır. Buna bağlı olarak TDI değerleri artmaktadır. Seki disk geçirgenliği su tarafından emiliminin, çözünmemiş madde (k_w) ve partikül madde (C) toplamıyla ters orantılıdır (Carlson, 1977; OECD, 2004).

Toplam fosfor ile klorofil-a arasında güçlü bir ilişki vardır. Klorofil-a konsantrasyonları, yaz ve sonbaharda, kış ve ilkbahardan daha yüksektir. Bunun nedeni, fitoplankton sayısının bu mevsimlerde artmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Fosfor, klorofil-a ve seki disk arasındaki ilişkileri temel alan trofik durum indeksi, üç parametrenin herhangi birisi ile hesaplanabilir. Kızılırmak nehri için hesaplanan TDI (SD) değeri, ilkbahar mevsiminde yaz mevsimine göre daha yüksek çıkmıştır. Bunun nedeni, AKM miktarının ilkbahar mevsiminde 1A baraj gölü noktasında yaz mevsimine göre daha yüksek çıkmış olması olabilir. TDI(TP) ve TDI(CHL); tüm mevsimlerde ve noktalarda ötrofik olduğu belirlenmiştir. Ayrıca, 1A numune noktasının fosfor yükü hesaplanmıştır. Hesaplama sonuçlarında 1A gölet numune noktasının ötrofik özellik taşıdığı belirlenmiştir. Bu durum TDI (TP) içinde bulunan ötrofik durumu desteklemektedir.

Toplam fosfor, toplam azot ve klorofil-a için risk hesaplamaları yapılmıştır. Hesaplama sonuçlarına göre $RQ > 1$ olduğu görülmektedir. Bu da potansiyel bir riskin mevcut olduğunu gösterir. Risk değerlendirme yoluyla hesaplanan tahminleri, elemek, azaltmak yada bunun dışında gözden geçirilen riski yönetmek için karar vermede bir temel olarak kullanılan risk yönetimi çevresel risk yönetim probleminin tanımlanmasında oldukça önemlidir. Problemi anlamamıza yarayacak yapılandırmayı açıklar, elde etmek istediğimiz amaçların tanımlanmasını sağlar. Sunulan problem ya da konular hakkında değerlendirmeler yapmamıza yardımcı olacak metotları uygulamamız için bir rehber niteliği taşır. Kızılırmak Nehri çevresel risk yönetimi için, bazı önlemler düşünülebilir: (1) Sulama, drenaj, depolama, sel baskınlarını önlemeyi içeren su koruma projeleri geliştirmek, (2) altyapı çalışmalarını ilerletmek, (3) endüstrilerden gelen kirleticileri azaltmak ve kontrol etmek, (4) nehir girişlerini korumak için doğal

rezervlerin iyi yönetimini sağlamak, (5) çevresel riskleri izlemek için etkili bir sistem kurmak.

Elde edilen bulgulardan da görüldüğü üzere, Kızılırmak nehrinde kıtaıçi su kalite sınıflamalarında yükselmeler görülmektedir. Ulaşılan bu kirlilik düzeyleri, Kızılırmak nehri için artık uyarı düzeyinde kabul edilmelidir. Aksi takdirde, sulak alan ekosisteminin dengesi, bozulacak, bu da sulak alan kaybıyla sonuçlanacaktır. Bu nedenledir ki birtakım önlemlerin alınması uygun olacaktır.

Tarım, hayvancılık, balıkçılık yöre halkının başlıca geçim kaynağıdır. Ancak tüm faaliyetler bilinçli bir şekilde yürütülmemektedir. Özellikle tarım alanlarında gübre ve tarım ilaçlarının kullanımı, toprak yapısına ve topraktaki bitki besin maddelerinin kapasitelerine göre değil de, sadece ürün cinsine göre belirlenmektedir. Gübre tür ve miktarının böylesine bilinçsiz kullanılması, fosforca zengin topraklarda aşırı miktarda fosforlu gübre kullanımı gibi, kirlilik yüklerinin artmasına neden olan sonuçların doğmasına neden olabilmektedir. Bilinçsiz kullanılan kimyasal gübre ve tarımsal mücadele ilaçları, yağmur veya sulama sularıyla drenaj kanallarına karışarak kanallarda kimyasal ve organik kirliliğe yol açabilmektedir.

Bu olumsuz etkileri en aza indirgeyebilmek için, tarım kuruluşlarını yaygın bir eğitim programı geliştirip, özellikle gübre ve tarım ilaçlarının kullanımı ile sulama konusunda yöre halkı bilgilendirilmelidir. Ayrıca bölgenin doğal önemi nedeniyle, sulak alandan bölge insanının yararlanma biçimi ve kaynakların tüketilmeden kullanımı konularında çevre örgütleri ve ilgili resmi kuruluşların eğitim çalışmaları yapmaları gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.E.F., Standart Methods For the Examination of Water and Wastewater, 1995.** 19th Edition, Washington, USA.
- Beklioğlu, M., Tan, C. O., 2001.** Ötrofik Göllerin Restorasyonunda Biyomanipülasyon: Türkiye’de İlk Uygulama Eymir Gölü. Çevre Mühendisliği Odası, IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Mersin, Türkiye.
- Carlson, R.E., 1977.** A Trophic State Index For Lakes. *Limnology and Oceanography*.22,361-369.
- Carlson, R.E. ve Simpson. J., 1996.** A Coordinator’s Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society. 96 pp.
- Carroll, J.H., Nolen, S.L. ve Peterson, L., 1996.** Water Quality Changes, from 1987 to 1991, in Broken Bow Lake, Oklahoma. *Proc. Okla. Acad Sci.* 76.35-38.
- Çoşkun, F. 1995.** Kızılırmak Deltası Yüzeysel Sularında Fosfat, Demir, Sülfat, Biyolojik Oksijen İhtiyacı ve Toplam Fosfor Parametrelerinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, 134 sf.
- Demir, M., 1995.** Kızılırmak Deltası Yüzeysel Sularında Klorür, Toplam Katı Madde, Toplam Askıda Madde, Toplam Çözünmüş Madde ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı Parametrelerinin Araştırılması Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, 142 sf.
- Doodds, W.K., Jones, J.R., Welch, E.B., 1998.** Suggested Classification of stream trophic state:Distribution of temparete stream types by Chlorophyll, Total Nitrogen and Phosphorus. *Water Resources*, volume 32, no.5, pp. 1455-1462.
- DSİ 1984.** Sapanca Gölü Kirlilik Araştırması. İçmesuyu ve Kanalizasyon Daire Başkanlığı, Ankara.
- Eduljee, G.H., 2000.** Trends in Risk Assessment and Management. *The Science of The Total Environment* 249, 13-23.
- EPA (Environmental Pollution Agency), 2000.** Ambient Water Quality Criteria Recommendations Information Supporting The Development of State and Tribalnutrient Criteria for Rivers and Streams in Nutrient Ecoregion XII. United States Environmental Protection Agency Office of Water 4304 EPA 822-B-00-021 December.

