

**ESKİŞEHİR İLİNDE BULUNAN AKARSU VE
GÖLLERDE SU KALİTESİNİN DİYATOME
İNDEKSLERİ İLE DEĞERLENDİRİLMESİ**

Ahmet Can OGAN



T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ESKİŞEHİR İLİNDE BULUNAN AKARSU VE GÖLLERDE SU KALİTESİNİN
DİYATOME İNDEKSLERİ İLE DEĞERLENDİRİLMESİ**

Ahmet Can OGAN
0000-0003-1593-2962

Doç. Dr. Nurhayat DALKIRAN
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2023

Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

Yüksek Lisans

ESKİŞEHİR İLİNDE BULUNAN AKARSU VE GÖLLERDE SU KALİTESİNİN DİYATOME İNDEKSLERİ İLE DEĞERLENDİRİLMESİ

Ahmet CAN OGAN

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Nurhayat DALKIRAN

Bu çalışmada, Eskişehir ili sınırlarında kalan 35 lotik ve 21 lentik (baraj gölü ve gölet) istasyondan 11-17 Temmuz 2020 tarihleri arasında rastgele örnekleme yöntemi ile su ve diyatome örnekleri toplanmıştır. Lotik istasyonlardan 5 örnekleme noktasında diyatome türlerine rastlanmamıştır. Lotik istasyonlarda 235, lentik istasyonlarda 173 takson olmak üzere toplam 265 diyatome taksonu tespit edilmiştir. Bu taksonlar içinde en baskın takson *Humidophila* sp. olmuştur. Tekerrür oranı en yüksek taksonlar ise *Cocconeis placentula* (39), *Ulnaria ulna* (32) ve *Ulnaria biceps* (31) olarak belirlenmiştir. Kanonik Correnpondence Analizi sonucunda Eskişehir ili su kütlelerinde iki çevresel değişkenin anlamlı olduğu belirlenmiştir. Bu değişkenler yükseklik (F : 1,86, p : 0,002) ve su sıcaklığıdır (F : 1,45, p : 0,018). Bu iki çevresel değişken toplam varyansın % 6,47'sini oluşturmuştur.

Mann-Whitney-U testi sonuçları su sıcaklığı (Z : -4.858, $p < 0.001$) ve tuzluluk (Z : -2.006, $p < 0.05$) dışında ölçülen çevresel değişkenlerin lotik ve lentik habitatlara göre farklı olmadığını göstermiştir. Tüm su kütlelerinde TN değerleri 3,326-54,243 mg/L aralığında tespit edilirken, TP değerleri 0,021-5,436 mg/L aralığında tespit edilmiştir. Carlson trofik seviye indeksine göre TN değerleri açısından tüm istasyonlar hiperötrofik olarak belirlenmiştir. TP değerleri bakımından lentik istasyonların 7, lotik istasyonlardan 3 istasyon ötrofik olarak belirlenirken diğer istasyonlar hiperötrofik olarak belirlenmiştir. Trofik diyatome indeksine göre ise lotik istasyonların 17 tanesi sınır değer olan 75 üzerinde belirlenerek hiperötrofik olarak belirlenmiştir. Lentik istasyonlarda ise trofik diyatome indeksine göre 8 istasyon hiperötrofik olarak tespit edilirken, göl trofik diyatome indeksine göre ise 3 istasyon hiperötrofik olarak belirlenmiştir. Spearman rank korelasyon analizi sonuçlarına göre her iki diyatome indeksi versiyonu su sıcaklığı ile negatif, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ ve TP ile pozitif korelasyon göstermiştir.

Hem çevresel değişkenler hem de diyatome indeksleri bir arada değerlendirildiğinde Eskişehir ili lotik ve lentik habitatlarında ötrofikasyon seviyesinin yüksek olduğu tespit edilmiştir. Tarımsal ve evsel kirliliğin yanında endüstriyel kirliliğin de ötrofikasyonun temel kaynakları olduğu sonucuna varılmıştır.

Anahtar Kelimeler: Diyatome, Eskişehir, lentik, lotik, trofik seviye, trofik diyatome indeksi

2023, xv + 106 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

THE ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN STREAMS AND LAKES IN ESKİŞEHİR PROVINCE BASED ON DIATOM INDICES

Ahmet Can OGAN

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Biology

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Nurhayat DALKIRAN

In this study, water and diatom samples were collected between 11-17 July 2020 by random sampling method from 35 lotic and 21 lentic (dam lake and pond) stations within the borders of Eskişehir province. Diatom species were not found at 5 sampling points from lotic stations. A total of 265 diatom taxa were identified, with 235 taxa belonging to lotic and 173 taxa at lentic stations. The most dominant taxa among these taxa was identified as *Humidophila* sp. Taxa with the highest recurrence rate were determined as *Cocconeis placentula* (39), *Ulnaria ulna* (32) and *Ulnaria biceps* (31). As a result of Canonical Correnpondence Analysis, two environmental variables which were determined to be significant in water bodies of Eskişehir province, are altitude (F: 1.86, p: 0.002) and water temperature (F: 1.45, p: 0.018). These two environmental variables accounted for the 6.47% of the total variance.

No significant difference was found as a result of Mann-Whitney-*U* test for the environmental variables measured at lotic and lentic habitats except water temperature (Z:-4.858, p<0.001) and salinity (Z: -2.006, p<0.05). While TN values were determined in the range of 3.326-54,243 mg/L, TP values were in the range of 0.021-5.436 mg/L in all water bodies. According to Carlson trophic level index, all stations were determined as hypereutrophic in terms of TN values. In terms of TP values, 7 of the lentic stations and 3 of the lotic stations were determined as eutrophic, while the other stations were determined as hypereutrophic. According to the trophic diatom index, 17 of the lotic stations were above the limit value of 75 and evaluated as hypereutrophic. In lentic stations, 8 stations were determined as hypereutrophic according to the trophic diatom index, while 3 stations were determined as hypereutrophic according to the lake trophic diatom index. According to Spearman rank correlation analysis results, both versions of diatom indices correlated negatively with water temperature and positively with NO₂-N, PO₄-P and TP. When both environmental variables and diatomaceous indices are evaluated simultaneously, it has been determined that the eutrophication level is high in the lotic and lentic habitats of Eskişehir. It was concluded that besides agricultural and domestic pollution, industrial pollution is also the main source of eutrophication.

Key words: Diatomes, Eskişehir, lentic, lotic, trophic level, trophic diatom index
2023, xv + 106 pages.

ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR

Bu tez çalışmasının yapılmasına imkân sağlayan, desteğini hiç esirgemeyen, bilgi ve tecrübesiyle bana yol gösteren, motive eden, samimiyeti ve anlayışı ile hep yanımda olan çok değerli danışman hocam Doç. Dr. Nurhayat DALKIRAN'a teşekkür ederim. Desteklerinden dolayı değerli hocam Dr. Öğretim Üyesi Didem KARACAOĞLU'na teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışma kapsamında örneklenen fizikokimyasal su kalitesi parametreleri ve diyatome örnekleri "119Y640 numaralı 'Eskişehir (Türkiye) İli Ostrakoda (Crustacea) Metapopülasyon Yapısı ile Çevresel Faktörler Arasındaki İlişkilerin Belirlenmesi' adlı TÜBİTAK projesi kapsamında gerçekleştirilen arazi çalışmalarında toplanmıştır. Proje yürütücüsü Doç. Dr. Mehmet YAVUZATMACA'ya ve katkılarından dolayı Prof. Dr. Okan KÜLKÖYLÜOĞLU'na teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca arazi çalışmalarına katılan doktora öğrencisi Filiz BATMAZ'a teşekkürlerimi sunarım. Laboratuvar çalışmalarını birlikte gerçekleştirdiğim Aleyna SANBUR'a katkılarından dolayı teşekkür ederim.

Hayatım boyunca bana büyük emekler veren, daima arkamda durup tüm kalpleri ile beni destekleyen üzerimde büyük emekleri olan, bana bilimi ve araştırmayı sevdiren başta annem Prof. Dr. Ayşe OGAN olmak üzere babam ve sevgili ablama ve bugünlere ulaşmamı sağlayan tüm değerli hocalarıma teşekkürlerimi sunarım.

Ahmet Can OGAN
24/05/2023

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	iii
ABSTRACT	iv
ÖNSÖZ ve/veya TEŞEKKÜR.....	viii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL TEMELLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI	4
2.1. Su kirliliğinin İzlenmesi	5
2.2. Diyatome Morfolojisi ve Sistematiği	7
2.3. Diyatomelerin morfolojik yapısı	9
2.4. Diyatomeler ve Su Kalitesinin İzlenmesi	10
2.5. Çalışma Alanı Olan Eskişehir İlinde Çevre Durumu	12
2.6. Ülkemizde Algler ile İlgili Yapılmış Bazı Çalışmalar	13
2.7. Eskişehir ve Çevresinde Algler ile İlgili Yapılan Çalışmalar	17
2.8. Diyatomeler Kullanılarak Yapılan Su Kalitesi Çalışmaları	19
3. MATERYEL VE YÖNTEM	26
3.1. Çalışma Alanı	26
3.2. İstasyonlar	27
3.3. Fiziksel ve Kimyasal Analizler	29
3.4. Carlson Trofik Seviye İndeksi	30
3.5. Diyatomelerin Toplanması, Sayımı ve Teşhisi	30
3.6. Diyatomeler Kullanılarak Trofik Seviyenin Belirlenmesi	31
3.7. İstatistiksel Analizler	33
4. BULGULAR (BULGULAR ve TARTIŞMA)	34
4.1. Fiziksel ve Kimyasal Bulgular	34
4.1.1. Hava ve Su Sıcaklığı	35
4.1.2. Atmosferik Basınç ve Yükseklik	38
4.1.3. Bulanıklık	39
4.1.4. pH	40
4.1.5. Çözülmüş Oksijen	42
4.1.6. Elektriksel İletkenlik (EI) ve Tuzluluk	43
4.1.7. Ca ⁺² Değerleri	45
4.1.8. Mg ⁺² Değerleri	47
4.1.9. Toplam Sertlik	48
4.1.10. NO ₂ -N Değerleri	49
4.1.11. NO ₃ -N Değerleri	50
4.1.12. Toplam Kjeldal Azotu Değerleri	52
4.1.13. PO ₄ -P Değerleri	52
4.1.14. Akarsu İstasyonlarının Toplam Azot (TN) değerleri	55
4.1.15. TN Değerlerine Karşı Trofik Seviye İndeksi (TSI-TN) Değerleri	56
4.1.16. Toplam fosfor (TP) Değerleri	58
4.1.17. Toplam fosfor (TP) Değerlerine Karşı Trofik Seviye İndeksi (TSI)-TP Değerleri	59

4.2. Biyolojik Bulgular	61
4.3. Diyatomeleler ve Çevresel Değişkenler Arasındaki İlişki	85
4.4. Biyolojik Su Kalitesinin Diyatome İndeksleri ile Belirlenmesi	87
5. TARTIŞMA ve Sonuç	92
KAYNAKLAR	99
ÖZGEÇMİŞ	107

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
°C	santigrat derece
Eİ	Elektriksel iletkenlik
mg/L	Miligram litre (ppm)
μ ve μm	Mikron ve mikrometre
μg/L	Mikrogram/Litre (ppb)
ppt	Binde bir
Mg	Magnezyum
L	Litre
S	Siemens
M	Metre

Kısaltmalar	Açıklama
AB	Avrupa Birliği
CCA	Kanonik Korelasyon Analizi
ÇO	Çözünmüş Oksijen
DSİ	Devlet Su İşleri
Eİ	Elektriksel iletkenlik
LTDI	Göl Trofik Diyatome İndeksi
NTU	Nefelometrik Bulanıklık
OECD	İktisadi İşbirliği ve Gelişme Teşkilatı
SÇD	Su Çevre Direktifi
TDI	Trofik Diyatome İndeksi
TN	Toplam Azot
TH	Toplam Sertlik
TKN	Toplam Kjedal Azotu
TP	Toplam Fosfor
TSI	Trofik Seviye İndeksi
YSKY	Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği
WMS	Ağırlıklı Ortalama

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 3.1.	İstasyonları gösteren harita 27
Şekil 4.1.	Lotik istasyonlardaki su ve hava sıcaklıkları 36
Şekil 4.2.	Lentik istasyonlardaki su ve hava sıcaklıkları 37
Şekil 4.3.	Lotik ve lentik istasyonların su sıcaklıklarına ait kutu grafiği 37
Şekil 4.4.	Lotik istasyonların basınç ve yükseklikleri 38
Şekil 4.5.	Lentik istasyonların basınç ve yükseklikleri 39
Şekil 4.6.	Lotik istasyonların bulanıklık değerleri 40
Şekil 4.7.	Lentik istasyonların bulanıklık değerleri 40
Şekil 4.8.	Lotik istasyonların pH değerleri 41
Şekil 4.9.	Lentik istasyonların pH değerleri 41
Şekil 4.10.	Lotik istasyonların çözünmüş oksijen değerleri 42
Şekil 4.11.	Lentik istasyonların çözünmüş oksijen değerleri 43
Şekil 4.12.	Lotik örneklerin elektriksel iletkenlik ve tuzluluk değerleri 44
Şekil 4.13.	Lentik istasyon örneklerinin elektriksel iletkenlik ve tuzluluk değerleri 44
Şekil 4.14.	Lotik ve lentik istasyonların elektriksel iletkenlik tuzluluk verilerinin kutu grafikleri 45
Şekil 4.15.	Lotik istasyonların Ca^{+2} değerleri 46
Şekil 4.16.	Lentik istasyonların Ca^{+2} değerleri 46
Şekil 4.17.	Lotik istasyonların Mg^{+2} değerleri 47
Şekil 4.18.	Lentik istasyonların Mg^{+2} değerleri 48
Şekil 4.19.	Lotik istasyonların toplam sertlik değerleri 48
Şekil 4.20.	Lentik istasyonların toplam sertlik değerleri 49
Şekil 4.21.	Lotik istasyonların NO_2-N değerleri 50
Şekil 4.22.	Lentik istasyonların NO_2-N değerleri 50
Şekil 4.23.	Lotik istasyonların NO_3-N değerleri 51
Şekil 4.24.	Lentik istasyonların NO_3-N değerleri 51
Şekil 4.25.	Lotik istasyonların Kjeldal Azotu değerleri 53
Şekil 4.26.	Lentik istasyonların Kjeldal Azotu değerleri 53
Şekil 4.27.	Lotik istasyonların PO_4-P değerleri 54
Şekil 4.28.	Lentik istasyonların PO_4-P değerleri 54
Şekil 4.29.	Lotik istasyonların toplam azot (TN) değerleri 55
Şekil 4.30.	Lentik istasyonların toplam azot (TN) değerleri 56
Şekil 4.31.	Lotik istasyonların TN-TSI-TN değerleri 57
Şekil 4.32.	Lentik istasyonların TN-TSI-TN değerleri 57
Şekil 4.33.	Lotik istasyonların TP değerleri 58
Şekil 4.34.	Lentik istasyonların TP değerleri 59
Şekil 4.35.	Lotik istasyonların TP değerlerine karşı (TSI)-TP değerleri 60
Şekil 4.36.	Lentik istasyonların TP- TSI-TP değerleri 60
Şekil 4.37.	Lotik istasyonlardaki takson sayısı 69
Şekil 4.38.	Lentik istasyonlardaki takson sayısı 70
Şekil 4.39.	Lotik ve Lentik istasyonların takson sayılarının değişimi 70
Şekil 4.40.	<i>Humidophila</i> sp.'nin lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi .. 71
Şekil 4.41.	<i>Humidophila</i> sp.'nin lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi 72

Şekil 4.42.	<i>Cocconeis placentla</i> 'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	72
Şekil 4.43.	<i>Cocconeis placentla</i> 'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	73
Şekil 4.44.	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> 'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	73
Şekil 4.45.	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> 'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	74
Şekil 4.46.	<i>Cocconeis pediculus</i> 'un lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	75
Şekil 4.47.	<i>Cocconeis pediculus</i> 'un lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	75
Şekil 4.48.	<i>Gomphonema parvulum</i> 'un lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	76
Şekil 4.49.	<i>Gomphonema parvulum</i> 'un lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	76
Şekil 4.50.	<i>Ulnaria biceps</i> 'in lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	76
Şekil 4.51.	<i>Ulnaria biceps</i> 'in lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	77
Şekil 4.52.	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> 'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişim	77
Şekil 4.53.	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> 'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişim	78
Şekil 4.54.	<i>Ulnaria ulna</i> 'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	78
Şekil 4.55.	<i>Ulnaria ulna</i> 'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	79
Şekil 4.56.	<i>Cymbella parva</i> 'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi ...	79
Şekil 4.57.	<i>Cymbella parva</i> 'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	80
Şekil 4.58.	<i>Denticula kuetzengii</i> 'nin lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	80
Şekil 4.59.	<i>Denticula kuetzengii</i> 'nin lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	81
Şekil 4.60.	<i>Nitzschia amphibia</i> 'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	81
Şekil 4.61.	<i>Nitzschia amphibia</i> 'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	82
Şekil 4.62.	<i>Melosira varians</i> 'in lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi ...	82
Şekil 4.63.	<i>Melosira varians</i> 'in lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi...	83
Şekil 4.64.	<i>Diatoma vulgare</i> 'in lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi...	83
Şekil 4.65.	<i>Diatoma vulgare</i> 'in lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi..	84
Şekil 4.66.	<i>Amphora pediculus</i> 'un lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	84
Şekil 4.67.	<i>Amphora pediculus</i> 'un lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi	85
Şekil 4.68.	İstasyonların çevresel değişkenler ile birlikte ordinasyon grafiği (Daire lotik, üçgen lentik istasyonlar)	86
Şekil 4.69.	Diyatome taksonlarının istasyonlara göre dağılımı (% 5-%100 aralığındaki taksonlar verilmiştir).....	87

Şekil 4.70.	Lotik istasyonlarda TDI indeksinin istasyonlara göre değişimi	88
Şekil 4.71.	Lentik istasyonlarda TDI indeksinin istasyonlara göre değişimi ...	89
Şekil 4.72.	Lentik istasyonlarda LTDI indeksinin istasyonlara göre değişimi	89
Şekil 4.73.	Lentik istasyonlarda belirlenen TDI ve LTDI indekslerinin değişimi	90

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1.	Güncel Diyatome Sistematığı (Guiry ve Guiry, 2023)	8
Çizelge 3.1.	Eskişehir ilinde örnekleme yapılan lotik habitatlar ve koordinatları	28
Çizelge 3.2.	Eskişehir ilinde örnekleme yapılan lentik habitatlara ait koordinatlar	29
Çizelge 3.3.	Trofik Diyatome İndeksi için belirlenmiş ötrofikasyon sınır aralıkları	32
Çizelge 4.1.	Lotik (akarsu) habitatlarında tespit edilen fizikokimyasal parametrelerin tanımlayıcı istatistik sonuçları ve su kalitesi sonuçları.....	34
Çizelge4.2.	Lentik (baraj gölü, gölet) habitatlarında tespit edilen fizikokimyasal parametrelerin tanımlayıcı istatistik sonuçları ve su kalitesi sonuçlar	35
Çizelge 4.3.	Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları	62
Çizelge 4.4.	Diyatome indeksleri ile çevresel değişkenler arasındaki Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları	91

1. GİRİŞ

Su, medeniyet için en önemli unsurlardan biridir ve aynı zamanda en önemli maddeler arasındadır. Bütün dünyada son yıllarda su kaynaklarının önemi sürekli olarak artmaktadır. Dünya nüfusunun hızla artması, teknolojik gelişmeye bağlı olarak yaşam kalitesinin yükselmesi su gereksinimi her geçen gün arttırmaktadır. Kaynağından çıktıktan sonra kullanılabilecek kadar su kolayca kirlenen bir maddedir. Günümüzde kullanılabilir su kaynaklarının hızla azalması temiz su teminini çevre sorunları içerisinde önemli bir yere getirmektedir. Su kirliliğine etkileyen etmenlerin başında; şehirleşme, sanayileşme, nüfus artışı ile birlikte çoğalan evsel atıklar, kimyasal gübreler ve tarımsal mücadele ilaçları gelmektedir. Atıkların sonucu olarak meydana gelen ötrofikasyon, mikroskobik fitoplanktonun, filamentli algler ve sucul bitkilerin ve bazı alg türlerinin aşırı çoğalmalarına (alg çiçeklenmesi) ve buna bağlı olarak yüzeyde biriken alg yığınları nedeni ile güneş ışınlarının dibe ulaşamamasına, dolayısı ile hipoksiye ya da ekstrem durumlarda anoksiye yol açar. Bu sebeple ötrofikasyon, sucul ekosistemlerin sağlığı için dünya çapında bir tehdit olarak kabul edilmektedir (Doğan-Sağlamtimur ve Sağlamtimur, 2018).

Su kirliliği için bir diğer önemli tehdit iklim değişikliğidir. Atmosferde iklim değişikliği ile yağışların zamanını ve yerlerini değiştirerek su döngüsünü değiştirmekte, dünya ve bölge çapında su kıtlıklarına sebep olarak temiz ve kullanılabilir su kaynaklarını azaltmaktadır (Liu vd. 2022).