- Forsberg, C., 1998.** Which Policies can Stop Large Scale Eutrophication? *Water Science & Technology*. Vol. 37, Number, 3, 193-200.
- Frantzen, K.A., 2002.** Risk Based Analysis for Environmental Managers, Chapter-2 Environmental Risk Management. Lewis Publishers, CRC Press LLC.
- Gerdes, P. and Kunts, S., 1998.** Bioavailability of Phosphorus as a Tool for Efficient P Reduction Schemes. *Water Science & Technology*. Vol. 37, Number, 3, 241-247.
- Haggard, B.E., Moore, P.A., Daniel, T.C., Edwards, D.E., 1999.** Trophic Conditions and Gradients of the Headwater Reaches of Beaver Laka, Arkansas. *Oklahoma Academy of Sciences*. 79:73-84.
- Håkanson, L., Viktor, V.B., 2001.** Regularities in Primary Production, Secchi Depth and Fish Yield and a New System to Define Trophic and Humic State Indices for Lake Ecosystems. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86, 1 23–62.
- Hession, W.C. and Storm, D.E., 2000.** Watershed-Level Uncertainties: Implications for Phosphorus Management and Eutrophication. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 29, No: 4, July-Aug.
- Klang, J., 1999.** Detecting Trends in Water Quality. Citizens Lake Monitoring Program, Minnesota Pollution Control Agency. March-April
- Landis, W.G., Ho Yu, M., 1999.** Environmental Toxicology, Impact of Chemicals Upon Ecological Systems, Second Edition, Chapter-11 Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers, CRC Press LLC.
- Marques, J.C., Nielsen, S., Pardal, M.A., Jorgensen, S.E., 2003.** Impact of Eutrophication and River Management within a Framework of Ecosystem Theoris. *Ecological Modelling*, 166, 147-168.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development), 1982.** Eutrophication of Waters Monitoring, Assessment and Control. Paris.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development), 2001.** Correlations Between Trophic Indicators, July.04.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development), 2004.** Eutrophication of Waters, September, 14.
- Oenema, O. and Roest, W.J., 1998.** Nitrogen and Phosphorus Losses from Agriculture into Surface Waters; the effects of Policies and Measures in the Netherlands. *Water Science & Technology*. Vol: 37, Number:3, pp: 19-30.

- Olmanson, L.G., Kloiber, S.M., Baver, M.E., Day, E.E., Brezanik, P.L. 2000.** Upper Great Lakes RESAC Lake Water Quality Image Processing Protocol. January.
- Özdemir A., 1998.** Karadeniz Kıyı Şeridi Yüzeysel Sularında Nitrit, Nitrat, Amonyak, Toplam Kjeldahl Azotu Parametrelerinin İncelenmesi Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, 96 sf.
- Porcella, D.B., Peterson, S.A., Larsen, D.P., 1980.** Journal of the Engineering Division. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Vol. 106, No. EE6, 1151-1169.
- Raike, A., Pietilainen, O.P., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkanen, H., Niemi, J., Raateland, A., Vuorenmaa, J., 2003.** Trends of Phosphorus, Nitrogen and Chlorophyll a Concentrations in Finnish Rivers and Lakes in 1975-2000. The Science of the Total Environment, 310, 47-59.
- Randall, G., Mulla D., Rehm, G., Busman, L., Lamb, J., and Schmitt, M., 2002.** Phosphorus Transport to and availability in Surface Waters. College of Agriculture, Food, And Environmental Sciences. FO-06796-GO.
- Randolph, J.C., Wilhm, J., 1984.** Seasonal Variation in the Phytoplankton and the Trophic State of A Southern Great Plains Reservoir. Proceeding of the Oclahoma academy of Science, Vol: 64, pp.57-62.
- Robert, A. Pastorok, A.R., Bartell, M.S., Ferson, S., Ginzburg, L.R., 2002.** Ecological Modeling in Risk Assessment. Lewis Publishers, CRC Press Company, 1-22. sf.
- Salihoğlu, G., Pınarlı, V., Salihoğlu, K., Erbey, N.H., Kuşku, S., 2001.** Uludağ İçin Ekolojik Risk Değerlendirmesinde Problem Formülasyonu.Çevre Mühendisliği Odası, IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Mersin, Türkiye.
- Sulak Alanların Korunması Yönetmeliği, 2005.** 17.05.2005 Tarih, 25818 Sayılı Resmi Gazete.
- Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği, 2004.** 31.12.2004 Tarih, 25687 Sayılı Resmi Gazete.
- Samsunlu, A., Fındık, N., Akça, L., Kınacı, C. Ve Tanık, A., 2001.** Su Kalite Yönetiminde Sulak alanların Önemi-Kızılırmak Deltasının Bugünkü ve

Geçmişteki Durumu. Çevre Mühendisliği Odası, IV. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, Mersin, Türkiye.