Su miktarında ve kalitesinde meydana gelen değişimler su tüketiminin büyük boyutta olduğu tarım, endüstri, turizm ve kentsel alanlarda, sağlık ve ekonomi açısından ciddi bir sorun haline gelmektedir. Su sorunu sadece bir ülkenin ekonomisini veya yapısını etkileyen bir unsur olmaktan çıkmış, aynı havzalar içinde bulunan ülkelerin de dış politikalarını etkileyen bir unsur haline gelmiştir (Turan ve Bayhan, 2009). Kirlilik, ötrofikasyon gibi çeşitli insan kaynaklı baskılar nedeni ile mevcut su kaynakları büyük bir stres altındadır. Bu nedenle gelişmiş ülkeler mevcut su kaynaklarını sürekli olarak izlemekte ve sınıflandırmaktadır. Avrupa Birliği 1975 yılından başlayarak su kaynaklarının yönetimi için birçok uygulama yürürlüğe koymuştur. Avrupa Parlamentosu

ve Konseyi 23 Ekim 2000 tarihinde, suyun ticari bir ürün olmaması gerektiğine ve korunması gereken bir doğal kaynak olduğuna dair 2000/60/EC sayılı Su Çerçeve Direktifi’ni (SÇD) yürürlüğe koymuştur (Su Çerçeve Direktifi [SÇD], 2000). Bu direktif; ülkelerin yeraltı ve yerüstü su varlıklarının her türlü amaç için kullanımının sağlanmasını, sosyal ve ekonomik kalkınma hedefleriyle uyumlu bir şekilde su kirliliğinin önlenmesi ve kirliliğinin kontrolü temellerinin belirlenmesi için gerekli hukuki ve teknik hükümleri ortaya koymaktadır.

SÇD, su kalitesi değerlendirmesi için devrim niteliğindeki bir yaklaşımla yüzey sularıyla ilişkili su ekosistemlerinin yapı ve işleyişinin kalitesinin bir ifadesi olarak “ekolojik durum” kavramını da uygulamaya başlamıştır. Fiziko-kimyasal su parametreleri sadece biyolojik elementler için destekleyici parametrelerdir (Uyanık ve Cebe, 2017). Akarsu ve göllerin ekolojik değerlendirmesinde suda yaşayan bentik omurgasızlar, balıklar, makrofitler ve fitoplankton ve fitobentos (diyatomeleler) olmak üzere dört organizma grubu kullanılmaktadır (SÇD, 2000; Resmi Gazete, 2014). Bu organizma gruplarının su kalitesi çalışmalarında kullanımının yaygın olmasının temel nedeni ise, fizikokimyasal su parametreleri ile yüksek korelasyon göstermelerinden kaynaklanmaktadır. Diyatomeleler, kısa yaşam döngüleri nedeniyle sudaki değişikliklere hızla tepki verirler. Ayrıca geniş ekolojik tolerans aralığına sahip olmaları bir diğer avantajlarıdır (Çetin, 2014) .

Ülkemizde Avrupa Birliği’ne uyum sürecinde su kaynaklarının biyolojik olarak izlenmesi konusunda 2011 yılından sonra çalışmalar hızlanmış ve SÇD ile uyumlu birçok yönetmelik yürürlüğe konmuştur. Bu yönetmeliklere “Yerüstü su Kalitesi Yönetmeliği” (Resmi Gazete, 2012) ve “Yüzeysel Sular ve Yeraltı Sularının İzlenmesine Dair Yönetmelik” (Resmi Gazete, 2014) örnek olarak verilebilir.

Bu doğrultuda, ülkemiz su kaynaklarında biyolojik kalite belirteçleri kullanılarak yapılan araştırmalar son yıllarda büyük artış göstermiştir. Diyatomeleler en yaygın kullanılan biyolojik su kalite parametrelerinden biri olmuştur. Eskişehir ili sınırlarındaki lotik ve lentik su kaynaklarında diyatomelelerin kullanıldığı çalışmalara rastlamaktayız. Bu çalışmalara örnek olarak Günyüzü Göleti’nin epipelik algal kompozisyonunun (2007 Ağustos-Temmuz 2008) incelendiği (Pabuçcu vd. 2011), Seydi Suyu Çayı’nın diyatome

florasının çalışıldığı (Atici vd. 2018) ve Tokatlı (2013)'nın Porsuk Baraj Gölünde 2009 yılı Sonbahar mevsiminde epipelik 25 diyatome taksonunu tanımlamış olduğu çalışmaları sayabiliriz. Bölgede son yıllarda en kapsamlı çalışmayı (Solak vd. 2020) yapmıştır. Bu alışmada Sakarya su havzasının su kalitesi 18 diyatome indeksi kullanılarak değerlendirilmiş ve nehir havzası kalitesi orta veya düşük kalite statüsünde belirlenmiştir.

Bu alışmada Eskişehir ilinde diyatome örneklerinin toplandığı lentik ve lotik habitatların su kalitesini diyatome indeksleri kullanarak belirlemek amaçlanmıştır. Aynı zamanda diyatome topluluklarının mekânsal dağılımını etkileyen çevresel faktörlerin neler olduğunu belirlemek bu tez çalışmasının bir diğer amacını oluşturmaktadır.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ARAŞTIRMASI

Tatlı su ekosistemlerini oluşturan nehirler, akarsular ve sulak alanlar, göller ve göletlerin kıtaların tahminen %15'ini, dünya yüzeyinin ise yaklaşık % 6-10'sını kaplamaktadır. Hayvanların % 10'undan fazlasına, tüm omurgalı türlerinin ise yaklaşık üçte birine yüzeysel sular yaşam alanı sunar (T.C Tarım ve Orman Bakanlığı, 2019).

İnsan faaliyetleri havayı, iklimi ve çevreyi etkiler. Doğa bazı yanlış kullanımları telafi edebilirken, düzeltme kapasitesini aşan zararlı faaliyetlerin üstesinden gelememektedir. Ülkemizde sanayileşme, nüfus artışı, şehirleşme, tarım ilaçları ve kimyasal gübreler su kirliliğine etki eden temel unsurlardır. Sanayinin çevre üzerindeki olumsuz rolü diğer tüm etmenlerle kıyaslandığında çok daha fazladır. Sanayiden kaynaklanan atıklar su kirliliğinin temel nedenlerinden birisidir. Su kirliliği ise toprak ve bitki örtüsü üzerinde büyük boyutlarda kirlenmelere sebep olmakta ve hızlı bir şekilde çevre tahribine neden olmaktadır (Dorak vd. 2019) Endüstrileşme, bir toplumun kalkınması için önemli bir unsur olsa da, zehirli kimyasalların, gazların, katı atıkların ve çeşitli patojen mikroorganizmaları da yakın çevremize (toprak, hava ve su) yaydığından çevre için en büyük tehdidi oluşturmaktadır. Günümüzde en önemli kirlilik küresel bir sorun haline gelen su kirliliğidir ve gelişmekte olan ülkeler, çevre kirliliğine gereken özeni göstermeden hızlı kalkınmak istedikleri için su kaynakları hızla kirlenmektedir (İlin vd. 2016; Iyınbor vd. 2018). Besin elementleri noktasal ve noktasal olmayan (yayılı) kirletici kaynaklardan su kaynaklarına ulaşmaktadır. Su kaynakları üzerinde büyük veya küçük olmak üzere çeşitli boyutlarda pek çok baskı bulunmaktadır. Eşik değer uygulaması baskı analizi yapılırken hazırlanmakta olan nehir havza yönetim planlarında göz önünde bulundurulmaktadır. Eşik değeri geçen baskılar önemli baskılar olarak nitelendirilmektedir. Noktasal baskılar, yayılı baskılar, su çekimi ve diğer baskılar dikkate alınarak baskı analizi yapılmaktadır. Şehirlerden ve sanayiden kaynaklanan noktasal baskılara; atıksu deşarjlarını, düzenli ve düzensiz katı atık depolama sahalarını, arıtma çamurunu, madencilik ve balık çiftliklerinin faaliyetlerini örnek olarak verebiliriz. Tarım ve hayvancılık faaliyetleri ile kentlerden ve kırsal yerleşimlerden kaynaklanan akışları, mera, çayır ve ormanlık alanlardan gelen arazi örtüsü yükünü, havaalimanları, kara ve demiryolları, petrol istasyonları gibi yapıları yayılı kaynaklı baskılara örnek

verebiliriz. Evsel, tarımsal, enerji üretimi, endüstriyel, kültür balıkçılığı, rekreasyonel ve ulaşım amaçlı su çekilmesi, su çekimi baskıları kapsamına girmektedir (Doğan-Sağlamtimur ve Sağlamtimur, 2018).

Su kirliliği için bir diğer önemli tehdit ise iklim değişikliğidir (Delpla vd. 2009). İklim değişimine bağlı olarak atmosferde oluşan değişimler yağışlarda zamansal ve mekânsal değişikliklere yol açmakta, küresel ve bölgesel su kıtlıklarına sebep olmaktadır (<https://www.climatechange.boun.edu.tr>). Hidromorfolojik baskılar kapsamında olanları ise barajlar, göletler, hidroelektrik maksatlı derivasyonlar, su transferleri, dere yatağına müdahale olarak sayabiliriz (Pickett vd. 2011); Hopkins vd. 2015; Chen vd. 2020; Doğan-Sağlamtimur ve Sağlamtimur, 2018). Sera etkisinden kaynaklanan yüksek sıcaklığın sonucu olarak kar yağışları yağmur yağışlarına dönüşerek daha erken bir kar erimesine yol açmaktadır (Arnell vd. 2014). Bu etkiler, sonuç olarak bahar sellerinin zamanlamasını ve hacmini önemli ölçüde değiştirmektedir. İklim değişikliğinin hidrolojik döngü üzerindeki diğer etkilerini; atmosferik nemin artması, değişen yağış düzenleri ve toprak nemi olarak sıralayabiliriz. Tatlı su kaynaklarının sıcaklığının artması, seller ve kuraklıklar su kirliliğini arttırır. Su kalitesindeki ve miktarındaki dalgalanmalar tarımı etkileyerek ürünlerin miktarının azalmasına ve dolayısı ile çiftçilerin fakirleşmesine ve gıdaya erişimin zorlaşmasına sebep olacaktır (van Vliet vd. 2013).

2.1. Su kirliliğinin İzlenmesi

Su kirliliği ülkelerin en önemli sorunu haline gelmiş ve AB ülkeleri kendi akarsularının karakteristik yapısını göz önünde bulundurarak ulusal bir su kalite sistemi geliştirmiş ve su kalite düzeyini belirlemek için suları sınıflandırmışlardır (SÇD, 2000). Yerüstü sularının fiziko-kimyasal parametreler açısından kalitesinin belirlenmesi amacıyla ülkemizde AB ülkelerinin uygulamaları göz önünde bulundurulmaktadır. Fiziko-kimyasal parametreler açısından yerüstü suları ile kıyı ve geçiş sularının kalitesini belirlemek amacıyla 2012'de Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne (YSKY) başvurulmaktadır (Resmi Gazete 2012).

Tarım ve Orman Bakanlığı, Sanayi ve Ticaret Bakanlığı, Sağlık Bakanlığı, Çevre, Şehircilik ve İklim değişikliği bakanlığı, Turizm Bakanlığı, Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü ve belediyeler gibi kurum ve kuruluşlar, Türkiye’de su kaynaklarının korunması ve kullanılmasından sorumludurlar (Aküzüm vd. 2010).

Ülkemiz su fakirliğine aday ülkeler arasında yer almaktadır (Kayaer ve Çiftçi, 2018). Havza bazında çalışma yapmak, su toplama havzalarında kullanılabilir ve içilebilir suyun tamamı temin edildiği için suyun sürekliliğinin sağlanması, planlanması ve işletilmesi için çok önemlidir. Bilindiği gibi doğal sınırlarla çevrili bir alan olan havza, hidrolojik sistemi kontrol eder. Havza ölçeğinde su kaynakları sisteminin tanımlanması ile su kaynaklarının doğal sınırları belirlenmekte ve bunun sonucu olarak bir bütün olarak ele alınabilmektedir. Bu yolla hidrolojik sistemi etkileyen süreçler arasındaki ilişkiler doğru olarak ortaya konabilmektedir (Davraz vd. 2016). Topografik yapıya bağlı olarak, ülkemiz 25 büyük hidrolojik su havzasına ayrılmıştır. Bu havzaların toplam yıllık akış miktarı 186 milyar m³’tür (Akın ve Akın, 2007). Nehir havzalarının hepsinde yıllık yağış miktarı farklı olduğundan, verimleri ve su potansiyelleri de değişiklik göstermektedir. Ayrıca büyük havzaların içinde küçük ölçekli yüzey ve yeraltısu havzaları da bulunmaktadır. Yeraltısu havzaları ise bilindiği gibi alüvyon, karstik, çatlaklı kaya akiferleri gibi farklı birimlerin oluşturduğu havzalardır. Yüzey suyu havzaları doğal veya yapay göl havzaları ve nehir havzaları olarak ayrılabilir. (Davraz vd. 2016).

Nehir havzalarında yer alan akarsu ve dere ekosistemleri, akışın tek yönlü, içeriğinin, morfolojisinin, fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerin sürekli değişken oluşu yönünden diğer ekosistemlerine göre pek çok farklılıklar gösterir (Chapin vd. 2002). Göllerde bentik algler litoral ve profundal bölgeler arasındaki sedimentlerin geçiş alanlarında bulunur. Farklı jeomorfolojik ve hidrolojik özellikler akarsu ve göllerde yaşamaya adapte olan farklı tür topluluklarını oluşturmaktadır. Plankton, türbülans ve diğer su hareketleri ile dağılan suda asılı duran organizmalara verilen genel bir isimdir. Genellikle sudan daha ağır olan fitoplanktonlar ve zooplanktonlar yerçekiminin etkisi ile derinlere inme eğilimindedirler. Ancak sahip oldukları adaptasyonlar ile suda asılı kalabilirler. Belli bir substrata bağlı olarak yaşayan bakteri ve algler perifiton olarak adlandırılırlar ve üzerilerinde bulundukları substratlara -tortullar, kaya, bitki, hayvan,

kum v.b göre isimlendirilirler. Substrata bağlı olarak yaşayan planktonik olmayan, sediment ile su ara yüzeyinde yaşayan organizmalara bentos adı verilmektedir. Hava ile su ara yüzünde yaşamaya adapte olup spesifikleşmiş organizmalar ise pleuston olarak tanımlanmaktadır. Bu canlılar arasındaki baskın grup Nston olarak isimlendirilen mikrofloradır (Smol ve Stoermer, 2010).

Sucul ekosistemde algler, primer besin zinciri üreticileri oldukları ve ekosistemdeki meydana gelen değişimleri yansıttıkları için “biyoindikatör” organizmalar olarak tanımlanırlarırlar. Akarsu ve gl ekosistemlerinin en önemli yeleri olan bentik algler oldukça zengin tr çeşitliliğine sahiptir. Algler, su ortamındaki besin değerini ve çözünmüş oksijen oranını yapılarında bulundurdıkları pigmentler sayesinde fotosentez yaparak arttıırırlar. Dünyadaki karbon izinin azaltılmasında büyük bir öneme sahiptirler. Biyoindikatör olarak organik kirliliğin ve ötrofikasyonun izlenmesi için çok faydalıdırlar. Süzgeç görevi yaparak kirli suların temizlenmesinde doğal arıtma işlevi üstlenirler. Alglerin özellikle ağır metal gideriminde de kullanıldıkları ve oldukça olumlu sonuçlar alındığı yapılan çalışmalarla gösterilmiştir (Satoh vd. 2005; Perales-Vela vd. 2006). Mikroalgler içinde özellikle diyatome biyolojik su kalitesinin izlenmesinde kullanılan en yaygın gruptur. Diyatome, tüm sucul sistemlerde bulunurlar, kolay rneklenebilirler ve kommunit  yapıları su kalitesinden doğrudan ilişkilidir. Bu nedenle diyatome su kalitesi izleme çalışmalarında en yaygın kullanılan biyoindikatör canlılardandır(Tokatlı 2012).

2.2. Diyatome Morfolojisi ve Sistematiği

Diyatome fotosentez yapan alglerdir, silisli bir iskelete (frstl) sahiptirler ve tatlı su, deniz ve okyanusların en önemli planktonik ve bentik organizmalarındandır. şekil bakımından büyük çeşitlilik gösterirler. Tek hücreli veya koloni halinde bulunabilirler ve neredeyse nemli her sucul ortamda gözlenebilirler. Diyatome ile ilgili ilk çalışmalara on sekizinci yüzyılın sonlarında rastlamaktayız, On dokuzuncu yüzyılın başlarında, mikroskop znrlğindeki gelişmelerle birlikte diyatome sistematiği ile ilgili çalışmalar hızlanmıştır. Ancak diyatome taksonomik ve ekolojik özellikleri ile ilgili ilk önemli çalışmalar 20. yüzyılın başlarında gerçekleştirilmiştir (Taş ve etin, 2012).

Diyatomeler, önemli popölasyonlar oluşturup lotik ve lentik sistemlerin bentik kısımlarında biyokütleye katkı sağlarlar. Ototrofik olduklarından, fotik bölgeyle sınırlıdırlar ve şartlara bağlı olarak yaklaşık 200 m'ye kadar olan su derinliklerinde yaşayabilirler (Norton vd. 1996a). Müsilajlı bağlantıları sayesinde birleşip birkaç cm'yi bulan zincirler oluşturabilirler. Sayıca çok fazla çoğaldıkları zaman bulundukları yerde yüzeyi örterek kaplarlar. Hücreler kolonyal veya soliter olabilir, mukoza filamentleri veya bantlar ile uzun zincirlere bağlanırlar. Diyatomeleler çok sayıda olabilir ve neredeyse tamamen diyatome frustüllerinden (diyatomitler) oluşan depozitler oluşturarak çok iyi korunurlar, bu depozitler filtrelerde, boyalarda, diş macunlarında ve diğer birçok uygulamada kullanılarak ekonomik yarar sağlarlar.

Diyatomeler Chromista aleminde *Bacillariophyta* divizyonu içinde sınıflandırılırlar (Guiry ve Guiry, 2023). Diyatomeleler 285 cins ile 10 000-12 000 türü kapsayan tek hücre veya hücre zincirleri halinde büyük bir alg grubudur (Round vd. 1990). Uzmanlar pek çok diyatome türünün tanımlanmadığına ve diyatome türlerinin aslında milyonlarca sayıda olabileceğine inanmaktadırlar (Norton vd., 1996b).

Çizelge 2.1. Güncel Diyatome Sistematiği (Guiry ve Guiry, 2023)

Empire Eukaryota

Kingdom Chromista

Phylum Bacillariophyta

Subphylum Bacillariophytina

Class Bacillariophyceae

Subclass Bacillariophycidae

Subclass Fragilariophycidae

Class Mediophyceae

Subphylum Coscinodiscophytina

Class Coscinodiscophyceae

2.3. Diyatomelerin morfolojik yapısı

Diyatomeler, hidratlı silisten meydana gelen, spesifik, cam bir kutu ve bu kutuyu örten kapak gibi iki parçadan oluşan hücre duvarına sahiptirler. Epiteka büyük olan üst kapağa, hipoteka ise alttaki daha küçük kapağa verilen isimdir. Sarı ya da kahverenkli dirler. Diyatome kabuğuna “früstül” adı verilir. Alt ve üst teka bağlantı bantlarına sahiptirler ve birbiri üzerine kapanırlar. Merkezi bir vakuolün etrafını ince bir tabaka şeklinde saran sitoplazmaları vardır. Tek çekirdekli diyatomelerde, çekirdek pennat formlarda sitoplazmanın vakuol içerisine uzanan kolları üzerinde iken, sentrik formlarında ise sitoplazma üzerindedir. Kromatoforlar genellikle hücre duvarına dayanır. Diyatomelerde hücre duvarının organik bir katmanı pektin olan ve ana hücre duvarının %95’ine kadar çıkabilen oranda silisle kaplıdır (Parker ve Townley, 2007). Hücre duvarlarında yüksek oranda silis olması diyatomelere karakteristik bir özellik kazandırır. Diyatome früstüllerinin yüzey şekilleri oldukça karmaşıktır. Valve yüzeyleri düzgün motifleri olan bölgelerden ve besin geçmesini sağlayan porlardan oluşmuştur. Sekonder yapılar adı verilen bu yapılar “diyatome sistematigi” için önem taşır (Lee, 2018). Hücre şekilleri genellikle bir hat etrafında simetrik veya bir noktaya göre simetrik dir. Pennat diyatomelerin üst ve alt valvelerinde “rafe” denilen yarıklar bulunur. Rafe bazen valvelerin tam ortasında bazen de valvelerin kenarında yer alabilir, bazı türlerde sadece rafe valve bulunur. Diyatomelerin sistematiginde rafelerin yeri ve biçimi önemli rol oynar. Bazı türlerde pseudo rafe de bulunmaktadır (Round vd., 1990).

Son yıllarda diyatomelerin morfolojik olarak sınıflandırılmasında daha farklı morfolojik karakterler kullanılmaktadır. Bu temel morfolojik yapılar Sentrik, Araphid, Monoraphid, Simetrik Biraphid, Asimetrik Biraphid, Eunotioid, Epiethemioid, Nitzschiod ve Surirelloid olmak üzere 9 tanedir (Spaulding vd., 2021). Sentrik diyatomelerde valveler radyal simetrik dir. Hücreler bir rafe sisteminden yoksundur ve önemli ölçüde hareketlilikleri kısıtlanmıştır. Hücreler fultoportula ve rimoportula içerebilir. Eşeyli üreme oogami ile dir. Bu morfolojik gruba *Cyclotella* ve *Stephanodiscus* cinsleri örnek olarak verilebilir. Araphid diyatomeler bilateral simetriye sahip valvelere sahiptir. Hücreler bir rafe sisteminden yoksundur ve önemli ölçüde hareketlilikten yoksundurlar. Bazılarında rimoportula mevcut olabilir. Bu morfolojik yapıya sahip olan *Fragilaria*,

Ulnaria, *Staurosirella* gibi bazı yaygın cinsler örnek olarak verilebilir. Monoraphid diyatomeler bilateral simetriye sahip valve (bir hat etrafında simetrik) bulunur. Bir valvede rafe sistemi bulunur. Diğer valvede rafe sistemi yoktur pseudorafe valve (rafesiz valve) olarak ta isimlendirilir. Bu morfolojik yapıya sahip bilinen en yaygın cinsler *Cocconeis*, *Achnanthes*, *Achnantheidium* ve *Palothidium*'dur. Simetrik biraphid diyatomelerde bilateral simetriye sahip valveler vardır. Valveler hem apikal hem de transapikal eksene simetriktir. Rafe sistemi iyi gelişmiştir ve hücreler oldukça hareketli olabilir. Bu grup, tatlı su diatomları arasında en fazla çeşitliliğe sahiptir. *Navicula* bu morfolojik yapıya sahip bilinen en yaygın cinstir. Asimetrik biraphid diyatomelerde ise valveler apikal eksene asimetrik veya transapikal eksene asimetrik biçimdedir veya her iki durumda da bulunabilir. İyi gelişmiş bir rafe sistemi vardır. Bazı cinsler, müsilajlı uzantılar salgılayan apikal porlara sahiptir. Diğer cinsler müsilajlı tüpler salgırlar. *Amphora*, *Cymbella*, *Cymbopleura*, *Gomphonema* ve *Rhoicosphenia* gibi cinsler bu guruba örnektir. Eunotinoid diyatomelerde bilateral simetriye sahip valveler bulunur, valveler genellikle apikal eksene göre asimetriktir. Rafe sistemi kısadır ve bu nedenle zayıf hareketlilik sağlar. Hücreler iki veya daha fazla rimoportulaya sahip olabilir. Epithemoid diyatomelerde bilateral simetriye sahip valveler bulunur. Apikal eksende asimetrik valveler bulunur. İyi gelişmiş ve bir kanal içine alınmış rafe sistemi vardır. Valve kenarına yakın yerleştirilmiş rafe sistemi bulunur. *Eunotia*, *Actinella* gibi cinsler bu morfolojik guruba örnektir. Nitzchioid diyatomelerde bilateral simetriye sahip valveler bulunur. Valveler genellikle hem apikal hem de transapikal eksene simetriktir. İyi gelişmiş ve bir kanal içine alınmış rafe sistemi bulunur. Rafe sistemi genellikle valve kenarına yakın konumlanmıştır. *Nitzschia*, *Hantzchia*, *Tryblionella* gibi cinsler bu morfolojik gruba örnektir. Surirelloid diyatomelerin bilateral simetriye sahip valveleri bulunur. İyi gelişmiş ve bir kanal içine alınmış rafe sistemi vardır. Rafe genellikle kapak kısmında daireseldir. *Surirella*, *Cymatopleura*, *Stenopterobia* gibi cinsler bu morfolojik guruba örnek olarak verilebilir.

2.4. Diyatomeler ve Su Kalitesinin İzlenmesi

Bazı AB ülkelerinde yürürlükteki SÇD kapsamında su kirliliği izleme çalışmalarında nehir havzası bazlı su izleme ve planlama çalışmalarının koordineli ve entegre şekilde

kullanılması benimsenerek devrim yaratılmıştır. Direktif ayrıca, yüzey suları ile ilişkili su ekosistemlerinin yapısının ve işleyişinin kalitesinin bir ifadesi olarak “ekolojik durum” kavramını da uygular. Ekolojik durumun belirlenmesinde en önemli faktörler biyolojik ve hidromorfolojik özelliklerdir. Akarsu ve göllerin ekolojik değerlendirmesi suda yaşayan fitoplankton ve fitobentos, bentik omurgasızlar, balıklar ve makrofitler olmak üzere dört grup organizmaya dayanmaktadır. Fiziko-kimyasal su parametreleri ve hidromorfolojik özellikler biyolojik su kalitesi elementlerini desteklemektedir (SÇD, 2000; Resmi Gazete, 2014). Fitobentoz içinde su kalitesi çalışmalarında kullanılan en yaygın grup diyatomelerdir.

Diyatomeler, balıklara ve makro omurgasızlara göre daha kısa bir hayat döngüsüne sahiptirler ve çevresel değişikliklere hızlı tepki verirler. Çevresel değişikliklere hızlı tepki vermelerinden dolayı diyatomeler akarsu ve göllerin biyolojik olarak izlenmesinde, özellikle besin tuzlarının oluşturduğu baskıların izlenmesinde (Resmi Gazete, 2014) yaygın olarak kullanılır. Ayrıca organik kirlilik, asidifikasyon ve metal kirliliği gibi çeşitli etkilerden kaynaklanan su kalitesinin bozulmasını izlemede yaygın olarak kullanılmaktadırlar (Lowe, 1974; Schoeman vd.1984; Alakananda vd., 2011; Karthick ve Kociolek, 2011; Karthikeyan vd., 2018). Diyatome türlerinin göreceli dağılımı akarsu ve göllerin sağlığının biyolojik olarak değerlendirilmesi için değerli göstergelerden biridir (Prygiel ve Coste, 1993; Harding ve Kelly, 1999; Stevenson vd. 1999). Diyatomeler ve besin tuzu konsantrasyonu arasında güçlü bir korelasyon vardır. Bu özellikleri sayesinde diyatomeler hidrolojik ve iklim değişikliği sonucu su kütlerinde geçmiş besin tuzluluğundaki değişiklikleri de izlemeye de olanak sağlar (Fritz vd., 1993; Blinn vd. 1995).

Nehirlerdeki ve akarsulardaki diyatome toplulukları ile çevresel faktörler arasında ilişki istatistiksel tekniklerle analiz edilebilir. Kelly ve Whitton, (1995)’e göre, diyatomeler nehirlerin biyolojik izlenmesinde ve ekolojik durumunun değerlendirilmesi için temel bileşenlerden biridir. Örneklem ve analiz maliyeti diğer organizmalarla karşılaştırıldığında nispeten düşüktür. Diyatome numuneleri analiz için kolay toplanabilir ve uzun süreler boyunca saklanabilir. Böylece, diyatome çalışmaları dünya çapındaki ülkelerde izleme ve değerlendirme programlarının önemli bir unsuru haline gelmiş,

nehirlerin ve göllerin su kalitesinin değerlendirilmesi için birçok diyatome indeksi geliştirilmiştir. Bunlardan başlıcaları “Spesifik Kirlenme Hassasiyeti İndeksi “(IPS) (Cemagref, 1982), Jenerik Diyatome İndeksi (GDI), Biyolojik Diyatome İndeksi (BDI) (Coste ve Lenoir, 1998), Sládeček's indeksi (SLA) (Sládeček, 1986), ötrofikasyon kirlenme indeksi (EPI-D) (Dell’Uomo, 2004), Trofik Diyatome indeksi (TDI) (Kelly, 1998) olarak belirtebiliriz. Ayrıca bu indeksler ülkelerin hidrobiyolojik parametrelerine uyarlanabilir. Örneğin Pampean Diyatome İndeksi (PDI) Arjantin’de (Gómez ve Licursi, 2001), Swiss Diyatome İndeksi (DI-CH) ise İsviçre’deki akarsuları izlemek için kullanılmaktadır. (Hurlimann ve Niederhauser, 2006; Bingöl vd. 2007; Akin vd. 2011; 2012;Solak vd. 2009). Ayrıca geliştirilen OMNIDIA programı 18 farklı diyatome indeksini hesaplayan bir program olarak geliştirilmiştir. Ülkemize özgü geliştirilen Trophic Index Turkey (TIT) son yıllarda yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır (Celekli vd., 2019).

2.5. Çalışma Alanı Olan Eskişehir İlinde Çevre Durumu

Eskişehir ilinde bulunan akarsu ve göllerde yapılan kirlilik izleme çalışmalarına baktığımızda Porsuk Çayı ile ilgili çalışmaların öne çıktığını görmekteyiz. Porsuk Havzası Eskişehir’in içme ve kullanma suyu kaynağıdır, Kalabak kaynak suyu oldukça yoğun olarak kullanılmaktadır. Eskişehir ilinin ana içme suyu kaynağı olan Porsuk Barajı ile ilgili yapılan bir çalışmada hem nehrin hem de barajın evsel ve endüstriyel kaynaklı yaygın kirlilik tehdidi altında olduğu, Porsuk Baraj girişinde yüksek konsantrasyonlarda azot ve fosfor bileşikleri bulunduğu ve hipertrofik bir gölün belirtilerini gösterdiği rapor edilmiştir (Muhammetoglu vd. 2005). Her ne kadar Porsuk Çayı etrafında bir çok arıtma tesisi bulunsun da evsel kaynaklı kirlenme büyük şehirlerin içinden geçen tüm akarsularda olduğu gibi Porsuk Çayı’nda da hissedilir şekilde artmaktadır. Çay, Kütahya ili çevresinde bulunan Azot Gübre Fabrikası, Şeker Fabrikası ve Manyezit Fabrikası gibi endüstriler tarafından da kirlenmektedir.

Bingöl vd. (2007) tarafından 2003-2004 yılları arasında yapılan bir çalışmada, Porsuk Çayı’nı kirleten Kütahya kökenli kirleticilerin deşarj sularından alınan örnekleri “Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği” kriterlerine göre değerlendirmiştir. Bu çalışmada başlıca

kirlilik parametreleri olan pH, Kimyasal Oksijen Miktarı (KOİ), Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ), Askıda Katı Madde (AKM), Kurşun, Kadmiyum, Toplam Fosfor, Yağ ve Gres miktarlarına bakılmıştır. Bu çalışma sonucunda, deşarj sularından elde edilen sonuçların Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği kriterlerine uygun olmadığı sonucuna varılmıştır.

Bursa Eskişehir Bilecik Kalkınma Ajansı (BEBKA) tarafından 2011 yılında yayınlanan Çevre Durum Raporuna göre Porsuk Çayı'nın su kalite sınıfları belirlenmiştir. Porsuk Çayı'nın su kalitesinin Kütahya'ya girişte I. sınıf olduğu, fakat şehirden çıkarken çözünmüş oksijen, KOİ ve BOİ açısından III. Sınıfa kadar düştüğü belirtilmiştir (Bursa Eskişehir Bilecik Kalkınma Ajansı ([BEBKA], 2011). Bu yüksek oranda kirlenmiş su, aşağı yönde akışta yüksek fosfor ve azot üreten ötrofik bir ortam oluşturur. Eskişehir ovasındaki tarım faaliyetleri, tarım alanlarının yerleşime açılması da bu kirliliğe katkıda bulunmaktadır. (Yuce vd. 2006; Atici vd. 2018). Eskişehir'in Alpu, Beylikova ve Yunueme ilçelerindeki arıtılmamış evsel ve endüstriyel atık sularının yanı sıra Eskişehir Organize Sanayi Bölgesi (EOSB)'nden bazı fabrikaların ve Eskişehir Su ve Kanalizasyon İdaresi (ESKİ)'nin arıtılmış atık sularının Porsuk Çayı'na boşaltılmalarından dolayı kirlilik seviyelerinde farklılıklar tespit edilmiştir (BEBKA, 2011). Öztetik vd. (2013), en iyi arıtım yapılsa dahi Porsuk Çayı ve baraj gölüne atık su boşaltılmaması, içme ve kullanma suyuna deşarjın engellenmesi gerektiğini belirtmişlerdir.

2.6. Ülkemizde Algler ile İlgili Yapılmış Bazı Çalışmalar

Türkiye'de 25 nehir havzası bulunmaktadır. (Devlet Su İşleri [DSİ] 2019). Literatür taramalarının ardından su kaynaklarının bulunduğu bu havzalarda yapılan çalışmalar aşağıda sırayla bahsedilmiştir. Tarihsel olarak, Türkiye'de tatlı su diatomeleri üzerine ilk çalışmalar 1844 tarihinde Ehrenberg tarafından, daha sonraki araştırmalar 1942' de Kolbe ve Krieger, 195' de Gessner tarafından yapılmıştır. Türk diyatome literatürünün habitat bazında karakterizasyonu çalışmalarına baktığımızda ilk olarak 1957 yılında Öztüğ, 1966 yılında Güner'in ve 1974 yılında Tanyolaç ve Karabatak'ın çalışmalarına rastlamaktayız (Solak vd. 2012).

Türkiye’de 1980-2000 yılları arasında çeşitli bölgelerdeki akarsu ve göllerde yapılan fitoplankton çalışmalarından bazı örnekler aşağıda verilmiştir. Gönüloğlu, (1986), Akarçay havzasında Afyon-Çay bölgesinin 20 km güneybatısında yer alan Karamık Gölü’nün fitoplankton içeriğini incelemiş, Bacillariophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Cyanophyta, Dinophyta ve Euglenophyta divizyonlarına ait 175 tür tespit etmiştir.

2000 ve 2001 yılları arasında Demirdöven Barajı’nın bentik alglerinin tür kompozisyonundaki mevsimsel değişimler Kıvrak ve Gürbüz (2005), tarafından araştırılmıştır. Bentik alg florası Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanophyta ve Euglenophyta’dan oluşmaktadır. Genel olarak Bacillariophyta tür sayısı ve bolluğu açısından çalışma süresince baskın tespit edilmiştir. Bentik alg kompozisyonunun ve baskın türlerin zamansal dağılım aralıkları tüm istasyonlarda birbirinden farklılık göstermiştir.

Akbulut ve Yıldız (2002) yaptıkları çalışmada Çıldır Gölü’nün planktonik diyatome florasını araştırmışlardır. Örnekler Mayıs 1991 ile Eylül 1993 arasında üç farklı istasyonda aylık olarak toplanmıştır. Toplam 94 diyatome taksonu tespit edilmiş, çalışma döneminde en baskın ve bol taksonlar Cyclotella meneghiniana ve Aulacoseira granulata olmuştur. Diğer baskın türler Melosira varians ve Navicula spp. Olarak belirlenmiştir. Gölün diyatome florasının tür ve çeşit bakımından zengin olduğu ve Türkiye'nin diğer bölgelerindekine benzer olduğu tespit edilmiştir.

Ertan ve Morkoyunlu, (1998) tarafından Aksu Çayı üzerinde seçilen 4 istasyondaki alg florası Eylül 1993-Ağustos 1994 tarihleri arasında araştırılmıştır. Araştırmacılar Bacillariophyta’nın Aksu Çayı’nın alg florasında baskın olduğunu saptamışlardır. Diyatome florasının, Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanophyta ve Euglenophyta bölümlerine ait 73 taksondan oluştuğunu, Navicula, Nitzschia, Surirella, Amphora, Cymbella, Conconeis, Fragilaria ve Synedra ulna- taksonlarının yaygın olduğunu tespit etmişlerdir. Bacillariophyta üyeleri dışında, Cyanobacteria’den Oscillatoria limosa, Oscillatoria formosa ve Merismopedia punctata türlerinin araştırmanın yapıldığı yıl bol

ve sık olduğu gözlenmiştir. Diğer divizyo üyeleri ise yılın farklı aylarında çeşitli bolluk frekanslarda belirlenmiştir.

Pentecost vd. (1997), Pamukkale'deki travertenlerinin fototrof topluluklarını incelemiş, örnek aldıkları noktalarda 17 tür siyanobakteri, 16 diayome ve 5 *Chlorophyceae* tespit etmişlerdir. Araştırmacılar bu alg toplulukların dağılımının büyük ölçüde su akışı ve kuruma derecesi ile ilişkili olduğunu belirlemişlerdir.

Ocak 2001-Aralık 2001 tarihleri arasında Özlüce Baraj Gölü' nün epilitik diyatomeleleri bir yıl süre ile Şen vd. (2005) tarafından incelenmiştir. Bu çalışmada diyatomeden 47 takson tespit edilmiştir. Bu taksonların 8 türü *Nitzschia*, 6'şar türü *Cocconeis* ve *Navicula* cinslerine ait bulunmuştur. Ayrıca *Aulocoseria granulata*, *Cocconeis* spp. ve *Gomphonema* spp., epilition içerisinde ortaya çıkış sıklıkları ve oluşturdıkları popülasyonların büyüklüğü bakımından en önemli taksonlar olarak belirlenmişlerdir. İlkbahar ve yaz mevsimlerinde diyatomelelerin iyi gelişim gösterdiği, sonbahar ve kış mevsimlerinde ise bolluklarının azaldığı tespit edilmiştir.

Tortum Gölü'nün fitoplankton topluluk yapısındaki mevsimsel değişiklikler Mart 2002'den Şubat 2003'e kadar bir yıllık süre boyunca Kıvrak (2006) tarafından incelenmiştir. Toplanan veriler 21 yıl önce aynı yerden toplanan verilerle karşılaştırılmıştır. *Chlamydomonas microsphearella*, *Cyclotella krammeri*, *Cladophora glomerata* ve *Ceratium hirundinella*'nın çalışma süresi boyunca baskın olduğu belirlenmiş ve fitoplanktonun tür çeşitliliği ve biyokütlesinin, yeterli ve yüksek düzeyde besin maddesi konsantrasyonlarına rağmen çok düşük, maksimum fitoplankton yoğunluk seviyelerinin yaz ve sonbahar sonlarında olduğu gözlenmiştir. Fitoplankton yoğunluğu besinler, sıcaklık ve pH ile pozitif, seki derinliği ve çözünmüş oksijen ile negatif yönde korelasyon göstermiştir. Fitoplanktonun mevsimsel değişiklikleri ve topluluk yapısı ile göl suyunun fiziksel ve kimyasal özellikleri 21 yıl önceki çalışmada bildirilenlerden çok farklı bulunmuştur. *Cyclotella* türleri, oligotrofik koşulların göstergeleri olarak bilinir, bu tür gölün en yüksek su hacmine ve çok kısa su tutma süresine sahip olduğu kış ve ilkbahar aylarında göle hakim tür olurken, gölün en düşük su hacmine ve uzun su tutma süresine sahip olduğu yaz sonu ve sonbaharda ise göle hakim tür ötrofi göstergesi olarak kabul

edilen *Chlamydomonas microspiraella* olarak belirlenmiştir. Fitoplankton türlerinin çeşitliliği ve biyokütlesi çok fazla besin konsantrasyonu içermesine rağmen düşük tespit edilmiştir. Fitoplankton topluluk yapısı, Chl-a ve besin tuzu konsantrasyonları, gölün trofik seviyesinin oligo-mezotrofiye doğru kaydığını göstermektedir.

Çiçek vd. (2010) yaptıkları bir çalışmada, belirlenen altı istasyondan Mayıs 2002-Nisan 2003 tarihleri arasında aylık olarak örnek alınmış ve Darıören Deresi ve Isparta Çayı epilitik alglerinin mevsimsel değişimini incelemiştir. pH, sıcaklık (C°), Çözünmüş Oksijen, Elektriksel iletkenlik ve bazı besin tuzu analizleri çalışma esnasında gerçekleştirilmiştir. Çalışma alanında *Bacillariophyta* divizyosuna ait taksonların baskın olduğu tespit edilmiştir. Çalışma alanında *Cymbella affinis*, *Diatoma vulgare*, *Gomphonema parvulum* var. *micropus*, *Meridion circulare*, *Navicula accomoda*, *N. atomus*, *N. gracilis*, *Nitzschia palea*, *Surirella ovata* ve *Tabellaria flocculosa* en sık rastlanan türler olarak belirlenmiştir. Ayrıca *Chlorophyta*, *Cyanophyta* ve *Euglenophyta* divizyolarına ait taksonlar da tayin edilmiş, ancak sayıları çok az olarak tespit edilmiştir. Fizikokimyasal parametrelerin belirli aralıklarda akarsu boyunca değiştiği; fosfor ve azot değerlerinin akış yönünde arttığı belirlenmiştir.

Çiçek ve Ertan (2010), Köprüçay-Antalya Nehrinde 2008-2009 yılları arasında 4 istasyondan topladıkları epipelik alg örneklerini tanımlamışlardır. Tanımlanan toplam 91 taksonun 72 adedi *Bacillariophyta*'ya aittir, diğer türleri ise *Chlorophyta* (4), *Cyanophyta* (9), *Charophyta* (6) oluşturmaktadır.

Kalyoncu vd. (2008), Aksu Çayı'nda belirlenen 6 istasyonunda yaptıkları araştırmada fizikokimyasal değişkenlerin alg çeşitliliği üzerine olan etkilerini belirlemişlerdir. En etkili fizikokimyasal değişken BOI₅ olarak tespit edilmiştir. Bu değişkeni sırası ile amonyum azotu, nitrat azotu, sülfat, ortofosfat ve klorür gibi değişkenler izlemiştir. Çalışma sonunda *Bacillariophyta*'ya ait 80, *Chlorophyta*'ya ait 40, *Cyanophyta*'ya ait 15, *Euglenophyta*'ya ait 2 ve *Rhodophyta*'ya ait 1 takson olmak üzere toplam 138 alg taksonu belirlenmiştir. Epilistik alg çeşitliliğinin su kalitesi ile paralel değişiklik gösterdiği Aksu Çayı'nda, [istasyonların](#) değişimine göre, baskın olan organizmalar da değiştiği belirlenmiştir.