Soyupak, S., Akbay, N., Yücel, N., Çilesiz, A.F., Akyürek, B., 1995. Keban Baraj Gölünde Ötrofikasyon Problemi. Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences. (Türk Mühendislik ve Çevre Bilimleri Dergisi).Cilt, 19, sayı, 4, Sf: 295-302.

Şengül, F., Müezzinoğlu, A., 1995. Çevre Kimyası. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Yayınları, No: 228, 2. Baskı.

Tanyolaç, J., 1993. Limnoloji (Tatlısu Bilimi). Hatipoğlu Yayınevi, Ankara. Sf:103-107.

Turner, R.E., Rabalais, N.N., Justic, D., Dortch, Q., 2003. Future Aquatic Nutrient Limitations. Marina Pollution Bulletin, 46, 1032-1034.

Türk Çevre Mevzuatı 1999. Türkiye Çevre Vakfı Yayını, Cilt II, Ankara.

Uslu, O., Türkman, A., 1987. Su Kirliliği ve Kontrolü. T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları Eğitim Dizisi, Ankara.

Williams, C., 2002. Risk Based Analysis for Environmental Managers, Appendix A Evolution of Risk Paradigm. Historical Context. Lewis Publishers, CRC Press LLC.

Yang, M.D., Sykes, R.M., 1998. Trophic-Dynamic Modeling in a Shallow Eutrophic River Ecosystem. Ecological Modelling, 105, 129-139.

Yılmaz, C., 2005. Kızılırmak Deltasında Meydana Gelen Erozyonun Coğrafi Analizi. Türkiye Kuvaterner Sempozyumu. İTÜ Avrasya Yer Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

İnternet Adresleri

<http://www.akdeniz.edu.tr/muhfak/cevre/coastlearn-r/era/introduction.htm>

<http://www.cedgm.gov.tr/cevreatlasi/dogalkaynaklar.pdf>

<http://www.cevreorman.gov.tr/sulak/sulakalan/kizilirmak.htm>

http://www.cevreorman.gov.tr/teskilat/mt_gm1.htm

<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/management/joymanual/streamph.html>

<http://www.epa.gov/bioindicators/aquatic/carlson.html>

<http://www.epa.gov/cgi-bin/epaprintonly.cgi>

<http://www.mashpeemec.us.html>.

<http://www.pca.state.mn.us/water/lakeacro.html>

<http://www.su-dunyasi.com.tr/subat2004-7>

<http://www.wwf.org.tr>

EK A**KULLANILAN KİMYASAL MADDELER**

Amonyum Molibdat	Merck
Amonyum Persülfat	Merck
Kalay Klorür	Merck
Fenolftalein	Merck
Sülfanilamid	Merck
Gliserin	Atabay
NED (1-Naphtylamin)	Merck
Sodyum Tiyosülfat	Merck
Bakır Sülfat	Merck
Sodyum Tetra Borat	Merck
Borik Asit	Merck
Potasyum Sülfat	Merck
Sodyum Hidroksit	Merck
Potasyum İyodür	Carlo Erba
Civa İyodür	Merck
Etil Alkol	Delta
Potasyum Dihidrojen Fosfat	Merck
Sodyum Potasyum Tartarat	Merck
Çinko Sülfat	Merck
Metil Mavisi	Merck
Metil Kırmızısı	Merck
Sodyum Okzalat	Merck
Potasyum Nitrat	Merck
Potasyum Permanganat	Merck
Magnezyum Sülfat	Merck
Demir III Klorür	Merck
Kalsiyum Klorür	Merck

Dipotasyum Hidrojen Fosfat	Merck
Mangan Sülfat monoHidrat	Merck
Sodyum İyodür	Merck
Sodyum Azodür	Merck
Nişasta	Merck
Sülfirik Asit	Merck
Hidroklorik Asit	Merck
Aseton	Carlo Erba
Pepton	Merck
Laktoz	Merck
Et Ekstraktı	Merck

EK B**KULLANILAN MALZEMELER**

Buzdolabı	Beko
Spektrofotometre	Hitachi Model 100-40
Otoklav	MPA 113
Etüv	Trimmert
pH-metre	inoLab WTW
Isıtıcı	Gerhardt
Santrifüj cihazı	NF 815 Nüve

EK C

KULLANILAN ÇÖZELTİLER VE DENEYLERİN YAPILIŞI

C.1. Toplam ve Organik Azot Tayini

C.1.a. Prensip

Kjeldahl metod üç değerlikli azotu tayin eder. İşlemin ilk aşamasında amonyak azotu giderilmemiş ise kjeldahl azot terimi kullanılır. Kjeldahl azot ve amonyak azotu ayrı ayrı tayin edilmemiş ise organik azot farktan bulunur.

Kjeldahl Azot = Organik Azot + Amonyum Azotu

C.1.b. Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanışı

Sindirme reaktifi : 134 g K_2SO_4 ve 7.3 g $CuSO_4$ 800 mL deiyonize su içinde çözülür. Dikkatli bir şekilde 134 mL derişik sülfürik asit eklenir. Deiyonize su ilave edilerek 1L'ye tamamlanır.

Sodyum Hidroksit-Sodyum Tiyosülfat : 500 g NaOH ve 25 g $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ su içinde çözülür ve 1 L'ye seyreltilir.

Sodyum Hidroksit (6 N) : 240 g NaOH saf su ile 1L'ye seyreltilir.

Borat Tampon Çözeltisi : 9,5 g sodyum tetra borat 1L'ye seyreltilir bunun 500 mL'sine 88 ml 0,1 N NaOH çözeltisi ilave edilir.

Karışık indikatör Çözeltisi : 0,2 g metil kırmızısı 100 ml %95'lik etil veya izopropil alkolde çözülür. Ayrıca 0,1 g metil mavisi 50 ml %95'lik etil veya izopropil alkolde çözülür ve bu iki çözelti karıştırılır.

Borik asit çözeltisi: 20 g H_3BO_3 amonyaksız suda çözülür, 10 mL karışık indikatör çözeltisi eklenir 1 L'ye tamamlanır.

Standart sülfirik asit titrantı (0,02 N): Hazırlanan 1 L sülfirik asitten seyreltilir.

C.1.c. İşlem

50 mL numune alınır, 3 mL borat tampon eklenir ve sonra 6 N NaOH ile pH 9.5'a ayarlanır. 10 mL sindirme reaktifi eklenir. Numune distilasyon tüpüne konularak cihazda her ışık yandığında $30 \times 60 \times 100$ °C'ye arttırılır 100 °C'de soğutma suyu açılıp 130, 160, 190, 220, 250....360'a kadar sıcaklık arttırılır. Bu işlem esnasında beyaz

duman görülür. Sindirimden sonra tüp ve içindekiler soğutulacak ve amonyaksız su ile 30 mL'ye seyreltilerek karıştırılacaktır. Tüp içinde alkali bir ortam oluşturmak için 10 mL sodyum tiyosülfat reaktifi ilave eklenir. Distilasyon yapılarak 1 mL absorbant çözeltisinin yüzeyinin altında distilat toplanır. Absorbant çözelti borik asittir. Soluk eflatun bir renk görülünceye kadar standart 0.02 N sülfirik asit (H_2SO_4) ile distilattaki amonyak titre edilir.



Resim C.1. Sindirme İşlemi



Resim C.2. Kjeldahl Aleti ile Distilasyon İşlemi

C.1.d. Hesaplama

Numunelerdeki kjeldahl azotu konsantrasyonları aşağıdaki denklem yardımıyla hesaplanır:

$$mg / L(kjeldahlazotu) = \frac{(A - B) \times 280}{mL(numune)}$$

Burada;

A : Numune için harcanan sülfirik asit hacmi (mL)

B : Kör için harcanan sülfirik asit hacmi (mL)

C.2. Nitrat

C.2.a. Prensip

Nitrat ölçümü zordur, çünkü kompleks yöntemler gerekir. Organik maddece zengin olmayan sular için bu teknik (ultraviyole spektrofotometrik metot) kullanılır. 220 nm'de UV absorpsiyonunun ölçümü, NO₃'ün hızlı tayinini mümkün kılar. Ancak 220 nm'de organik maddelerde absorblandığı için 275 nm'de yapılacak ikinci bir ölçümle bu değer düzeltilmesi gerekir. Çünkü 275 nm'de NO₃ absorblanmaz. Numune filtrasyonu ile askıda partiküllerin giderilmesi amaçlanır. 1 N HCl asidifikasyonu ile, 1000 mg CaCO₃/L'ye kadar karbonat konsantrasyonu yada hidroksit giderimi amaçlanır.

C.2.b. Kullanılan Kimyasal Çözeltiler

Nitratsız Su : Redistile su ya da distile su (tüm solüsyonları ve sulandırmaları hazırlamakta kullanılır).

Stok nitrat solüsyonu : 24 saat 105°C de etüvde kurutulmuş potasyum nitratın 0,718 g nitratsız suda çözülür ve 1 L'ye seyreltilir. Bu solüsyon 6 ay için kararlıdır.

Ortalama nitrat solüsyonu : 100 mL stok nitrat solüsyonu 1 L'ye seyreltilir. Bu solüsyon 6 ay için kararlıdır.

C.2.c. İşlem

50 ml eğer zorunluysa filtre edilir. 1 ml HCl çözeltisi eklenir ve iyice karıştırılır. 220 ve 275 nm'lerde absorbansları ölçülür.

C.2.d. Kalibrasyon Eğrisinin Hazırlanması

Ortalama nitrat solüsyonundan 0 , 1.00 , 2.00 , 4.00 , 7.00 , 35.00 ml alınarak 50 mlye seyreltilerek 0,7 mg nitrat azotu/L aralığında nitrat kalibrasyon standartları hazırlanır. Numuneler gibi aynı yöntemlerle spektrofotometrik ölçümler yapılır.

C.2.e. Hesaplama

Örnekler ve standartlar için iki kere 275 nm'de ölçülen absorbans okumaları , 220 nm'deki absorbans okumalarından çıkartılır. NO_3^- 'e karşı $\text{NO}_3\text{-N}$ standart konsantrasyondan ileri gelen absorbansların çizilmesiyle standart bir eğri hazırlanır. Düzeltilen numune absorbansları kullanılarak standart eğriden direkt olarak numune konsantrasyon elde edilir.

C.3. Nitrit Azotu

C.3.a. Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanışı

Nitritsiz su : 1 L damıtılmış suya 1 mL derişik sülfirik asit ve 0,2 ml mangan sülfat (36,4 g $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}/100$ mL) eklenir. Hafif pembe renk oluncaya kadar 1-3 mL permanganat çözeltisi (0,4 gr potasyum permanganat 1 L suda çözünür) eklenir . 15 dk. beklendikten sonra amonyum okzalat (10,9 g amonyum okzalat 1 L suda çözünür.) ile giderilir.