Karabayırlı (2019), Ekim 2016-Eylül 2017 tarihleri arasında Bursa ili için önemli su kaynaklarından Mustafakemalpaşa Çayı'nın epipelik diyatomeelerini incelemiştir. İki istasyondan aylık olarak alınan örneklerde incelemiştir. Takson sayısı 63 olarak belirlenmiştir. Trofik Diyatome İndeksi uygulanmış ve Mustafakemalpaşa Çayı'nda Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'ne göre su kalite sınıfları saptanmıştır. Nispi bollukları yüksek bulunan taksonlar *Achnanthis minutissimum*, *Amphora ovalis*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis pediculus*, *Cymbella affinis*, *Diatomea moniliformis*, *Diatomea vulgaris*, *Cyclotella meneghiniana*, *Melosira varians*, *Navicula tripunctata*, *Navicula veneta*, *Nitzschia frustulum*, *Rhoicosphenia abbreviata* ve *Ulnaria ulna*, her iki örneklemede noktasında da tespit edilmiştir. Çalışma bölgesinin aynı istasyonlarından daha önce Nisan 2001-Mayıs 2002 tarihleri arasında aylık olarak elde edilen veriler ile yeni saptanan veriler kıyaslanmış, örnekleme periyodunda 100 epipelik diyatome taksonu belirlenmiştir. Her iki çalışma periyodunda Mustafakemalpaşa Çayı'nın biyolojik su kalitesinin ötrofik seviyede olduğu belirlenmiştir.

2.7. Eskişehir ve Çevresinde Algler ile İlgili Yapılan Çalışmalar

Eskişehir ve çevresindeki su kaynaklarında yapılan alglere dayalı su kalitesi araştırmaları aşağıda verilmiştir.

Eskişehir'de yaptıkları bir çalışmada altı ay süresince su kalite parametreleri, klorofil a, zooplankton bolluğu ve fitoplankton kompozisyonunu inceleyerek Sarısu-Mamuca Göleti'nin besin düzeyini belirlemişlerdir. *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, *Chrysophyceae*, *Cryptophyceae*, *Cyanophyceae* ve *Dinophyceae* sınıflarından toplam 31 fitoplankton türü teşhis edilmiş ve zooplankton kompozisyonu içinde bulgularına göre *Rotifera* baskın olmuştur. Su kalite parametrelerine göre gölün besin düzeyi mezoötrofik-ötrofik olarak belirlenmiştir. Bu bulgular gölette ötrofikasyon oluşum hızının yüksek olduğuna işaret etmektedir. Yazarlar göldeki besin maddesi artışının düzenli kontrol edilmesi gerektiğini vurgulamışlardır.

Pabuccu vd. (2011), Günyüzü Göleti'nin epipelik algal kompozisyonunu 2007 Ağustos-Temmuz 2008 tarihleri arasında incelemişlerdir. Bu çalışma sonucunda *Bacillariophyta*'dan 55, *Chlorophyta*'dan 9 ve *Cyanophyta*'dan 6 olmak üzere toplam 70 takson tespit edilmiştir. *Achnanthes linearis*, *Amphora ovalis*, *Caloneis silicula*, *Cyclotella kützingiana*, *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia palea* ve *Microcystis aeruginosa* türlerinin en sık rastlanan türler olduğu saptanmıştır. Yapılan fiziko-kimyasal analizler sonucunda göletin su kalitesinin temiz, suyunun yumuşak karakterli bir suya sahip olduğu gösterilmiştir.

Solak ve Kulikovskiy, (2013), Sakarya nehir havzasında bulunan ve daha önce diyatome kompozisyonu çalışılmamış Türkmen Dağı'nda bulunan doğal kaynaklar ve pınarlardan toplanan 50 örnekte sentrik diyatome türleri tespit etmişlerdir. Sonuçta *Cyclotella meneghiniana*, *C. ocellata*, *Cyclostephanos dubius*, *Handmannia balatonis*, *Melosira varians*, *Stephanodiscus hantzschii* ve *S. Minutulus*'un baskın türler olduğu saptanmıştır.

Tokatlı (2013)bölgede indekslere dayalı bir araştırma yapmıştır. Porsuk Baraj Gölünde 2009 yılı Sonbahar mevsiminde epilepik alg örnekleri toplamış ve toplam 25 diyatome taksonu tanımlamış ve 25 taksona göre Trofik Diyatome İndeksini (TDI) hesaplamıştır. Porsuk Baraj Gölü TDI'ye göre mezofilik karakterde tespit edilmiştir. Baraj gölünde *Stephanodiscus agassizensis*, *Epithemia sorex* ve *Aulacoseira granulata* en baskın türlerdir.

Atici vd. (2018), yaptıkları bir çalışmada Eskişehir ilinde bulunan Seydi Suyu Çayı'nın diyatome florasını inceleyerek su kalitesini istatistiksel ve biyolojik olarak belirlemişlerdir. 2012 yılında Seydi Suyu Çayı boyunca mevsimsel olarak 12 istasyondan epilepik ve epifitik diyatome türleri toplanmış; sıcaklık, tuzluluk, toplam erimiş madde, pH, oksidasyon -redüksiyon potansiyeli, iletkenlik, nitrat, nitrit ve fosfat gibi bazı fiziksel ve kimyasal su kalitesi parametreleri bakılmış ve Biyolojik Diyatome İndeks (IBD) kullanılarak su kalitesi saptanmıştır. İstatistiksel analizler yapılarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik veriler arasında bağlantı kurulmuş ve sonuçta Seydisuyu Çayı Havzası, incelenen su kalitesi parametreleri YSKY'e göre II-III. su kalitesi sınıfına dahil olduğu bulunmuştur. Havza için toplam 48 diatom türü ve 22.229 valve sayılarak kayıt altına

alınmıştır. *Cymbella lanceolata*, *Diatoma vulgare*, *Fragilaria construens*, *Hantzschia amphioxys*, *Meridion circulare*, *Navicula cincta*, *Neidium iridis*, *Navicula venata*, *Pinnularia brebissonii*, *Synedra acus* ve *Surirella ovata* bölgedeki en baskın türlerdir.

Solak vd. (2020), Sakarya nehir havzasının su kalitesi durumunu, Omnidia yazılımı ile hesaplanan 18 diyatome indisi kullanılarak incelenmiştir. Bu amaçla, Mayıs 2018'de havzadaki nehir ve akarsularda toplam 46 istasyondan örnekleme yapılmıştır. Sonuç olarak, 195 diyatome taksonu tespit edilmiş, bu taksonların 41'inin en sık (toplulukta payı %10) gözlenen taksonlar olduğu tespit edilmiştir. DCA analizine göre havzada, kaynak bölümü, Ankara ve Polatlı bölümü ve ova bölümü olarak üç alt grup tanımlanmıştır. Nehir havzası kalitesi orta veya düşük kalite statüsünde değerlendirilirken, sadece birkaç sahanın iyi durumda olduğu tespit edilmiştir. Diyatome indeksi sonuçları, Descy's Index (DES), Pampean Diatom Index (IDP), Artois-Picardie Diatom Index (IDAP) ve Spesifik Kirlilik Hassasiyet Endeksinin (IPS) bu alanda su kalitesi değerlendirmesi için en uygun indeksler olduğunu göstermiş ve çevresel değişkenlerle önemli ölçüde korelasyon gösterdikleri tespit edilmiştir.

2.8. Diyatomeler Kullanılarak Yapılan Su Kalitesi Çalışmaları

Biyolojik yönden su kalitesini belirlemeye yönelik çalışmalar Avrupa'da 1900'lü yılların başından beri yapılmaktadır. Su kalitesini belirlemeye yönelik olarak çok çeşitli indekslerin geliştirildiği görülmektedir (Dell'Uomo, 1996; Schmedtje vd. 1998 ; de Pauw ve Hawkes, 1994; Kelly,1998). Algleri, özellikle diyatomeleri, makrozoobentik omurgasızları, balıkları ve sucul vejetasyonu Avrupa'da biyolojik izleme aracı olarak kullanan çeşitli indeksler geliştirilmiştir. Yapılan birçok çalışmada akarsularda uygulanan bu indeksler ile alınan sonuçlar değerlendirilmiş ve ülkelerin özelliklerine ve gereksinimlerine göre çeşitli indeksler şekillendirilmiştir. Akarsuların su kalitesini belirlemede diyatomeler ve bentik makroomurgasızlar en yaygın kullanılan organizma guruplarıdır. Özellikle saprobik sistem ve biyotik indeks uygulamaları oldukça başarılı sonuçlar vermiştir. Saprobi indeksler türlerin organik kirliliğe karşı gösterdikleri tepkileri temel alırken, biyotik indeksler hem türlerin hem kommünite yapısının kirliliğe karşı tepkilerini baz almaktadır (de Pauw ve Hawkes, 1994). Diyatomeler çevresel etmenlerin

değişimine hızlı yanıt verdikleri için, genel su kalitesinin belirlenmesinde kullanılmaktadır (Coste vd. 1991; Dixit vd., 1992; Kelly,1998). Son yıllarda diyatome, bentik omurgasızlar, makrofitler, balıklar ve fizikokimyasal parametrelerin bir arada değerlendirildiği multimetrik indeksler de geliştirilmiştir (Passy vd. 2004, Newall vd. 2006; Scuri vd. 2006). Bu çalışmalar akarsuların ekolojik yapısının ve indekslerin uyumunun ortaya konması açısından oldukça önemli çalışmalar olarak karşımıza çıkmaktadır.

Ülkemizde diyatome tabanlı indeksler kullanılarak su kalitesini belirleme çalışmaları 2000’li yıllardan itibaren artmıştır. Bu çalışmalara bazı örnekler aşağıda kronolojik sırada verilmiştir.

Gürbüz ve Kıvrak (2002)’ın endüstriyel, evsel ve zirai atıklarla kirlenen Karasu Nehir havzasında su kalitesini belirlemek için yaptığı çalışmada epilitik diyatome örneklenmiştir. 7 istasyondan aldıkları örneklerde 22 genusa ait 73 diyatome taksonu tespit etmişlerdir. Kirliliğin yoğun olduğu istasyonlarda kirliliğe en dayanıklı türler olan *Gomphonema parvulum*, *Nitzchia palea* ve *Navicula cryptocephala* yüksek yoğunluklarda bulunmuştur. Generik diyatome indeksi (GI) dışında, uygulanan tüm diyatome indeksleri COD, BOİ₅, çözünmüş oksijen ve besin konsantrasyonları ile önemli ölçüde ilişkili tespit edilmiştir. Saprobi indeksi (SI), trofik diyatome indeksi (TDI) ve kirlilik toleranslı valve yüzdesi sonuçları nehir havzasında bulunan III. ve IV. istasyonların ötrofikasyona uğradığını ve organik olarak kirlendiğini göstermiştir (Gurbuz ve Kivrak, 2002).

Kalyoncu (2002)’nın Aksu Çayı’nda 2000-2001 yılları arasında yaptığı çalışmada akarsuyun fizikokimyasal özelliklerle birlikte epilitik alglerin ve makrobentik organizmaların mevsimsel değişimlerini araştırmıştır. Bu çalışmada Saprobi indeksi kullanılmıştır. Saprobi indeksle epilitik algere göre yapılan değerlendirmelerde düzensiz dalgalanmalar belirlenmiş olup en iyi su kalitesine Temmuz-Ağustos aylarında rastlanmıştır. Su kalitesi 2000 yılında bu aylarda II iken Saprobi indeksi 2.18 ve 2.11 olarak kaydedilmiştir.

Kalyoncu (2006),1995-1996 ve 2000-2001 yılları arasında Karacaören I Baraj gölünü besleyen Isparta Deresi'nin fizikokimyasal ve epilitik diyatomelere göre su kalite değişimlerini araştırmıştır. 1995-1996 yılları arasında Isparta Deresi'nde epilitik diyatomelere ait 44 takson saptanırken, 2000-2001 yılları arasında ise 43 takson tespit edilmiştir. Saprobi indeksi uygulanarak farklı istasyonlarda ve dönemlerde su kalitesindeki değişimler tespit edilip birbirleri ile karşılaştırılmıştır. Saprobi indeksine göre yapılan su kalitesi ile fizikokimyasal değişkenlere göre yapılan su kalitesi sonuçlarının birbirini desteklediği ve Saprobi İndeksinin ülkemiz akarsularında kullanılabilir ve güvenilir sonuçlar verebileceği öngörülmüştür (Kalyoncu, 2006).

Bir başka Saprobi indeksinin kullanıldığı çalışmada Yukarı Porsuk Çayı'nda yapılmıştır. Bu bölgedeki Aralık 2004 -Ağustos 2005 tarihleri arasında tespit edilen 3 istasyondan aylık olarak alınan örneklerde epilitik diyatomeler belirlenmiştir. Çalışma sonucunda toplam 58 diyatome taksonu tespit edilmiştir. *Nitzschia*, *Navicula* ve *Cymbella* cinslerine ait üyelere en fazla rastlanmıştır. Saprobi indeksi sonuçlarına göre, 1. ve 2. İstasyonlarının organik kirlenme derecesi "az kirlenmiş" iken 3. istasyonun ise "orta derecede kirli" seviyede tespit edilmiştir (Bingöl vd. 2007).

Diyatome indeksleri kullanılarak yapılan su kalitesi belirleme çalışması Büyük Menderesin önemli bir kolu olan ve önemli evsel ve zirai kirlenme tehdidi altında olan Akçay Çayı'nda yapılmıştır (Solak vd. 2007). 2001 Haziran ve 2002 Eylül arasında yürütülen bu çalışmada 6 istasyondan alınan örneklerin epilitik diyatomeleri ve suyun kimyasal özellikleri incelenmiştir. Diyatome incelemesinde 23 generaya ait 72 takson tespit edilirken biyolojik su kalitesini belirlemek için SLA (Sladeczek indeksi), DESCY, CIDP, LMA (Leclercq & Maquet's index), WAT, CEE ve IDAP indeksleri uygulanmıştır. Bu indekslerin kimyasal değişkenler ile oldukça ilgili olduğu ve bu çalışma alanı için en uygun indeksin DESCY olduğu belirlenmiştir.

Solak (2011), yaptığı çalışmada, Yukarı Porsuk Çayı'nın su kalitesini ortaya çıkarmak için epilitik diyatomeler aylık olarak incelemiştir. Örnekler Aralık 2004 ile Ağustos 2005 tarihleri arasında üç istasyondan toplanmış ve çay boyunca toplam 57 diyatome taksonu saptanmıştır. Yukarı Porsuk Çayı'nın su kalitesi bu taksonlara göre belirlenmiştir. Bu

çalışmada farklı diyatome indeksleri (SLA- Sládecěk İndeksi-, EPI-D- Ötrofikasyon/Kirlilik İndeksi, TDI-Trofik Diatom İndeksi- ve DESCY (Descy İndeksi) kullanılmıştır. Diyatome indeks değerleri açısından üç istasyon arasında önemli farklılıklar tespit edilmiştir. Ayrıca diyatome indeksleri kendi aralarında karşılaştırılmış ve indeksler arasındaki korelasyon katsayılarının oldukça yüksek olduğu saptanmıştır.

Kalyoncu ve Şerbetçi (2013), Isparta-Darı Nehri'nde yaptıkları araştırmada diyatome toplulukları arasında sadece birkaç taksonun alfa-mesosaprobite ve polisaprobite gösterdiğini tespit etmişlerdir. Bölgelerin çoğu, ötrafent ve toleranslı olanların yanı sıra oligosaprobik ve beta mesosaprobik diyatomelerin büyük bir nispi katkısı ile karakterize edilmiştir. Genel olarak en iyi sonuçları SID ve IBD endeksleri vermiştir. Bu çalışma, bentik diyatome topluluklarının yapısının ve diyatome indekslerinin, özellikle SID'nin Türkiye'nin güneyindeki nehirlerin izlenmesi için uygulanabileceğini önermişlerdir.

Güney Anadolu'nun en önemli akarsuyu olan Aksu Nehri'nin Dariören ve Isparta kollarında 2002-2003 yılları arasında 6 istasyondan aylık olarak alınan diyatome örneklerinde 32 genusa ait 110 takson tespit edilmiştir. *Nitzschia palea*, *Craticula accomoda*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula atomus* ve *Navicula cryptocephala* organik kirlenmeye en dirençli taksonlar olarak belirlenmiştir. Üç tip bentik diyatome indeksinin; (İsviçre Diyatome İndeksi (DI-CH), Trofik İndeksi (TI) ve Saprobik İndeksi (SI) çözünmüş oksijen, klorür, BOD₅ ve besin konsantrasyonları (NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N ve PO₄-P) ile önemli ölçüde ilişkili olduğu tespit edilmiştir. DI-CH ve TI'nın güvenilirliği, SI'dan daha fazladır ve organik kirleticilerin etkisini SI, TI ve DI-CH indeksleri iyi yansıtmaktadır (Çiçek vd., 2010a).

Acarlar Longoz ormanı taşkın alanı su örneklerinin epilitik ve epifitik diyatome topluluğunun yapısı ve çeşitliliği ile fizikokimyasal parametreler arasındaki ilişkinin ve diyatome indislerinin taşkın yatağının su kalitesini belirlenmesinde kullanımlarının araştırıldığı bir çalışma Sevindik ve Kucuk, (2016) tarafından gerçekleştirilmiştir. Çalışmada diyatome örnekleri 2011-2012 yılları arasında aylık olarak alınmış ve çalışma sonrasında 94 diyatome taksonu tanımlanmıştır. Diyatome taksalarının %76 sı genel Türkiye dağılımı ile aynı dağılımı göstermektedir. Çalışmada Trofik Diyatome İndeksi

(TDI), Saprobi İndeksi (SI), Swiss Diyatome İndeksi (DI-CH), Indis de pulluo-sensibilite indeksi (IPS), G  ller için Trofik Diyatome İndeksi (TDIL) belirlenmiş ve TDI, SI ve TDIL ile   evre değişkenleri arasında iyi bir ilişki bulunmuştur.

  elekli vd. (2019) tarafından 8 nehir havzasında toplam fosfor (TP) derişimlerine göre diyatome türlerinin indikatör değerleri belirlenerek Trofik İndeks-Türkiye (TIT) geliştirilmiştir. 2014 yaz-güz, 2015 bahar-yaz döneminde 8 akarsu havzasının 225 akarsu kütlesinde TP değişimine göre diyatome türlerinin dağılımı tayin edilmiştir. Bu   alı  ma sırasında 219 türün trofik değerleri belirlenmiştir. Ağırlıklı ortalama regresyon kullanılarak farklı su ekosistemlerindeki her bir tür için optimum ve tolerans TP değerleri hesaplanmıştır. *Amphora ovalis*, *Caloneis amphisbaena*, *Gyrosigma acuminatum*, *Navicula tripunctata* ve *Nitzschia umbonata* gibi diyatome türleri yüksek trofik ağırlık değerlerine sahipken, *Achnantheidium minutissimum*, *Cymbella excisa*, *Didymosphenia geminata*, *Hannaea arcus* ve *Meridion circle* düşük trofik ağırlık değerlerine sahip olmuştur.

Celekli vd. (2019), Aras nehir sistemindeki tatlı su ekosistemlerinin limno-ekolojik durumunu diyatome metrikleri ve çok değişkenli analizler kullanarak değerlendirmişlerdir. Örnekler, 2014 yılının Ağustos ve Ekim aylarında ve 2015 yılının Haziran aylarında 17 istasyondan toplanmıştır. Türkiye trofik indeksi (TIT), trofik indeks (TI) ve ötrofikasyon ve/veya kirlilik diayotome indeksi(EPI-D) değerlerinin daha yüksek olduğu Karakoyunlu, Sarısu ve Bozkuş Derelerinin mansabında Aras Nehri havzasında su kalitesinin kötüleştiği gözlemlenmiştir. Bu alanlar aynı zamanda kirliliğe dayanıklı taksonlardan olan, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula trivialis* ve *Tryblionella angustata* ile karakterizedir.

Ayça vd. (2020), Burdur Nehir Havzasında bulunan 13 nehir, 4 g  l ve 6 rezervuar olmak üzere toplam 23 istasyondan örnekler almışlar ve diyatomeler yardımıyla nehir havzası yönetim planının hazırlanması için örneklerdeki tatlı su bentik diyatome kompozisyonu ile dağılımını izlemişlerdir. Bentik diyatomelerin ilk defa detaylı taksonomik incelemesi yapılmış ve toplamda 223 takson gözlenmiştir Yaygın olarak tespit edilen cinsler arasında *Navicula* (27) ve *Nitzschia* (27) en fazla bulunan cinsler olup, bunları 22 tür ile

Gomphonema izlemiştir. Örnekleme alanlarının tuzluluk değerleri tatlı sudan tuzlu suya kadar farklılık göstermiş olup, diyatome kompozisyonu da farklı tuzluluk tolerans seviyelerine sahip türleri içermektedir.

Maraşlıoğlu vd. (2020), Mert Çayı'nın su kalitesini ve ekolojik durumunu değerlendirmek için fizikokimyasal tabanlı su kalitesi metriklerini (WQI, SWQMR) ve diyatome tabanlı bazı metriklerini (TDI, BDI, GDI) uygulamışlardır. Çalışma süresi boyunca 44 cinse ait toplam 104 epilitik diyatome türü kaydedilmiştir. Yoğun tarım yapılan alanlara yakın olan yerlerde en baskın diyatome cinsi *Navicula* iken, kentsel ve endüstriyel yerleşimlere yakın alanlarda *Gomphonema* en baskın cins olmuştur. Kanonik Uyum Analizi sonuçlarına göre epilitik diyatome topluluğunun yapısı çoğunlukla toplam askıda katı maddeler, elektriksel iletkenlik ve besinler tarafından şekillendirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, diyatome metriklerinin, özellikle GDI ve su kalitesi metriklerinin, özellikle WQI'nin, lotik sistemlerin izlenmesi için kullanılabileceği ve Samsun gibi orta yağışlı bölgelerdeki nehirlerin ekolojik durumu hakkında yararlı ve tamamlayıcı bilgiler elde edilebileceği sonucuna varılmıştır.