Sülfanilamid çözeltisi : 2,5 g sülfanilamid 25 mL konsantre HCl ve 15 mL su karışımında çözülür ve 250 mL'ye seyreltilir. Çözelti birkaç ay için kararlıdır..

NED çözeltisi : 0,1 g NED çözeltisi 100 mL saf suda çözülür ve koyu renkli bir şişede saklanır.

Sodyum okzalat (0,05 N) çözeltisi : 0,67 g $\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$ 200 mL suda çözünür.

Stok nitrit çözeltisi : 1,232 g NaNO_2 saf suda çözülür ve 1 L'ye tamamlanır.

Stok nitrit çözeltisinin standardizasyonu : 50 mL standart potasyum permanganat çözeltisi kapaklı bir erlene alınır. 5 mL derişik sülfirik asit ve 50 mL stok nitrit çözeltisi

konur. Kapak kaptılarak iyice karıştırılır. Isıtıcıda 70-80 C° ye kadar ısıtılır. Sodyum okzalattan permanganatın rengi gidene kadar 10 mL'lik kısımlar halinde konulur. Sodyum okzalatin aşırı miktarı permanganat çözeltisi ile hafif pembe renk kalana kadar titre edilir. Aynı işlemler kör içinde yinelenir. Kör için kullanılan permanganat bu değerden çıkarılır.

Ferro amonyum sülfat (0,05 N) çözeltisi : 3,92 g demir amonyum sülfat 4 mL konsantre H₂SO₄ saf suda çözülür ve 200 mL'ye tamamlanır.

Ara nitrit çözeltisi : 50 mL stok çözelti alınarak balon jojede 250 mL'ye tamamlanır.

C.3.b. İşlem

50 mL örnek alınır. 2 mL renk çözeltisi konulur. 10 dk sonra 543 nm'de absorbansı okunur ve kalibrasyon eğrisi yardımıyla mg /L olarak nitrit azotu bulunur.

C.3.c. Kalibrasyon Eğrisinin Hazırlanması

10 ml ara nitrit çözeltisi nitritsiz su ile 1 litreye seyreltilerek standart nitrit çözeltisi hazırlanır. Standart nitrit çözeltisinden 0,1 , 0.2 , 0.4 , 0.7 , 1.0 , 1,4 , 1.7 , 2,0 , 2.5 ml alınarak 50 mL'ye tamamlanır. Numunelerdeki gibi aynı yöntemlerle spektrofotometrik ölçümler yapılır.

C.3.d. Hesaplama

Numune absorbansları kullanılarak standart eğriden direkt olarak numune konsantrasyonları elde edilir.

C.4. Toplam Fosfor

C.4.a. Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanışı

Fenolftalein indikatörü

Amonyum molibdat reaktifi : 25 g (NH₄)₆Mo₇O₂₄.4H₂O, 175 mL'de çözülür. 250 mL derişik sülfirik asit 400 mL'de çözülüp soğutulur ve ilave edilir.1 L'ye tamamlanır.

Kalay klorür reaktifi : 2,5 g SnCl₂.2H₂O 100 mL gliserinle çözülür. Su banyosunda ısıtılır ve karıştırılır.

Standart fosfat çözeltisi : 219,5 mg susuz KH_2PO_4 çözülüp 1L'ye tamamlanır.

C.4.b. İşlem

50 ml örnek alınır. 1 damla fenolftalein çözeltisi eklenir. Eğer pembe renk varsa renk gidene kadar H_2SO_4 eklenir. 1 ml H_2SO_4 çözeltisine 0,4 g amonyum persülfat eklenir. 10 mL kalana dek kaynatılır. Soğutulur saf su ile 30 mL'ye seyreltilir. 1 damla fenolftalein eklenir. NaOH ile hafif pembe renk olana dek nötralize edilir. 100 mL'ye seyreltilir.

50 ml örnek + 2 ml amonyum molibdat + 0,2 ml (4 damla) kalay klorür eklenir. 10 dakika beklenir. 690 nm'de absorbans ölçülür.

C.5. Amonyak Azotu Tayini

C.5.a. Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanışı

Nessler reaktifi : 10 g susuz HgI_2 ve 7 g susuz KI az miktarda damıtık suda çözülür. Bu karışım 50 mL amonyaksız damıtık suda çözülmüş 16 g NaOH in soğuk çözeltisine yavaşça karıştırarak 100 mL'ye tamamlanır.

NaOH çözeltisi : 24 g NaOH amonyaksız damıtık suda çözülüp 100 mL'ye tamamlanır.

Senyet Tuzu (sodyum potasyum tartarat çözeltisi) : 50 g sodyum potasyum tartarat 100 mL damıtık suda çözüldü ve yarısı kalana kadar kaynatılıp soğutuldu. Amonyaksız su ile 100 mL'ye tamamlanır.

Çinko Sülfat çözeltisi : 10 g çinko sülfat amonyaksız damıtık suda çözülüp 100 mL'ye tamamlanır.

C.5.b. İşlem

100 mL numune alınır. 1 mL ZnSO_4 çözeltisi eklenir. pH değerini 10.5 ayarlamak için NaOH çözeltisi eklenip numune iyice karıştırılır. 5-10 dakika sonra süzerek çökelerek uzaklaştırılır. Berrak kısımdan 50 ml numune alınarak 2 mL senyet tuzu 1 mL nessler reaktifi eklenir. 10-30 dakika sonra 425 nm'de absorbansı okunur.

C.6. Klorofil-a Tayini

C.6.a. İşlem

Kızıllırmak nehrinden alınan yüzey suyu örnekleri laboratuarda Whatman GF/C por ölçüsü 0,45 µm olan süzgeç kağıdından vakum pompası kullanılarak süzülmüştür. Süzme işleminden sonra filtre kağıdı pensle katlanarak santrifüj tüpüne yerleştirilmiş ve üzerine 10 ml %90'lık aseton ilave edilmiştir. Bu analizde ışık zararlı etki yaptığından tüplerin etrafı alüminyum folyo ile kaplanarak 20-24 st buzdolabında bekletilmiştir. Ekstraksiyon periyodundan sonra eğer çözücü buharlaşırsa hacim 10 mL'ye %90'lık aseton ile tamamlanmıştır. Tüpler 4000-5000 devirde 10 dakika santrifüj edildikten sonra, santrifüj tüpündeki berrak sıvı yavaşça spektrofotometre tüpüne aktarılarak 630, 645, 665 nm'de absorbans değerleri ölçülmüştür. Spektrofotometrenin sıfır ayarı %90'lık aseton ile yapılmıştır. Ölçümler sonucu aşağıdaki denklem yardımıyla klorofil-a miktarı hesaplanmıştır (A.P.H.A., A.W.W.A., 1995).

$$C_a = 11.6 \times D_{665} - 1.31 \times D_{645} - 0.14 D_{630}$$

D_{630} : 630 nm dalga boyundaki absorbans

D_{645} : 645 nm dalga boyundaki absorbans

D_{665} : 665 nm dalga boyundaki absorbans

C_a : Klorofil-a pigment konsantrasyonu

Nicel spektrofotometre, bir maddenin absorbansının o maddenin konsantrasyonuna bağlı olduğu gerçeğini temel almaktadır. Buna göre hacmi bilinen sıvı kültürdeki klorofil a konsantrasyonu 10mm'lik küvetler ile aşağıdaki denklemden hesaplanmıştır(A.P.H.A., A.W.W.A., 1995).

$$Klorofil , a(mg / m^3) = \frac{(C_a) \times (V_a)}{(V_c)}$$

(V_a) : 1 ml'deki aseton çözücüsünün hacmi

(V_c) : Litredeki kültürün orijinal hacmi

C.7. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

C.7.a. Kullanılan Çözeltilerin Hazırlanışı

Mangan sülfat çözeltisi : 480 g $MnSO_4 \cdot 4 H_2O$ veya 400 g $MnSO_4 \cdot 2H_2O$ veya 364 g $MnSO_4 \cdot 2 H_2O$ saf suda çözülür ve 1 L'ye tamamlanır.

Alkali iyodür azotür çözeltisi : 500 g NaOH ve 135 g NaI suda çözülür ve 1L'ye tamamlanır. 10 g sodyum azotür (NaN_3) 40 mL destile suda çözülür. Bu karışıma eklenir.

Derişik sülfürik asit (H_2SO_4) : 1 mL'si , 3 mL alkali iyodür azotür rektifine eşdeğerdir.

Nişasta : 2 g analitik saflıkta nişasta 0,2 g salisik asit koruma maddesi ilavesiyle 100 mL sıcak destile suda çözülür.

Standart sodyum tiyosülfat çözeltisi : 6.205 g $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ suda çözülür 0,4 g NaOH ilave edilir ve 1 L'ye seyreltilir.

Fosfat tampon çözeltisi : 8,5 g KH_2PO_4 , 21.75 g K_2HPO_4 , 33.4 g $Na_2HPO_4 \cdot 7H_2O$ ve 1,7 g NH_4Cl 500 mL suda çözülür ve 1 L'ye tamamlanır.

Magnezyum sülfat çözeltisi : 22,5 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ seyreltik suda çözülüp 1 L'ye tamamlanır.

Kalsiyum klorür çözeltisi : 27.5 g $CaCl_2$ suda çözülüp 1 L'ye tamamlanır.

Demir klorür çözeltisi : 0,25 g $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ suda çözülüp 1L'ye tamamlanır.

C.7.b. Seyrelme Suyunun Hazırlanması

Seyrelme suyu kullanılmadan önce çözünmüş oksijene doyurularak ağzı pamukla kapalı şişelerde saklanır. Bu suyun 1 litresine fosfat, magnezyum sülfat, kalsiyum klorür ve demir klorür çözeltilerinden 1'er mL ilave edilir.

C.7.c. İşlem

300 mL'lik BOİ şişesinde gerekli seyreltme oranları yapılır ve şişeler hava kabarcığı kalmayacak şekilde kapatılır. Daha sonra 1 mL mangan sülfat , 1 mL alkali iyodür azotür reaktifi şişenin tam dibine doğru uzun pipet yardımı ile ilave edilir. Kapak kapatılarak şişe en az 15 defa çalkalanır. Çökelek oluştuğunda şişenin kapağı açılarak derhal derişik 1 mL H_2SO_4 katılır. Daha önce oluşmuş çökeleğin tamamen çözünmesi için karıştırılır. Çökelek çözüldükten sonra şişedeki çözeltiden 200 mL ölçülerek erlene

alınır. Erlene alınan çözelti 0,025 N sodyum tiyosülfat çözeltisi ile açık sarı renge kadar titre edilir. Sonra iki damla nişasta katılır. Oluşan renk kayboluncaya kadar titrasyona devam edilir. Hazırlanan BOİ şişesinin bir eşi, 5 gün boyunca inkübe edilir. 5 günlük inkübasyon periyodu sonunda son çözünmüş oksijen konsantrasyonu aynı yöntemle tayin edilir ve aşağıdaki formül yardımıyla biyolojik oksijen ihtiyacı hesaplanır.