Tokatlı vd. (2020), tarafından Meriç ve Tunca nehirlerinde yapılan çalışmada hem fizikokimyasal hem de biyolojik parametreler bir arada değerlendirilerek su kalitesi araştırılmıştır. Fizikokimyasal analiz sonuçlarına göre Meriç ve Tunca Nehirleri Çözülmüş oksijen, oksijen doygunluğu, pH, EC, TDS, NO₃, NH₄, SO₄ ve KOİ parametreleri açısından I.-II. sınıf su kalitesinde, NO₂ ve PO₄ parametreleri açısından III.-IV. sınıf su kalitesinde tespit edilmiştir. Meriç Nehri'nde toplam 403 adet valve sayılarak 24 adet, Tunca Nehri'nde ise toplam 409 adet valve sayılarak toplam 19 adet diyatome türü tespit edilmiştir. Biyolojik Diyatome İndeksi sonuçlarına göre her iki nehirin de mezo-ötrofik durumda olduğu tespit edilmiştir.

Yüce vd. (2021), Temmuz 2016-2017 tarihleri arasında Gebze sanayi bölgesi civarında olan Ballıkaya deresi ve göletinin su kalitesini ve alg florasını izlemek amacıyla dere ve göletteki suyun fizikokimyasal kompozisyonunu ve alg florasını örneklemiştir. Epilitik diyatomelere bağlı çeşitli indeksler yardımı ile akarsuyun trofik düzeyini saptayarak su kalitesine etki eden dış faktörleri araştırmışlardır. Ballıkaya dere ve

göletinde, fitoplankton ve epilitik alglerden *Bacillariophyta* (20), *Chlorophyta* (3), *Euglenozoa* (3), *Cyanophyta* (1), *Ochrophyta* (1), *Miozoa* (1) olmak üzere toplam 29 tür tespit etmişlerdir. Sonuçta Ballıkaya Deresi ve göleti, diyatome indeksleri ve su kalitesi değerleri açısından değerlendirildiğinde TDI 57,55 ve IPS 3,55 olarak bulunmuştur. Bu bulgular organik kirliliğin başladığını ve su kalite sınıfının 2. Kalite olduğuna işaret etmektedir.

MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Çalışma Alanı

İç Anadolu Bölgesi'nin kuzeybatısında yer alan Eskişehir, ülkemizin en kalabalık yirmi beşinci şehridir. Ayrıca nüfus bakımından Ankara, Konya, Kayseri'den sonra İç Anadolu bölgesinin en büyük 4. ilidir. Eskişehir kuzeyden güneye, doğudan batıya Sakarya Nehir Havzası içinde bulunur. Türkiye'nin en önemli akarsularından olan Sakarya Nehri'nin uzunluğu 824 km'dir. Havza 25 ana yan havzayı kapsar ve toplama alanı yaklaşık 58.160 km² dir (Devlet Su İşleri [DSİ], 2020).

Eskişehir ilinin en önemli su kaynakları Sakarya Nehri ve Porsuk Çayı'dır. Her iki akarsuyun oluşturduğu Sakarya ve Porsuk alt havzaları kuzeyden Bozdağ ve Sündiken sıradağları ile çevrelenir. Batı ve güney bölgelerinden ise Türkmen Dağı, Yazılıkaya Yaylası ve Emirdağ ile çevrelenmektedir. Türkiye topraklarının %1,8'ini kaplayan il merkezinin deniz seviyesine olan yüksekliği 792 m'dir.

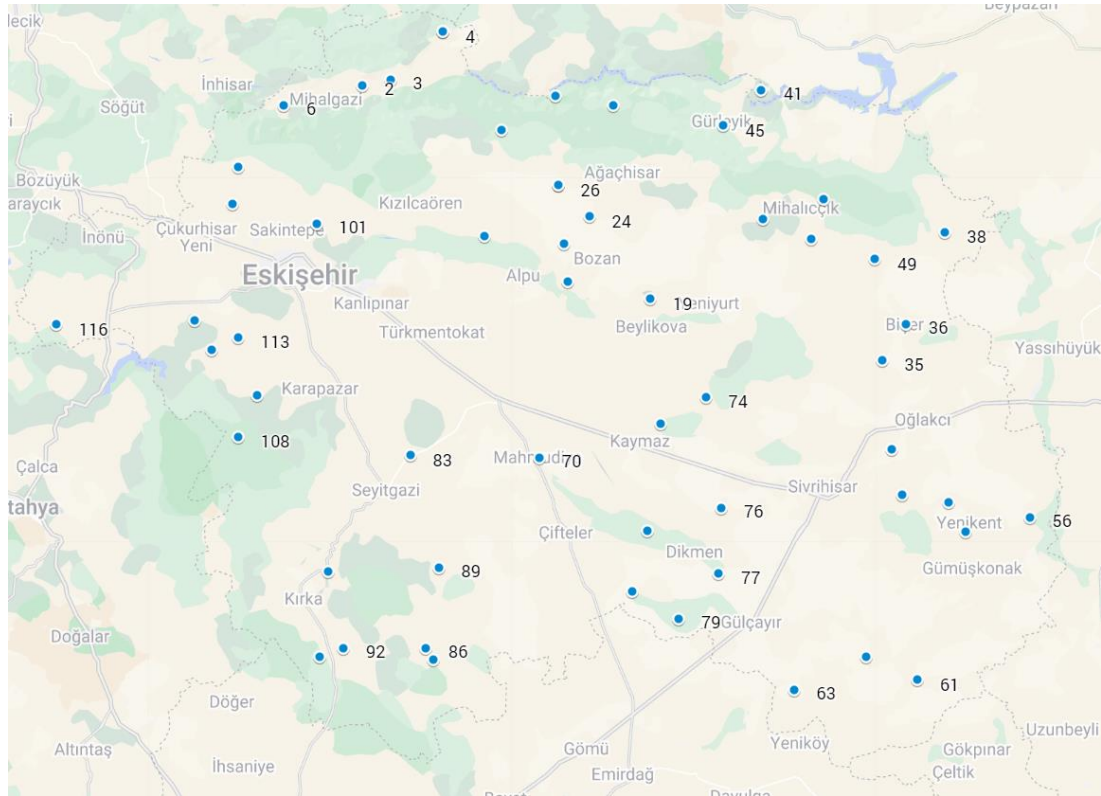
Sakarya Nehri "Sakaryabaşı" denilen yerden Çifteler İlçesi'nin sınırları içinden doğar. Doğduğu noktadan itibaren, sırası ile Bardakçı Suyu, Seydisu ve Sarısu ile birleşerek güneydoğu istikametinde akar. Ankara-Eskişehir arasında il sınırı olur ve kuzeye kıvrılır. Kırın Hamam'ında Porsuk Çayı ile birleşir ve kuzeye akmaya başlar. Sarıyer Barajı'ndan sonra batıya döner. Porsuk Çayı iki koldan oluşmuştur. Birincisi, kaynağı Murat Dağı olan Porsuk Suyu'dur. Kütahya'nın batısından gelen kol, "Porsuk Çayı" olarak adlandırılır. Daha sonra Kunduzlar, Kargın Deresi, Ilıcasu, Mollaoğlu Deresi, Sarısu, Keskin-Muttalıp dereleriyle birleşir. Sakarya Nehri ile birleşme noktasına yakın bir bölgede Pürtek Çayı'nı içine alır (T.C. Eskişehir Valiliği, Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, 2018).

Bölge genelindeki baraj ve göletler genel olarak sulama amacıyla yapılmıştır. Ancak çevre köylerin içme suyu ihtiyaçlarını da karşılamaktadırlar. Porsuk Çayı, Sakarya Nehir havzasının bir alt havzasını oluşturmaktadır. Murat Dağı'ndan doğup Sakarya Nehri'ne kadar uzanan Porsuk Çayı, 11 188 km²'lik bir yağış alana sahip olup Kütahya ve Eskişehir

illerini kapsamaktadır. Jeolojik ve paleontolojik olarak Eskişehir’de 2-10 metre dolayındaki alüvyonun altındaki yüzeye yakın su ve derinlerdeki kalker tabakanın altındaki derin su olmak üzere iki su katmanı vardır. Yeraltı suları, Porsuk Çayı akarsu sistemi ile birlikte bileşik bir su sistemi oluşturur. Eskişehir’in merkezindeki ve çevresindeki sıcak su kaynakları ile değişik yörelerdeki maden suları da bu sisteme dâhildir (Çevre ve Şehircilik Bakanlığı [ÇŞB], 2020).

3.2. İstasyonlar

Bu çalışmada, Eskişehir ili sınırlarında kalan 35 akarsu ve 21 baraj gölü ve göletten oluşan toplam 56 istasyondan 11-17 Temmuz 2020 tarihleri arasında rastgele örnekleme yöntemi ile su ve diyatome örnekleri toplanmıştır. İstasyonlarını gösteren harita Şekil 3.1 de verilirken, istasyonlara ait koordinatlar Çizelge 3.1 ve 3.2’de verilmiştir.



Şekil 3.1. İstasyonları gösteren harita

Çizelge 3.1. Eskişehir ilinde örnekleme yapılan lotik habitatlar ve koordinatları

İst No	istasyon	Koordinat
2	Sarıcakaya/ İğdir/Sakarya nehri	N 40° 02' 02.8" E 030° 37' 02.7"
3	Sarıcakaya/ Kapıkaya /Sakarya nehri	N 40° 03' 28.9" E 030° 44' 30.9"
4	Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı	N 40° 06' 28.1" E 030° 47' 19"
5	Düzköy/ Sakarya nehri Çatak çayı kesişimi	N 40° 04' 43.2" E 030° 48' 42.8"
6	Mihalgazi/ Alpagut/ Sakarya nehri	N 40° 01' 20.7" E 030° 30' 12.4"
8	Tepebaşı/ Karaçobanpınar mevki	N 39° 56' 00.5" E 030° 26' 21.5"
15	Alpu/ Bahçecik	N 39° 49' 08.8" E 030° 52' 24"
17	Alpu	N 39° 46' 42.6" E 030° 00' 28.1"
18	Alpu/ Yeşilden	N 39° 43' 32.6" E 031° 01' 54.6"
26	Alpu/ Özdenk deresi	N 39° 56' 40.2" E 030° 59' 20.8"
27	Tepebaşı/ Taycılar	N 39° 58' 29.4" E 030° 54' 47.7"
32	Mihaliççık/ Otluk	N 40° 00' 18" E 031° 07' 37.6"
35	Sivrihisar/ Karadat	N 39° 40' 12.3" E 031° 39' 29.3"
36	Sivrihisar/ Biçer	N 39° 40' 17.1" E 031° 42' 19.2"
38	Mihaliççık/ Sarayköy	N 39° 49' 32.9" E 031° 47' 51.4"
45	Mihaliççık/ Gürleyik şelalesi	N 39° 59' 17.2" E 031° 20' 26.9"
47	Mihaliççık/ Kayı	N 39° 50' 44.5" E 031° 25' 04.1"
55	Günyüzü/ Çardaközü	N 39° 26' 07" E 031° 46' 39.1"
61	Sivrihisar/ İlyaspaşa/ Sakarya nehri	N 39° 09' 50.7" E 031° 43' 31.3"
62	Sivrihisar/ Ahiler/ Sakarya nehri	N 39° 11' 42.2" E 031° 37' 17.3"
63	Sivrihisar/ Sığırcık/ Sakarya nehri	N 39° 10' 03.6" E 031° 28' 21.7"
70	Mahmudiye/ Mesudiye/ Seydi çayı	N 30° 32' 30.1" E 030° 56' 59.4"
74	Beylikova/ Okçu	N 39° 36' 31.3" E 031° 18' 03.2"
77	Sivrihisar/ Aktaş	N 39° 19' 11.9" E 031° 20' 11.7"
78	Çifteler/ Körhasan/ Sakarya nehri	N 39° 23' 23.6" E 031° 11' 52.6"
79	Çifteler/ Ortaköy	N 39° 16' 07.4" E 031° 15' 50.6"
80	Çifteler/ Sadıroğlu	N 39° 17' 29.2" E 031° 09' 43.5"
83	Seyitgazi/ Yazıdere/ Seydi çayı	N 39° 29' 37.1" E 030° 44' 05.9"
86	Han/ Kayı	N 39° 12' 48.5" E 030° 45' 37.9"
89	Seyitgazi/ Bardakçı deresi	N 39° 21' 17.3" E 030° 47' 07.7"
92	Seyitgazi/ Kümbet	N 39° 12' 53.2" E 030° 36' 08.8"
101	Tepebaşı/ Muttalip	N 39° 49' 44" E 030° 32' 48.5"
108	Odunpazarı/ Yukarı kalabak	N 39° 31' 14.7" E 030° 24' 21.2"
111	Odunpazarı/ E. İncesu/ Porsuk	N 39° 36' 25.2" E 030° 15' 51.1"
113	Odunpazarı/ Kızılinler/ Porsuk	N 39° 42' 34.7" E 030° 24' 25.8"

Çizelge 3.2. Eskişehir ilinde örnekleme yapılan lentik habitatlar ve koordinatları

İst No	istasyon	Koordinat
9	Tepebaşı/ Keskin barajı	N 39° 52' 31.8" E 030° 23' 35.8"
19	Beylikova/ Beylikahır barajı	N 39° 40' 24.3" E 031° 04' 54.4"
24	Alpu/ Büğdüz göleti	N 39° 54' 10.1" E 031° 05' 57.1"
25	Alpu/ Özdenk göleti	N 39° 55' 15.6" E 031° 01' 23.6"
29	Gökçekaya barajı	N 40° 02' 01.3" E 030° 55' 52.4"
40	Mihaliççık/ Bahtiyar göleti	N 39° 56' 47.4" E 031° 39' 35.7"
41	Mihaliççık/ Sarıyar barajı	N 40° 00' 05" E 031° 38' 59.4"
48	Mihaliççık/ Diközü göleti	N 39° 48' 56.1" E 031° 30' 23.3"
49	Mihaliççık/ Ahırköyü göleti	N 39° 46' 39.5" E 031° 32' 27.5"
52	Sivrihisar/ Nasrettin hoca göleti	N 39° 30' 33.7" E 031° 39' 52.2"
53	Sivrihisar/ Koçaş göleti	N 39° 26' 22.7" E 031° 41' 05.1"
56	Günyüzü/ Kavuncu göleti	N 39° 24' 43" E 031° 57' 17.2"
57	Günyüzü/ Mercan göleti	N 39° 22' 36.5" E 031° 52' 54.4"
73	Beylikova/ Kaymaz barajı	N 39° 32' 39.4" E 031° 13' 01"
76	Sivrihisar/ Bahçecik göleti	N 39° 25' 16.2" E 39° 25' 16.2"
87	Han/ Üççam göleti	N 39° 08' 43.9" E 030° 51' 53.6"
91	Seyitgazi/ Yapıldak göleti	N 39° 09' 14.3" E 030° 38' 32.4"
93	Seyitgazi/ Çatören barajı	N 39° 17' 33.3" E 030° 34' 15"
107	Odunpazarı/ Ilıca barajı	N 39° 34' 22.9" E 030° 27' 07"
112	Odunpazarı/ Musaözü barajı	N 39° 41' 54.2" E 030° 19' 26.6"
116	İnönü/ Aşağıkuzfındık barajı	N 39° 41' 30.6" E 030° 03' 13.4"

3.3. Fiziksel ve Kimyasal Analizler

Belirlenen örnekleme noktalarda su sıcaklığı (°C) Testo 915-1 marka oksijen ölçer ile pH WTW pH 330i marka pH ölçer ile Çözünmüş oksijen (mg/L) WTW oxi 340 marka oksijen metre ile, Elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$) WTW cond.330 marka kondüktümetre ile yerinde ölçülmüştür. Örneklerin alındığı noktaların yüksekliği, nem yüzdesi, rüzgâr hızı (m/s) ve koordinatları kaydedilmiştir. İki adet 250 ml hacimli polipropilen numune kaplarına bazı besin tuzu analizlerini gerçekleştirmek üzere su numuneleri alınmıştır. Bu örneklerden biri derişik nitrik asit ve diğeri sülfürik asit ile arazi esnasında koruma altına alınmıştır. Toplam Azot (TN), Toplam Fosfor (TP), Nitrat Azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$), Nitrit Azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$), Fosfat Fosforu (PO_4P), Kalsiyum (Ca) ve Magnezyum (Mg) ve toplam sertlik analizleri standart yöntemlere göre (American Public Health Association [APHA] (1998),

Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Limnoloji Araştırma Laboratuvarında gerçekleştirilmiştir. Lotik ve lentik istasyonların su kalitesi Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) (Resmi Gazete, 2012) ve OECD (1999) kriterlerine göre değerlendirilmiştir.

3.4. Carlson Trofik Seviye İndeksi

Bu çalışmada lentik ve lotik su kütlelerinin trofik seviyesini belirlemek için Carlson Trofik Seviye İndeksi (Carlson Trophic State Index; TSI) kullanılmıştır (Carlson, 1977; Kratzer ve Brezonik, 1981) Trofik durum; sudaki besin tuzu miktarlarına bağlı olarak göllerin ötrofikasyon seviyesini belirlemek için yaygın olarak kullanılır. Su kütlelerinin trofik seviyesi Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (2012) Ek 5'te verilen formüllere ve trofik seviye aralıklarına göre değerlendirilmiştir. Bu tabloya göre belirlenen trofik seviye sınır değerleri; > 62 hiperötrofik, 52-62 ötrofik, 44-52 mezotrofik, 29-44 oligotrofik, ≤ 29 ultraoligotrofik şeklindedir.

3.5. Diyatemelerin Toplanması, Sayımı ve Teşhisi

Diyatome örnekleri 100 ml hacimli polipropilen şişelere alınmış ve %4'lük tamponlanmış formaldehit solüsyonu ile toplandıktan hemen sonra fikse edilmiştir. Her istasyonda fitoplanktonik ve tikoplanktonik diyatome örnekleri için su kapları yüzeyden daldırılarak su yüzeyinin hemen altından su örnekleri toplanmıştır. Ayrıca örnekleme noktasında bentik bölgede bulunurluklarına göre farklı mikrohabitatlarda yaşayan (epipelik, epilitik, epifitik) diyatome örnekleri belirlemek için dip sedimanından, varsa taş ve makrofit örnekleri toplanmıştır. İstasyonnda ipliksi alg mevcutsa bir miktar alınmıştır. Tüm örnekler 100 ml hacimli polipropilen şişede toplanarak kompozit örnek haline getirilmiştir.

Diyatome fröstüllerini organik maddelerden arındırmak için örnekler eşit hacimli derişik sülfürik asit ve nitrik asit ile muamele edilerek çeker ocakta hacim dörtte bir azalana kadar kaynatılmıştır. Örnekleri asitten arındırılmak için 5-10 tekrarlı olacak şekilde saf su ile yıkanıp asidinden arındırılmıştır. Bu örnekler daha sonra 10 ml hacimli örnek şişelerine

aktarılmıştır. Bu örnekten 0,01 ml örnek lam üzerine damlatılarak kurutulmuş, entellan ile daimi preperat haline getirilmiştir. Taksonomik tayinler; Hustedt (1930), Patrick ve Reimer (1975) ve Krammer ve Lange-Bertalot,1991)'e göre gerçekleştirilmiştir. Diyatome türlerinin güncel isimleri ve sistematik kategorileri AlgaeBase (Guiry ve Guiry, 2023) sitesinden güncellenmiştir.

3.6. Diyatomeler Kullanılarak Trofik Seviyenin Belirlenmesi

Çalışmanın gerçekleştirildiği lentik ve lotik habitatların biyolojik su kalitesini belirlemek üzere diyatome indeksleri uygulanmıştır. Akarsularda diyatomeler kullanılarak trofik seviyeyi belirlemek için Trofik Diyatome İndeksi (TDI) uygulanmıştır (Kelly vd. 2001). Lentik habitatlarda trofik seviyeyi belirlemek için TDI'nin yanında Göl Trofik Diyatome İndeksi (LTDI) uygulanmıştır (Bennion vd. 2014).

Bu indeksin hesaplanması Zelinka ve Marvan (1961) tarafından geliştirilen eşitliğe dayanmaktadır (3.1). Kelly ve Whitton (1995) tarafından geliştirilen TDI indeksinde a_j her bir örnekte tespit edilen türlere ait valvelerin bolluk değerlerini ifade eder. İndekste kullanılan hassasiyet değerleri (s_j ve v_j) Kelly ve Whitton (1995) tarafından türlerin TP'a karşı verdikleri tepkilere göre belirlenmiştir. TDI indeksi TDI manual kitabındaki (Kelly ve Whitton, 2001) değerlere göre hesaplanmıştır.

$$\frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j v_j}{\sum_{j=1}^n a_j v_j} \quad (3.1)$$

a_j =örnekteki j türüne ait valvelerin bolluğu veya oranı

s_j =j türünün kirlilik hassasiyet skor değeri (1-5)

v_j =indikatör skor değeri (1-3)

Bu eşitliğin sağlanması her bir istasyon için o istasyonda bulunan taksonların 'Ağırlıklı Ortalama Hassasiyet' değerini (WMS) verir. Bu değer 1 (çok düşük TP konsantrasyona

sahip istasyonlar) ile 5 (çok yüksek TP konsantrasyona sahip istasyonlar) arasında değişmektedir.

WMS değerinin 0'dan 100'e kadar olan bir aralıkta ifade edilmesi için aşağıdaki eşitlik kullanılır (3.2). Hesaplama ile elde edilen TDI değerinin su kalitesi sınıfları Çizelge 3.3'te verilmiştir.

$$TDI = (WMS \times 25) - 25$$

(3.2)

Çizelge 3.3.Trofik Diyatome İndeksi için belirlenmiş ötrofikasyon sınır aralıkları (Dumnicka vd., 2006).

<35	Oligotrofik
35-50	Oligo-Mezotrofik
50-60	Mezotrofik
60-75	Ötrofik
>75	Hipertrofik

LTDI indeksi ise aşağıda verilen ağırlıklı ortalama eşitliğine göre hesaplanmıştır (3.3). TDI indeksine benzer olarak a_j her bir örnekte tespit edilen türlere ait valvelerin bolluk değerlerini ifade ederken s_j her bir tür için besin tuzu hassaslık skor değerini ifade eder (Bennion vd., 2014). TDI indeksine benzer şekilde 1 -5 arasında ağırlık alan WMS değeri yine 3.2'deki eşitlik değeri kullanılarak 0 -100 aralığına dönüştürülür.

$$\frac{\sum_{j=1}^n a_j \times s_j}{\sum_{j=1}^n a_j} \quad (3.3)$$

3.7. İstatistiksel Analizler

Diyatome taksonları ile çevresel değişkenler arasındaki ilişkiyi belirlemek için çok değişkenli ordınasyon yöntemlerinden Canonical Correspondance Analizi (CCA) CANOCO 4.5 paket programı kullanılarak uygulanmıştır (ter Braak ve Smilauer, 2002). Bu analizin uygun olduğuna karar vermek için önce Detrended Correspondance Analizi (DCA) uygulanarak gradient uzunluğu belirlenmiştir. Gradient uzunluğu 2'nin üzerinde tespit edildiği için unimodal bir ordınasyon yöntemi olan CCA analizi uygulanmıştır. Üç ve üçten az tekerrür gösteren taksonlar analize dahil edilmemiştir. Tüm veri setine log (x+1) dönüşümü analiz esnasında uygulanmıştır. Hangi çevresel değişkenlerin diyatome türleri üzerinde anlamlı etki gösterdiğini tespit etmek için eklemeli seçim yöntemi uygulanmıştır.

İki örneklem *t*-testi (normal dağılım gösteren veriler) ya da Mann-Whitney-*U* testi (normal dağılım göstermeyen veriler) çevresel değişkenlerin lotik ve lentik istasyonlar arasında farklı olup olmadığını test etmek amacı ile uygulanmıştır. Spearman Rank korelasyon analizi ise çevresel değişkenler ile hesaplanan diyatome tabanlı indekslerin arasındaki ilişkiyi belirlemek için uygulanmıştır. Her üç analiz de SPSS 28 paket programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

4. BULGULAR

4.1. Fiziksel ve Kimyasal Bulgular

Eskişehir ili sınırlarında kalan 35 akarsu ve 21 baraj gölü ve göletten oluşan toplam 56 istasyondan 11-17 Temmuz 2020 tarihleri arasında rastgele örnekleme yöntemi ile su örnekleri toplanmıştır. Toplanan su örneklerinde bazı fiziksel ve kimyasal analizler yapılmıştır. Bu analizlere ait ortalama standart hata, minimum ve maksimum değerler Çizelge 4.1 ve 4.2’de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Lotik (akarsu) istasyonlarında tespit edilen çevresel değişkenlerin tanımlayıcı istatistik sonuçları ve su kalitesi sonuçları

						OECD 1999		
Parametre	birim	n	Ortalama $\pm$ SS	min	maks	min	maks	ort
T (hava)	°C	35	28,92 $\pm$ 3,52	18,1	35			
T (su)	°C	35	20,90 $\pm$ 3,96	13,9	31,2			
Yükseklik	m	35	804,32 $\pm$ 280,58	182	1210			
Atm. Bas.	mmHg	35	687,14 $\pm$ 28,25	592,9	741,5			
Bulanıklık	NTU	29	11,18 $\pm$ 12,69	0,83	50,81			
pH		35	7,61 $\pm$ 0,58	6,6	8,6			
ÇO	mg/L	34	5,82 $\pm$ 2,04	0,69	12,6	V	I	III
Tuzluluk	ppt	35	0,61 $\pm$ 0,53	0,11	2,84			
Eİ	μ S/cm	35	1123,77 $\pm$ 908,59	189,3	4736			
Ca	mg/L	35	152,71 $\pm$ 17,02	40,08	328,66			
Mg	mg/L	35	84,81 $\pm$ 72,41	4,86	438,98			
TH	mg/L	35	520,76 $\pm$ 250,31	133,04	1478,44			
NO ₂ -N	mg/L	35	0,014 $\pm$ 0,17	<0,01	0,08	I	III	II
NO ₃ -N	mg/L	35	2,56 $\pm$ 5,27	0,16	28,82	I	V	II
TKN	mg/L	35	6,87 $\pm$ 4,67	1,03	21,8			
PO ₄ -P	mg/L	35	0,16 $\pm$ 0,27	0,014	1,16	II	V	II
TN	mg/L	35	9,45 $\pm$ 6,60	3,33	34,2	II	V	IV
TSI-TN*		35	84,20 $\pm$ 8,45	71,78	105,4	Hip.	Hip.	Hip.
TP	mg/L	35	0,46 $\pm$ 0,98	0,028	5,44	I	V	IV
TSI-TP*		35	78,44 $\pm$ 18,18	52,,19	128,17	Ötr.	Hip.	Hip.

*Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (2012) Ek 5’e göre değerlendirilmiştir. Hip.: Hiperötrofik, Ötr.: Ötrofik

Çizelge 4.2. Lentik (baraj gölü, gölet) istasyonlarında tespit edilen çevresel değişkenlerin tanımlayıcı istatistik sonuçları ve su kalitesi sonuçları

Parametre	birim	n	Ortalama $\pm$ SS	min	maks	OECD 1999		
						min	maks	ort
T (hava)	°C	21	28,38 $\pm$ 3,71	20,3	33,5			
T (su)	°C	21	26,54 $\pm$ 2,34	22,1	31,9			
Yükseklik	m	21	875,81 $\pm$ 214,89	275	1209			
Atm. Bas.	mmHg	21	684,23 $\pm$ 16,72	656,8	730,5			
Bulanıklık	NTU	20	31,65 $\pm$ 98,54	2,1	448,56			
pH		21	7,52 $\pm$ 0,77	6,6	8,6			
ÇO	mg/L	21	5,55 $\pm$ 1,90	2,86	11,15	V	I	III
Tuzluluk	ppt	21	0,92 $\pm$ 2,45	0,14	11,56			
Eİ	μ S/cm	21	1745,9 $\pm$ 4307,87	298	20460			
Ca	mg/L	21	154,40 $\pm$ 191,75	22,044	881,76			
Mg	mg/L	21	215,29 $\pm$ 104,15	14,592	3064,32			
TH	mg/L	21	740,04 $\pm$ 1497,47	145,06	7250,08			
NO ₂ -N	mg/L	21	0,015 $\pm$ 0,014	<0,01	0,055	I	II	II
NO ₃ -N	mg/L	21	1,75 $\pm$ 1,96	0,058	7,36	I	IV	II
TKN	mg/L	21	8,30 $\pm$ 10,92	2,58	51,34			
PO ₄ -P	mg/L	21	0,1 $\pm$ 0,14	<0,01	0,64	I	V	II
TN	mg/L	21	10,07 $\pm$ 11,17	3,34	54,24	II	V	IV
TSI-TN*		21	83,70 $\pm$ 9,52	71,86	112,05	Hip.	Hip.	Hip.
TP	mg/L	21	0,27 $\pm$ 0,33	0,02	1,54	I	V	III
TSI-TP*		21	78,14 $\pm$ 14,37	48,26	109,98	Mez.	Hip.	Hip.

*Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (2012) Ek 5'e göre değerlendirilmiştir. Hip.: Hiperötrofik, Mez.: Mezotrofik

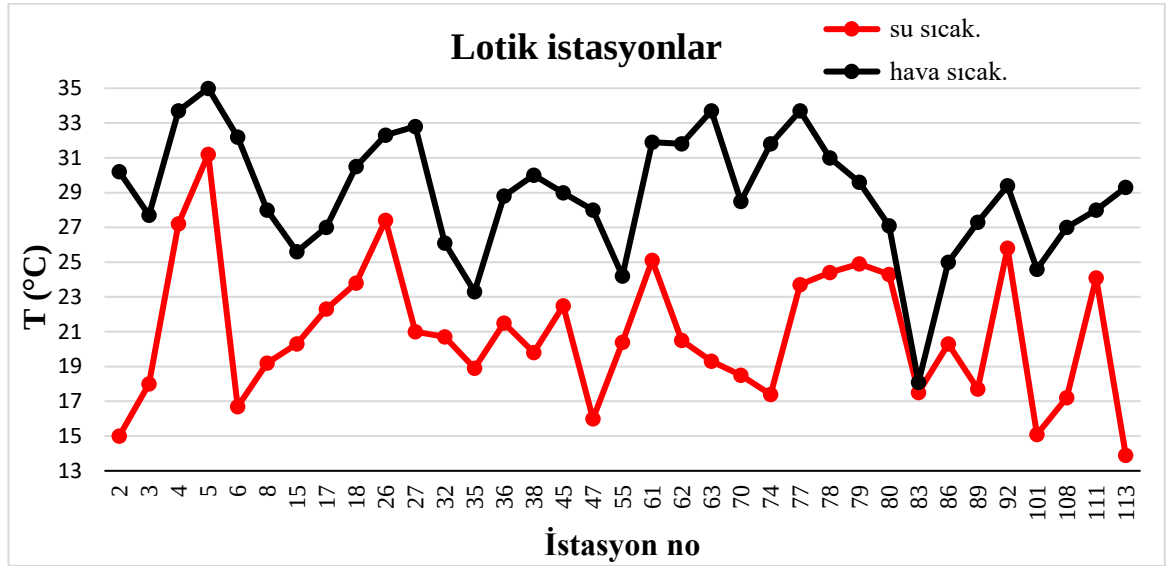
Tüm çevresel değişkenlerin lotik ve lentik habitatlara göre farklılık gösterip göstermediğini test etmek amacı ile uygulanan Mann-Whitney-*U* testine göre sadece su sıcaklığı ve tuzluluk değerleri istatistiksel olarak anlamlı farklı bulunmuştur.

Örnekleme bölgelerindeki toplam 35 akarsuyun 34 tanesinin akış yönü belirlenmiş ve 16 akarsuyun yönünün batı, 10 akarsuyun güney-batı, 2 akarsuyun güneybatı-batı yönünde, 2 akarsuyun ise batı-kuzeybatı yönünde aktığı saptanmıştır.

4.1.1. Hava ve su sıcaklığı

Akarsu örneklerin toplandığı istasyonlardaki su sıcaklıkları ve hava sıcaklıkları Şekil 4.1'de gösterilmiştir. En yüksek hava sıcaklığı 35° C, su sıcaklığı 31,2 ° C ile Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak Çayı'nda (ist no:4), en düşük hava sıcaklığı 18.1°C ve su sıcaklığı ise 13.9

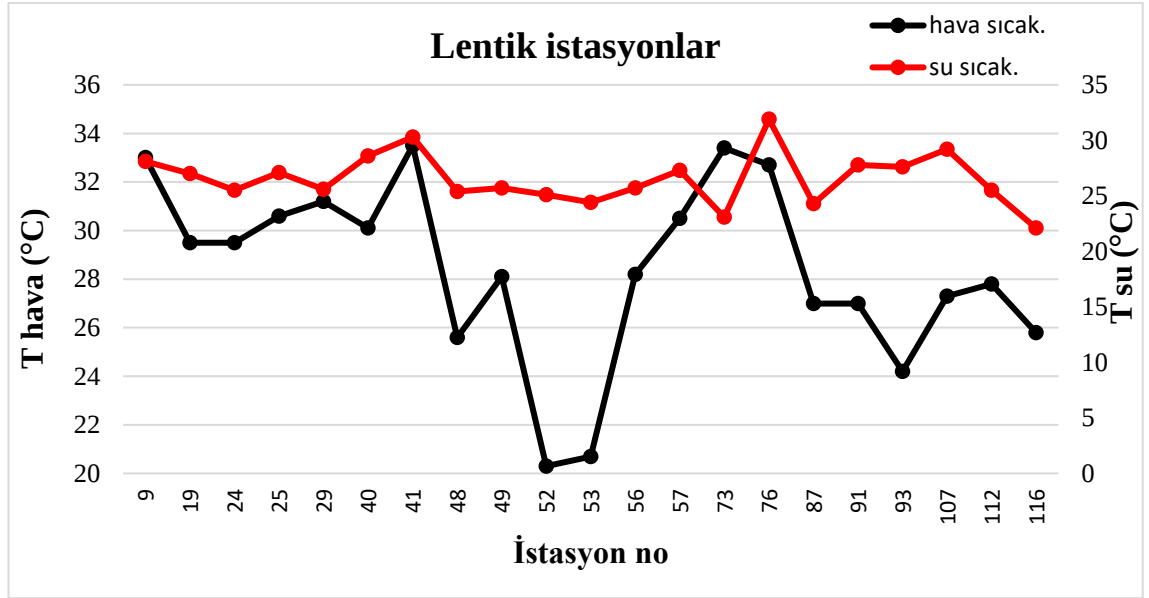
°C ile Odunpazarı/ Kızılinler/ Porsuk istasyonunda (ist no:113) saptanmıştır. Ortalama hava sıcaklığı 28,92 °C, su sıcaklığı 20,90 °C olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1).



Şekil 4.1. Lotik istasyonlardaki hava ve su sıcaklıkları

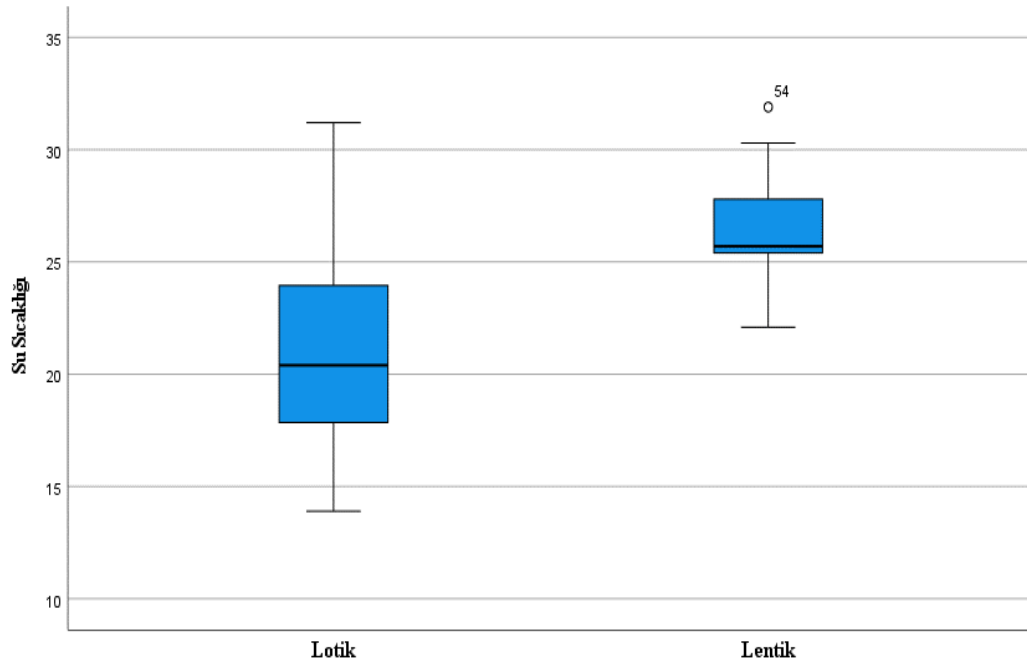
Örnekleme bölgesinde toplam 21 baraj gölü ve göletten oluşan lentik istasyonlardaki su sıcaklıkları ve hava sıcaklıkları Şekil 4.2’de gösterilmiştir. En düşük hava sıcaklığı 20,3°C ile Sivrihisar/ Nasrettin Hoca Göleti (ist no:52), en düşük su sıcaklığı 22,1° C ile İnönü/Aşağıkuzfındık Barajında (ist no:116) tespit edilmiştir. En yüksek hava sıcaklığı Mihaliççık/ Sarıyar Barajında (ist no:41) 33,5 °C olarak belirlenmiştir. En yüksek su sıcaklığı ise 31.9 °C ile Sivrihisar/ Bahçecik Göleti istasyonunda (ist no:76) saptanmıştır (Çizelge 4.2). Lentik istasyonlarda ortalama hava sıcaklığı 28,38 °C olarak tespit edilirken su sıcaklığı 26,54 °C olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.2).

Hava sıcaklıkları ile paralel olarak su sıcaklıklarının benzer şekilde değiştiği şekillerde görülmektedir.



Şekil 4.2. Lentik istasyonlardaki hava ve su sıcaklıklarının değişimi

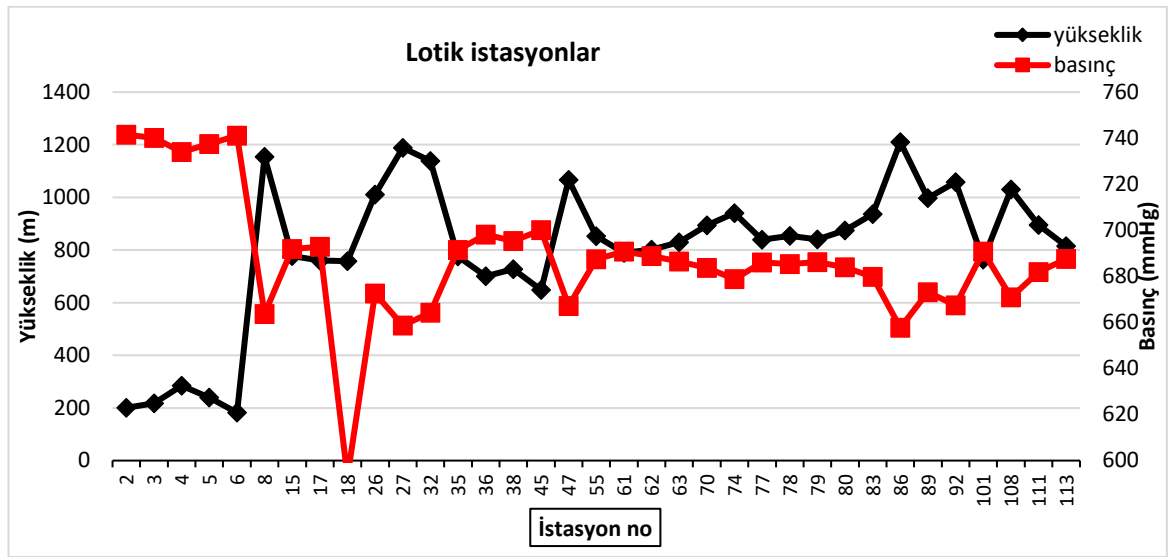
Mann-Whitney-*U* testine göre lotik ve lentik istasyonların su sıcaklıklarının istatistiksel olarak anlamlı farklılık gösterdiği ($U: 80,50$, $p:<0,001$) tespit edilmiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.3. Lotik ve lentik istasyonların su sıcaklıklarına ait kutu grafiği

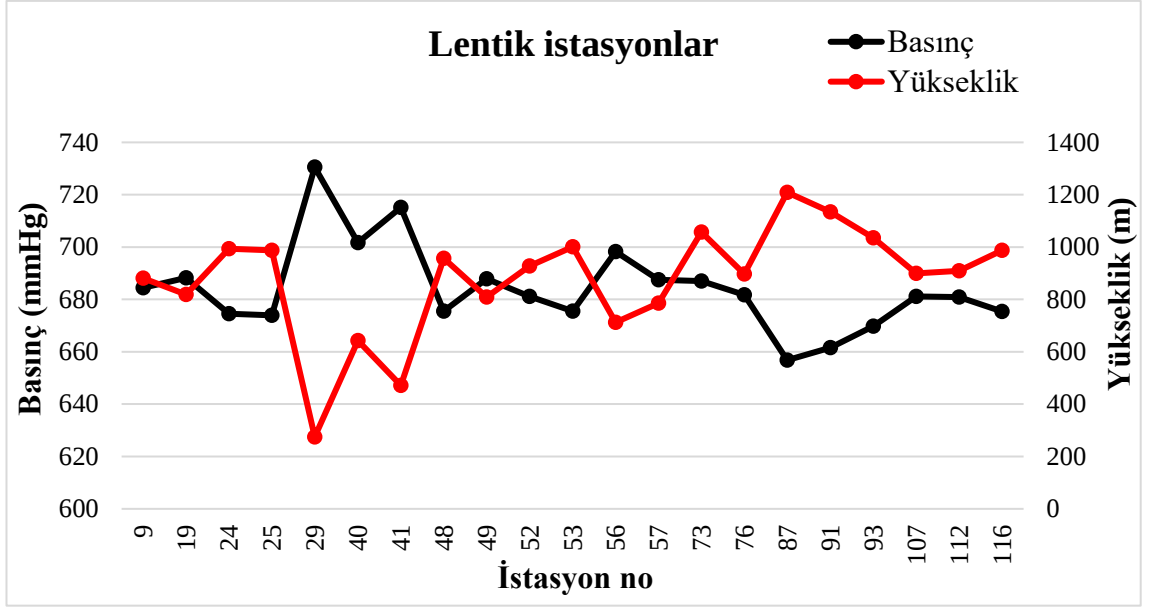
4.1.2. Atmosferik basınç ve yükseklik

Lotik (akarsu) istasyonların yükseklik ve basınçları Şekil 4.4'te verilmiştir. İstasyonların yüksekliklerine bakıldığında en yüksek istasyon 1210m ile Han/ Kayı, en alçak istasyon ise 182 m ile Mihalgazi/ Alpagut/ Sakarya nehri istasyonlarıdır (ist no:6). En yüksek basınç 741,5 mm Hg ile Odunpazarı/ E. İncesu/ Porsuk (ist no:111) istasyonunda, en düşük basınç ise 656,9 mm Hg ile Alpu/ Bahçecik (ist no:15) istasyonunda kaydedilmiştir. Lotik istasyonlarda ortalama yükseklik ve basınç sırasıyla 804 m ve 687 mmHg olarak kaydedilmiştir (Çizelge 4.1).