C.7.d. Hesaplama

$$\text{BOİ (mg/L)} = \frac{D1 - D2}{P}$$

D1 : Başlangıç çözünmüş oksijen derişimi, mg/L

D2 : 5 günlük inkübasyondan sonra çözünmüş oksijen derişimi, mg/L

P: Kullanılan numunenin yüzdesi

C.8. Toplam Askıda Katı Madde

C.8.a. Prensi

Filtreden geçmeyen katı maddeler olarak ifade edilen askıda katı maddeler, su numunesinin filtre kağıdından geçmeyen kısmının; 103-105 °C'de etüvde 1 saat kurutulması ve desikatörde soğutulup tartılması yoluyla tayin edilir.

C.8.b. İşlem

Analizde Whatman filtre kağıdı kullanılmıştır. İşlemden önce filtre kağıtları destile su ile yıkanıp, 103 °C etüvde 1 saat kurutulduktan sonra desikatörde soğutularak tartıma hazır hale gelmiştir. Tartımdan sonra 50 mL numune alınıp, Goach krozesine yerleştirilen filtre kağıdı üzerinden dökülerek, süzölmüştür. Süzme işlemi sonundan katı maddeleri tutan filtre kağıdı 103 °C'de etüvde 1 saat bekletildikten sonra desikatörde soğutularak oda sıcaklığına ulaştığında tartılır.

C.8.c. Hesaplama

$$\text{Toplam Askıda Madde (mg/L)} = \frac{(A - B) \times 1000}{mL \text{ numune}}$$

A : Filtre kağıdı + kurutulmuş kalıntı ağırlığı, mg

B : Filtre kağıdı ağırlığı, mg

EK D**KULLANILAN AMPİRİK FORMÜLLERİN ÖRNEK HESAPLARI****D.1. Çevresel Risk Değerlendirme Örnek Hesapları**

$$RQ = \frac{EEC}{TRV}$$

Yıllık Ortalama Toplam Fosfor için 1A noktasının RQ değeri;

$$RQ = \frac{73}{40} = 1,82 > 1 \quad \text{potansiyel ya da yüksek risk}$$

Yıllık Ortalama Toplam Azot için 1A noktasının RQ değeri;

$$RQ = \frac{5,78}{0,9} = 6,42 > 1 \quad \text{potansiyel ya da yüksek risk}$$

Yıllık Ortalama Klorofil-a için 1A noktasının RQ değeri;

$$RQ = \frac{86}{0,40} = 215 > 1 \quad \text{potansiyel ya da yüksek risk}$$

D.2. Fosfor Yüğü Hesaplaması:

1A gölet numune noktasının kritik fosfor yükünün hesaplaması Vollenweider yöntemine göre Denklem 15, 16 kullanılarak yapılmıştır.

Göl hacmi : 213 m³

Göl alanı : 16,55 km²

Buharlaşma miktarı : 579000 m³/yıl

Sulama suyu miktarı : 11174240 m³/yıl

Yıllık ortalama su sarfiyatı: 949618651 m³/yıl

$$q_s = \frac{9496618651}{16550000} = 57,38 \text{ m/yıl}$$

$$T_w = \frac{213000000}{949618651} = 0,22 \text{ yıl}$$

$$L_c = 10 * 57,38 (1 + \sqrt{6/57,38})$$

$$L_c = \mathbf{759,35 \text{ mg/m}^2\text{-yıl}}$$

1 A noktasına giren toplam orto fosfat miktarı:

$\Sigma(\text{Gölu besleyen akarsuyun ortalama debisi x bu akarsudaki ortalama ortofosfat derişimi}) = 180 \text{ m}^3/\text{s} \times 0,021 \text{ mg/L} = 119206 \text{ kg/yıl}$

Göle giren toplam orto fosfat miktarı : 119206 kg/yıl

Göle giren toplam fosfor miktarı : 119206 x 31/95

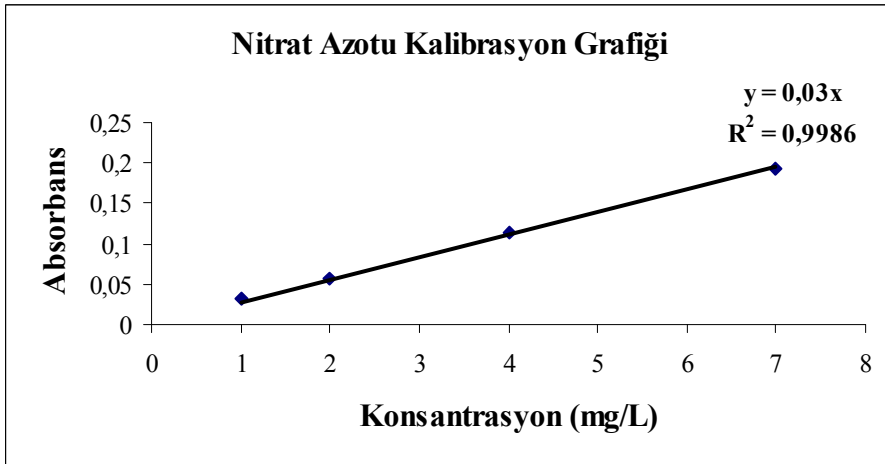
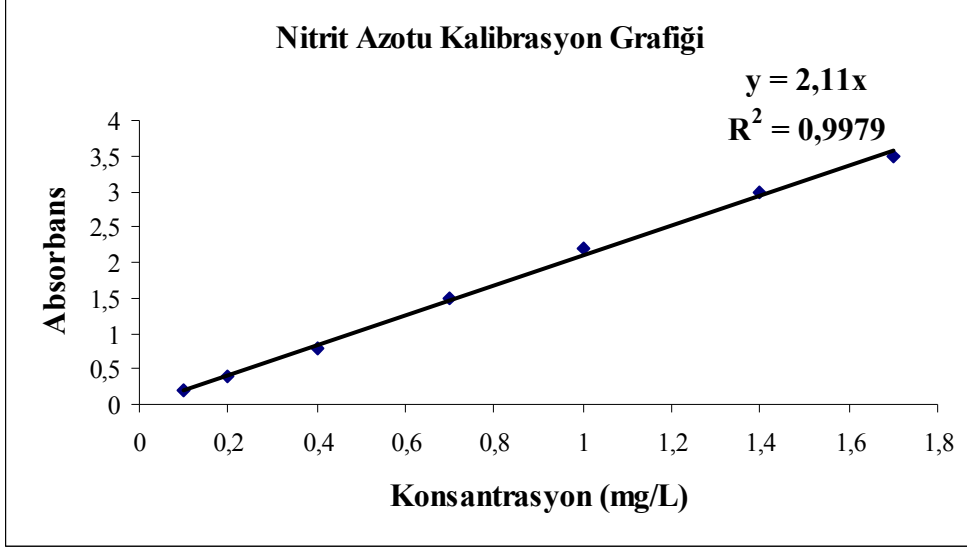
: 38899 kg/yıl