Şekil 4.4. Lotik istasyonların basınç ve yükseklik değerleri

Lentik (baraj ve gölet) istasyonların basınç ve yükseklikleri ise Şekil 4.5'te verilmiştir. En yüksek basınç 730,5 mm Hg ile Beylikova/ Kaymaz Barajı (ist no:73), en düşük basınç ise 656,8 mm Hg ile Odunpazarı/ Ilıca Barajı (ist no:107) istasyonunda kaydedilmiştir. İstasyonların yüksekliklerine bakıldığında en yüksek istasyon 1209 m ile Odunpazarı/ Ilıca Barajı, en alçak istasyon ise 275 m ile Beylikova/ Kaymaz Barajıdır. Lentik istasyonlarda ortalama yükseklik ve basınç sırasıyla 876 m ve 684 mmHg olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.2).

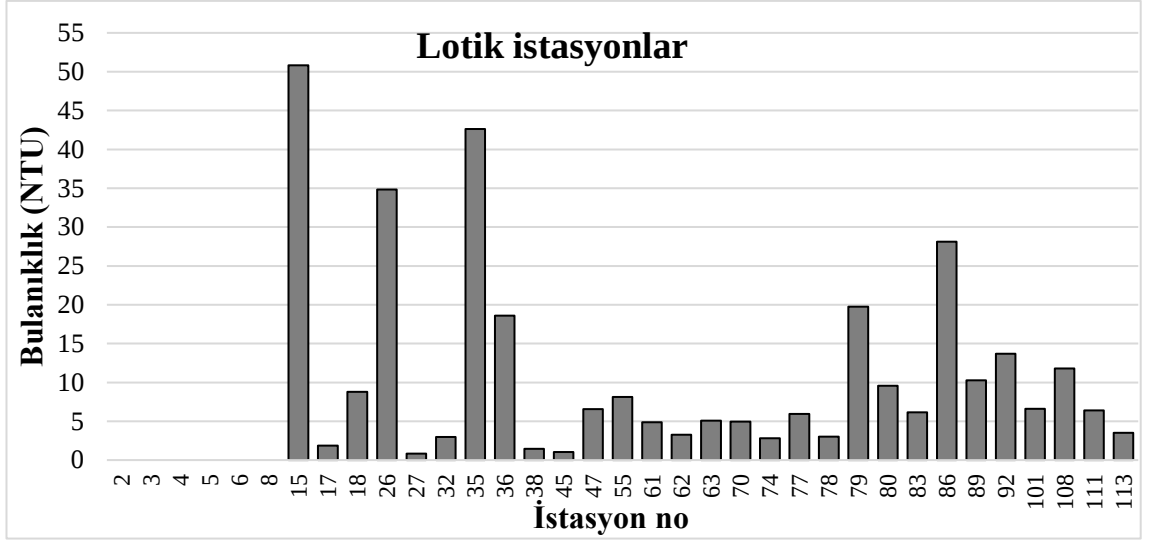


Şekil 4.5. Lentik istasyonların basınç ve yükseklik değerleri

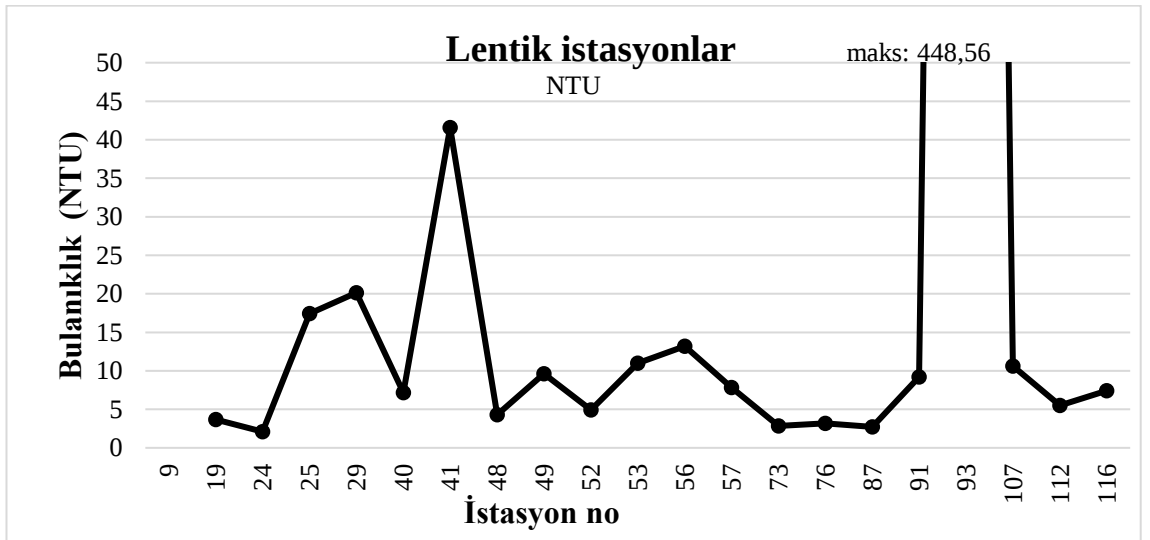
4.1.3. Bulanıklık

Sivrihisar/ Karadat (ist no:35), Tepebaşı/ Muttalip (ist no:101), Mihalıççık/ Kayı (ist no:47), Sivrihisar/ Aktaş (ist no:77), Çifteler/ Sadıroğlu (ist no:80), Alpu/ Bahçecik (ist no:15) istasyonları olmak üzere toplam 6 akarsu istasyonunda bulanıklık ölçülememiştir. Akarsu örnekleme istasyonlarında bulanıklık ortalama 20,90 NTU olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.1). En düşük bulanıklık değeri Tepe-başı/ Taycılar (ist no:27) istasyonunda; 0,8327 NTU, en yüksek bulanıklık Alpu/ Bahçecik (ist no:15) istasyonunda; 50,81NTU olarak kaydedilmiştir. Akarsu istasyonlarının bulanıklık değerleri Şekil 4.6’da verilmiştir.

Tepebaşı/ Keskin Baraj (ist no:9) istasyonunda bulanıklık ölçülememiştir. Bu istasyon dışında baraj ve gölet istasyonlarında bulanıklık ortalama 26,54 NTU olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.2). En düşük bulanıklık değeri Alpu/ Büğdüz Göleti (ist no:24) istasyonunda 2,1 NTU olarak, en yüksek bulanıklık ise Seyitgazi/ Çatören Barajı (ist no:93) istasyonunda 448,56 NTU olarak kaydedilmiştir. Lentik istasyonların bulanıklık değerleri Şekil 4.7’da verilmiştir.



Şekil 4.6. Lotik istasyonların bulanıklık değerleri

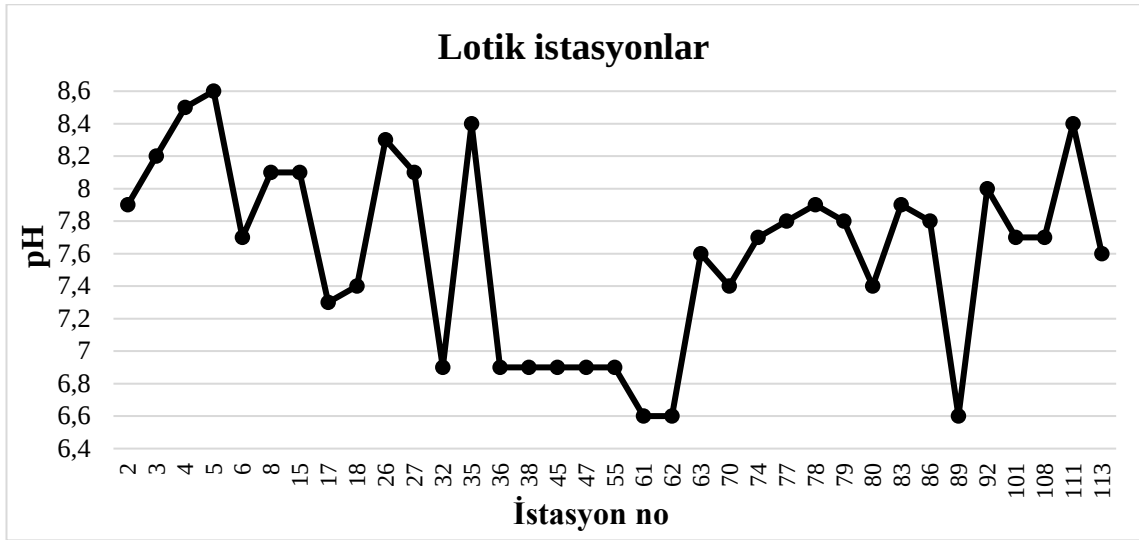


Şekil 4.7. Lentik istasyonların bulanıklık değerleri

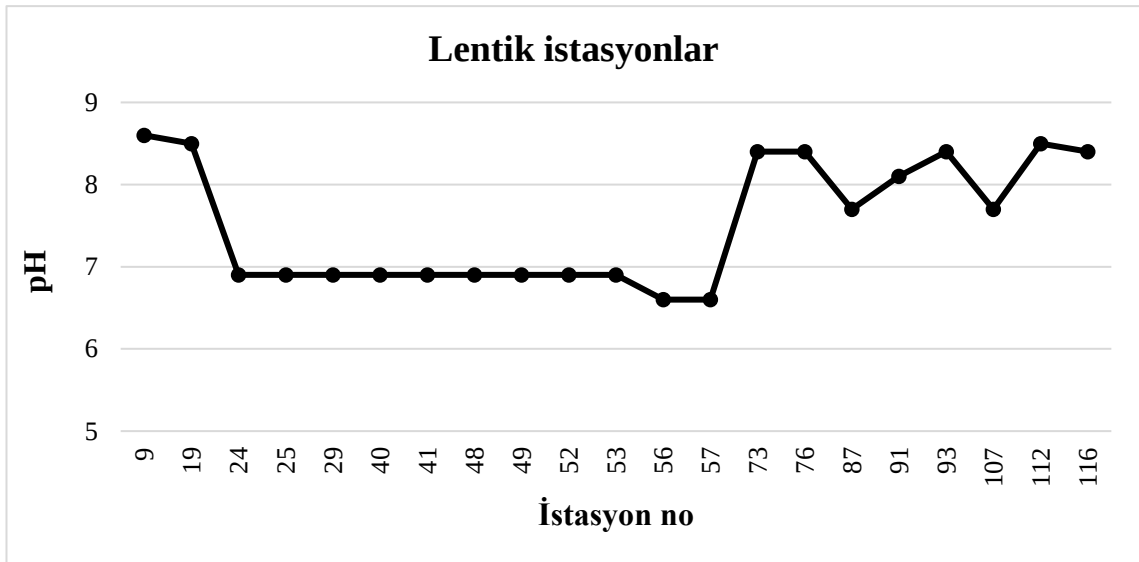
4.1.4. pH

Akarsu istasyonlarının pH ortalaması $7,61 \pm 0,58$ olarak saptanmıştır (Çizelge 4.1). En düşük pH değeri 6,6 ile Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı (ist no:4) istasyonunda, en yüksek pH değeri ise 8,6 ile Odunpazarı/ Kızılinler/ Porsuk (ist no:113) istasyonunda görülmüştür (Şekil 4.8).

Baraj ve gölet istasyonlarının en düşük pH değeri 6,6 ile Günyüzü/ Kavuncu Göleti (ist no:56) ve Günyüzü/ Mercan Göleti (ist no:57) istasyonlarında, en yüksek pH değeri ise 8,6 ile Tepebaşı/ Keskin Barajı (ist no:9) istasyonunda görülmüştür (Şekil 4.9). Ortalama pH ise $7,52 \pm 0,77$ olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.2).



Şekil 4.8. Lotik istasyonların pH değerleri

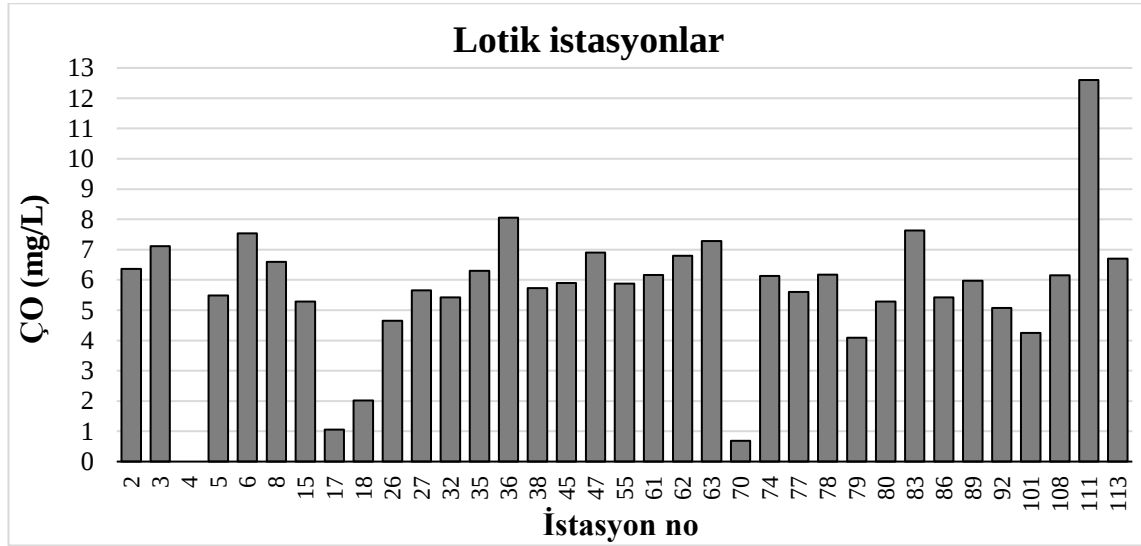


Şekil 4.9. Lentik istasyonların pH değerleri

4.1.5. Çözünmüş oksijen

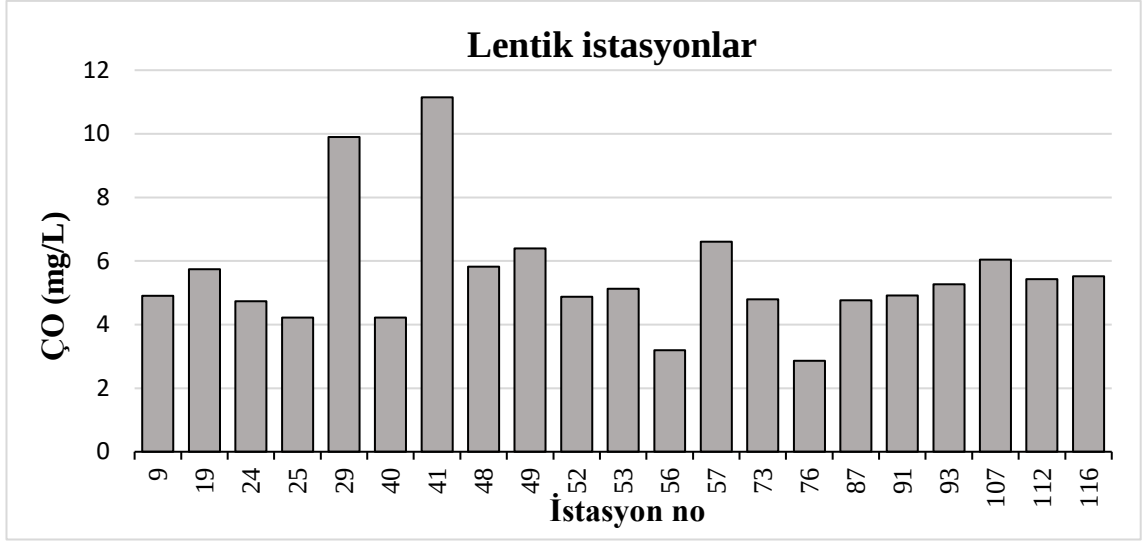
ÇO değerlerinin akarsu (lotik), baraj ve gölet (lentik) istasyonlarındaki ortalama değerleri sırasıyla 5,82 ve 5,55 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.1 ve 4.2) verilmiştir. Bu verilere göre lotik ve lentik istasyonlardaki ÇO ortalama değerlerinin birbirine çok yakın değerlerde olduğu görülmektedir.

Akarsu istasyonlarının ÇO verilerine bakıldığında, Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı (ist no:4) istasyonunda ÇO ölçülmemiştir. Akarsu istasyonlarında ÇO değerlerinin 0,69 mg/L ve 12 mg/L arasında değiştiği belirlenmiştir (Çizelge 4.1). En düşük ÇO miktarı Mahmudiye/ Mesudiye/ Seydi çayı (ist no:70) istasyonunda, en yüksek ÇO miktarı ise Odunpazarı/ E. İncesu/ Porsuk istasyonunda (ist no:111) kaydedilmiştir (Çizelge 4.1, Şekil 4.10).



Şekil 4.10. Lotik istasyonların çözünmüş oksijen değerleri

Baraj ve gölet istasyonlarının ÇO verilerine bakıldığında, ÇO değerlerinin 2,86 mg/L ve 11,15 mg/L arasında değiştiği görülmektedir (Çizelge 4.2). En düşük ÇO miktarının Sivrihisar/ Bahçecik Göleti (ist no:76) istasyonunda, en yüksek ÇO miktarı ise Mihalıççık/ Sarıyar Barajı (ist no:41) istasyonunda saptanmıştır (Şekil 4.11).

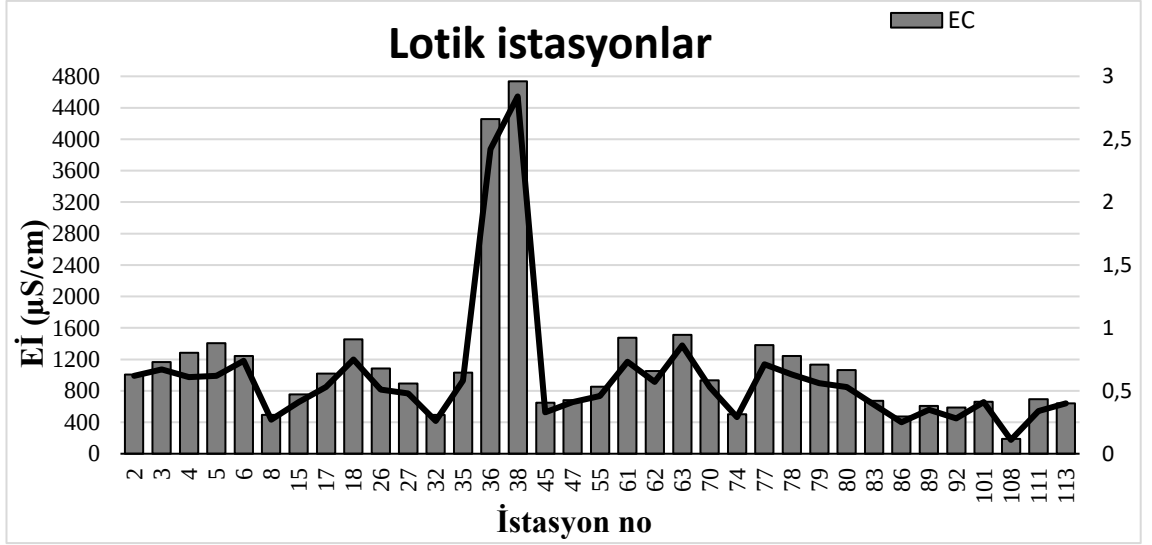


Şekil 4.11. Lentik istasyonların çözülmüş oksijen değerleri

ÇO değerlerine göre 35 akarsu istasyonunun 18'inde su kalitesi YSKY'ye (Resmi Gazete, 2012) göre III. sınıf (orta), 11 istasyonda II.sınıf, 5 istasyonda ise I. sınıf olarak belirlenmiştir. OECD kriterlerine göre ise 3 istasyon IV. sınıf ve 3 istasyon V. sınıf, 22 istasyon III. sınıf ve 6 istasyon 1. sınıf su kalitesindedir (OECD, 1999). Lotik istasyonlarda bir noktanın ÇO değeri ölçülemediği için değerlendirme yapılamamıştır. Lentik istasyonlarda ise ÇO değerleri YSKY'ye göre (Resmi Gazete, 2012) 16 istasyon III. sınıf, 3 istasyon II. sınıf, 2 istasyon ise I. sınıf kalitededir. Lentik ve lotik istasyonlarda ölçülen ÇO değerlerinin OECD (1999) kriterlerine göre minimum, maksimum ve ortalama değerlere göre su kalite sınıfları Çizelge 4.1 ve 4.2'de verilmiştir. Buna göre ÇO konsantrasyonu V. sınıf su kalitesine kadar düşmektedir.