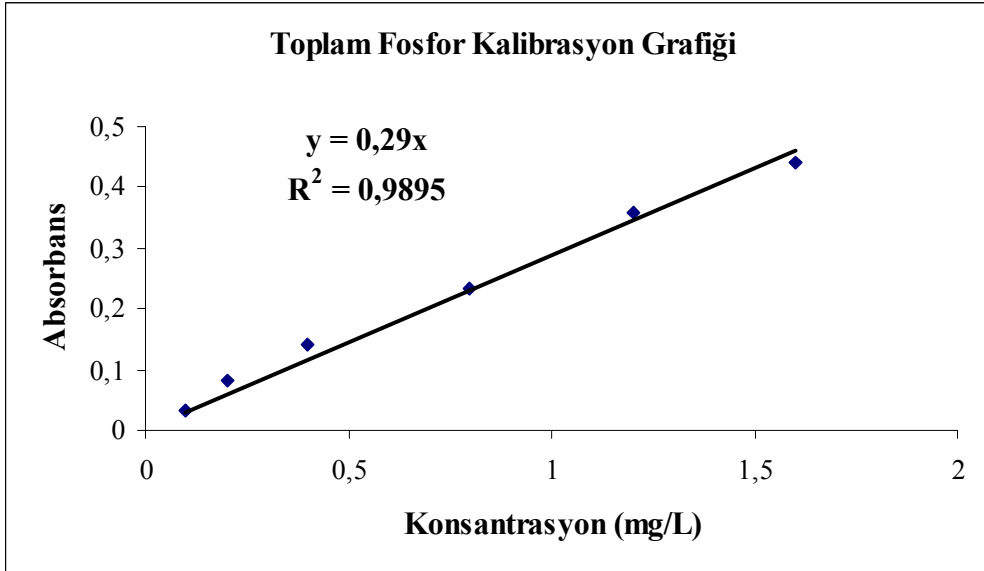
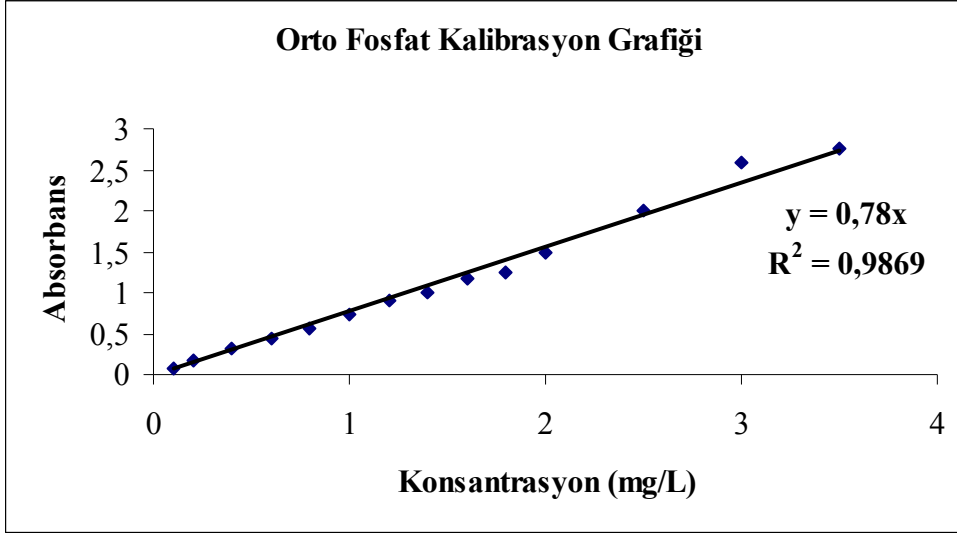
Göldeki fosfor yükü : (38899 kg/yıl x 10⁶ mg/kg) / (16,55 x 10⁶ m²)

: **2350 mg/m²-yıl**

EK E

KALİBRASYON GRAFİKLERİ





ÖZGEÇMİŞ

1978 yılında Kastamonu’da doğdum. İlk, orta ve lise öğrenimimi Kastamonu’da tamamladım. İlkokulu 23 Ağustos İlköğretim Okulunda, Orta Okulu Merkez Orta Okulunda, Liseyi Abdurrahmanpaşa Lisesinde başarıyla tamamladıktan sonra 1997 yılında Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde başladığım lisans öğrenimimi 2001 yılında tamamladım. 2002 yılında Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü-Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda yüksek lisansa başladım.

SEVTAP TÜLEK

Seminer

Çevresel Risk Değerlendirme

Kongre

TMMOB Çevre Mühendisleri Odası 6. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi (Kızılırmak Nehri’nin Trofik Durumunun Belirlenmesi konulu Poster sunumu)