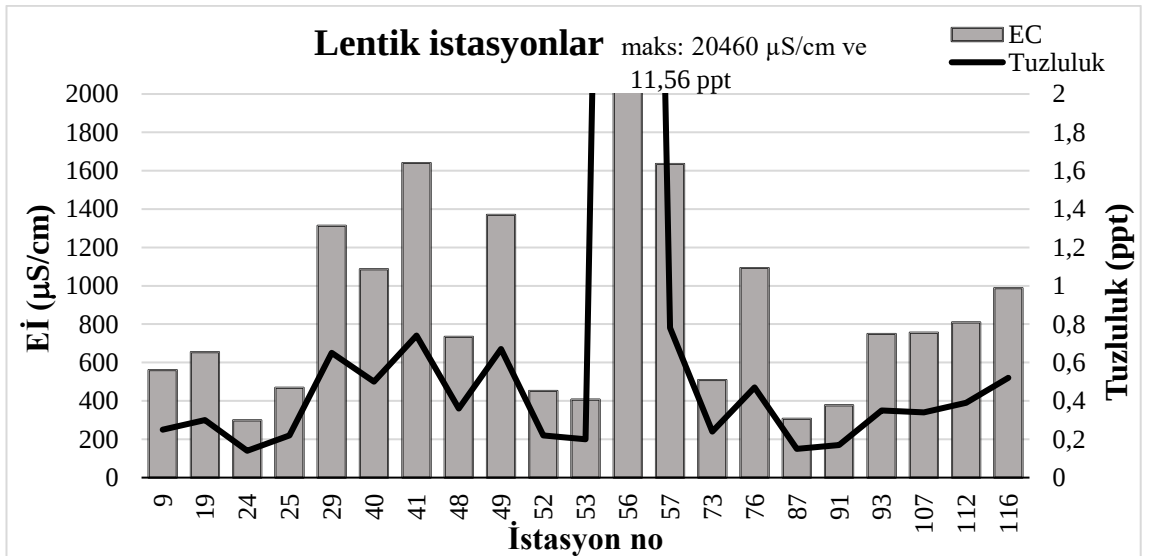
4.1.6. Elektriksel iletkenlik (Eİ) ve tuzluluk

Akarsu istasyonlarının Eİ değerleri 189,3 ile 4736 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değişmiştir (Çizelge 4.1). En düşük Eİ değeri Mahmudiye/ Mesudiye/ Seydi Çayı (ist no:70) istasyonunda gözlenirken, Sivrihisar/ Karadat (ist no:35) istasyonu en yüksek Eİ değerine sahip istasyon olarak belirlenmiştir. İstasyonlarda ortalama Eİ yaklaşık 1124 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak bulunmuştur. Tuzluluk değerleri de iletkenlikle birlikte paralel olarak artmaktadır. İstasyonlardaki ortalama tuzluluk 0,61 ppt olarak saptanmıştır (Çizelge 4.1, Şekil 4.12).



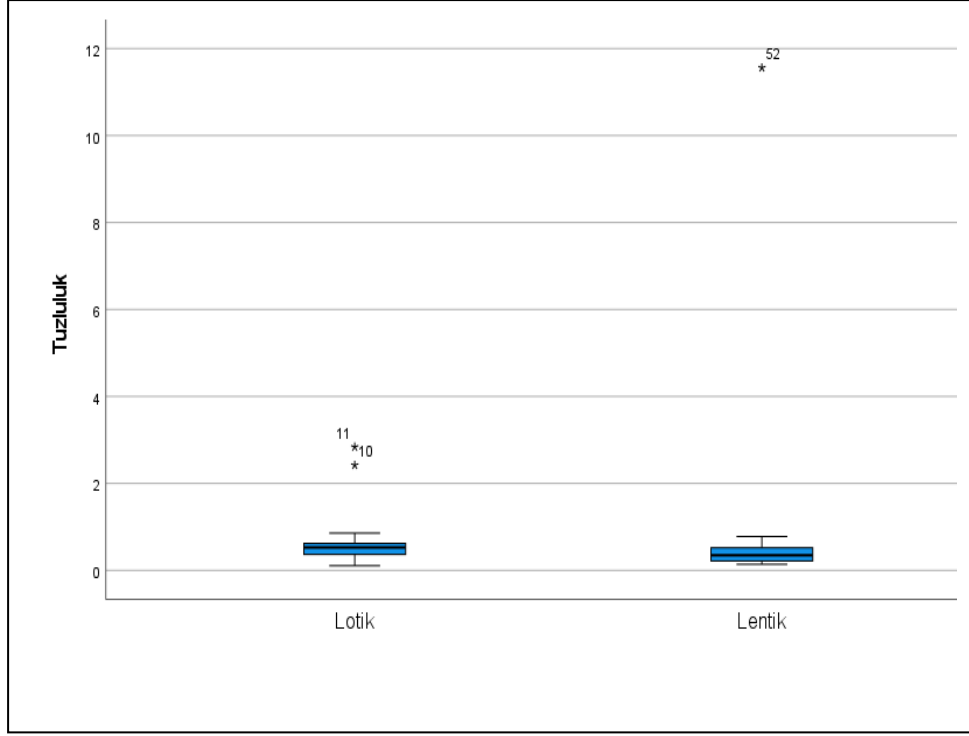
Şekil 4.12. Lotik istasyonların elektriksel iletkenlik ve tuzluluk değerleri

Baraj ve gölet istasyonlarının EI değerleri 298 $\mu\text{S/cm}$ ile 20460 $\mu\text{S/cm}$ arasında değişmiştir (Çizelge 4.2). En düşük EI Alpu/ Büğdüz Göleti (ist no:24) istasyonunda, en yüksek EI Günyüzü/Kavuncu Göleti (ist no:56) istasyonunda tespit edilmiştir. İstasyonlarda ortalama EI değeri 17456 $\mu\text{S/cm}$ olarak bulunmuştur (Çizelge 4.2). İstasyonlardaki ortalama tuzluluk ise 0,92 ppt olarak saptanırken, tuzluluk 0,14 ile 11,56 ppt arasında değişim göstermiştir (Çizelge 4.2, Şekil 4.13).



Şekil 4.13. Lentik istasyonların elektriksel iletkenlik ve tuzluluk değerleri

Mann-Whitney-*U* testine göre lentik ve lotik istasyonlarda tuzluluk değerlerinin istatistiksel olarak anlamlı fark gösterdiği tespit edilmiştir ($U: 249, p:0,045$) (Şekil 4.14).

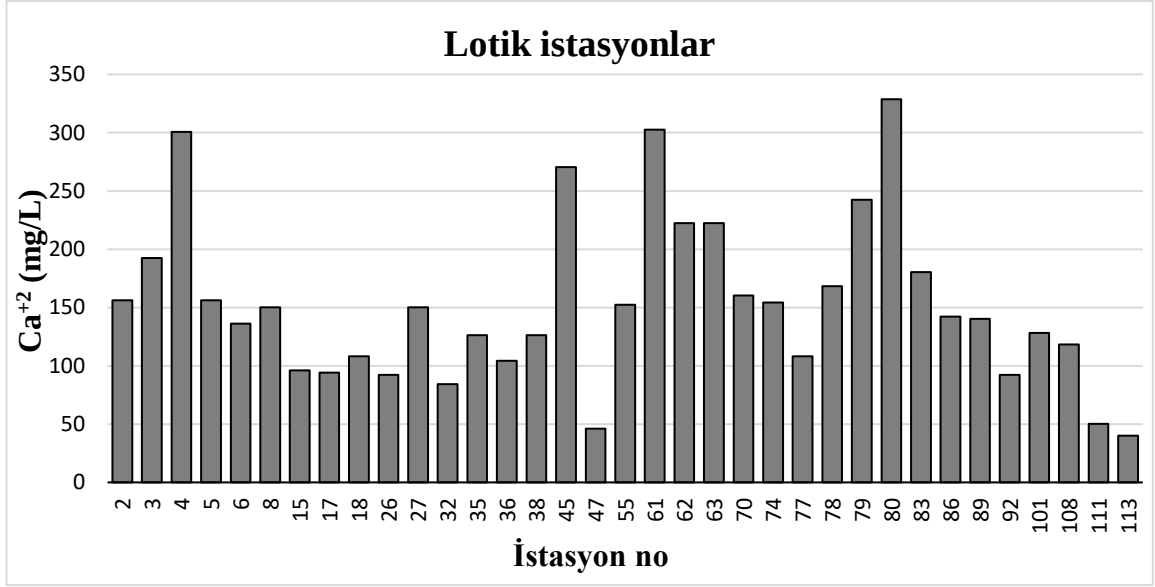


Şekil 4.14. Lotik ve lentik istasyonların elektriksel iletkenlik tuzluluk verilerinin kutu grafikleri

Lotik ve lentik istasyonların Eİ konsantrasyonlarına göre su kalite sınıfları değerlendirildiğinde 35 lotik akarsu istasyonunun 18'inde su kalitesi YSKY'ye (Resmi Gazete, 2012) göre III. sınıf (orta), 16 istasyon II. sınıf, sadece 1 istasyon ise I. sınıf olarak belirlenmiştir. Eİ değerleri bu yönetmeliğe göre 21 lentik istasyonunun 7'sinde III. sınıf, 11'inde II. sınıf, 3 tanesinde I.sınıf su kalitesine karşılık gelmektedir.

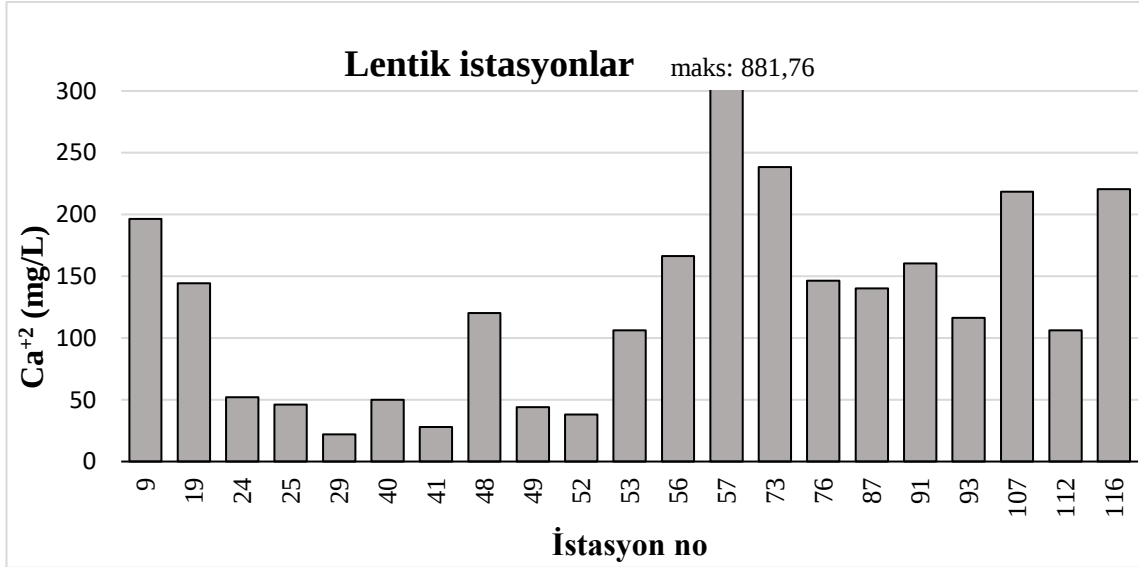
4.1.7. Ca^{+2} Değerleri

Akarsu istasyonlarının ortalama Ca^{+2} değeri $152,71 \pm 17,12$ mg/L'dir. En düşük Ca^{+2} seviyesi; 40,08 mg/L ile Odunpazarı/Yukarıkalabak (ist no:108) istasyonunda belirlenmiştir. En yüksek Ca^{+2} seviyesi ise 328.656 mg/L olmuş ve Mihalıçık/Sarayköy (ist no:38) istasyonunda belirlenmiştir (Çizelge 4.1, Şekil 4.15).



Şekil 4.15. Lotik istasyonların Ca⁺² değerleri

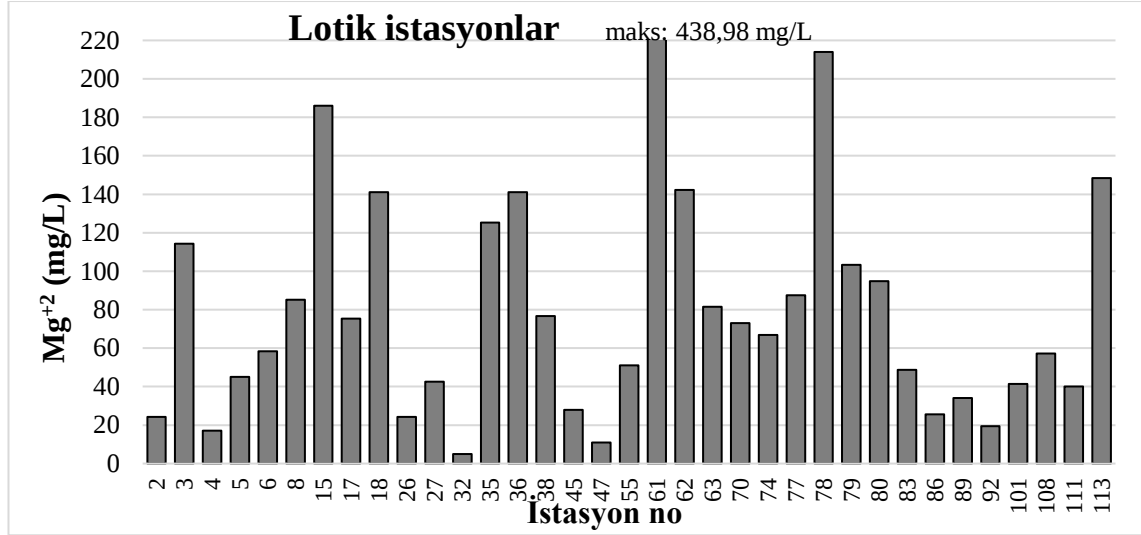
Lentik istasyonların ortalama Ca⁺² seviyeleri 154,40 ± 191,75 mg/L olarak hesaplanmıştır. En düşük Ca⁺² seviyesi; 22,04 mg/L ile Gökçekaya Barajı'nda (ist no:29), en yüksek Ca⁺ seviyesi; 881,76 mg/L ile Günyüzü/ Mercan Gölet'inde (ist no:57) saptanmıştır (Çizelge 4.2, Şekil 4.16).



Şekil 4.16. Lentik istasyonların Ca⁺² değerleri

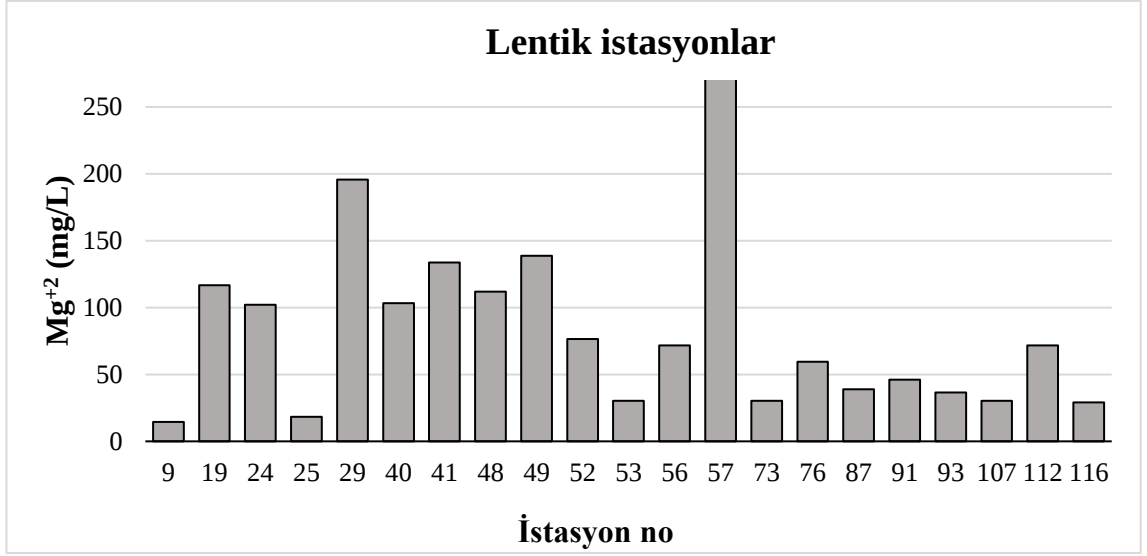
4.1.8. Mg^{+2} Değerleri

Akarsu istasyonlarının ortalama Mg^{+2} konsantrasyonu $84,81 \pm 72,41$ mg/L olarak saptanmıştır. En düşük Mg^{+2} değerlerine 4,86 mg/L ile Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı (ist no:4) istasyonu sahipken, Odunpazarı/ Kızılinler/ Porsuk (ist no:113) istasyonunda 438,98 mg/L ile en yüksek değere sahiptir (Şekil 4.17).



Şekil 4.17. Lotik istasyonların Mg^{+2} değerleri

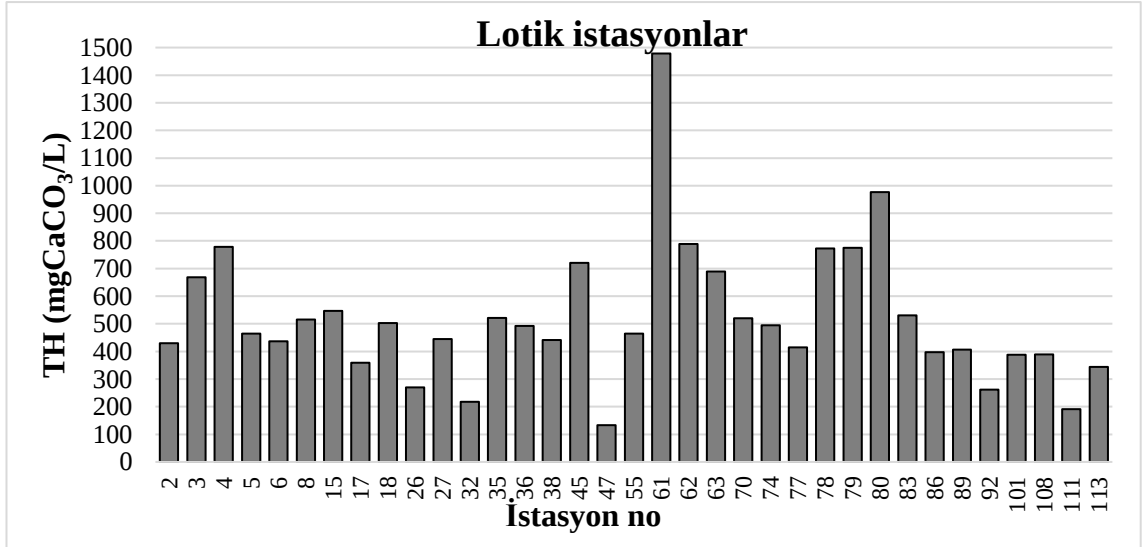
Lentik istasyonların ortalama Mg^{+2} değerleri; $215,29 \pm 104,15$ mg/L olarak saptanmıştır. En düşük Mg^{+2} değeri 14,59 mg/L ile Tepebaşı/ Keskin Barajı (ist no:9) istasyonu sahipken en yüksek konsantrasyon 3064,32 mg/L olarak Günyüzü/ Mercan Göleti (ist no:57) tespit edilmiştir (Şekil 4.18).



Şekil 4.18. Lentik istasyonlarının Mg⁺² değerleri

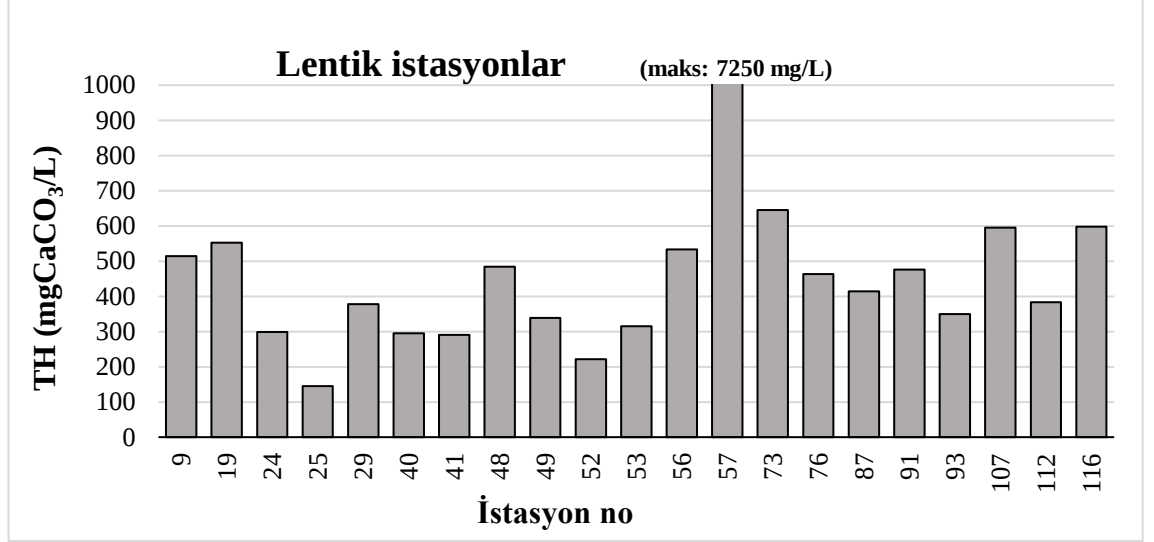
4.1.9. Toplam sertlik

Akarsu istasyonlarının ortalama toplam sertlik (TH) seviyeleri $520,76 \pm 250,31$ mgCaCO₃/L'dir. En düşük TH seviyesi Mihaliççık/ Kayı (ist no: 47) istasyonunda; 133,04 mgCaCO₃/L, en yüksek TK seviyesi Sivrihisar/ İlyaspaşa/ Sakarya (ist no:61) nehrinde 1478,44 mgCaCO₃/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.1, Şekil 4.19).



Şekil 4.19. Lotik istasyonların toplam sertlik değerleri

Lentik istasyonların ortalama TH konsantrasyonu $740,04 \pm 1497,47$ mgCaCO₃/ L'dir. En düşük TH Tepebaşı/Keskin (ist no: 9) istasyonunda 145,06 mgCaCO₃/L olarak, en yüksek TH Yayıklı Gölü'nde (ist no: 19) 7250,08 mgCaCO₃/ L olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.2, Şekil 4.20).

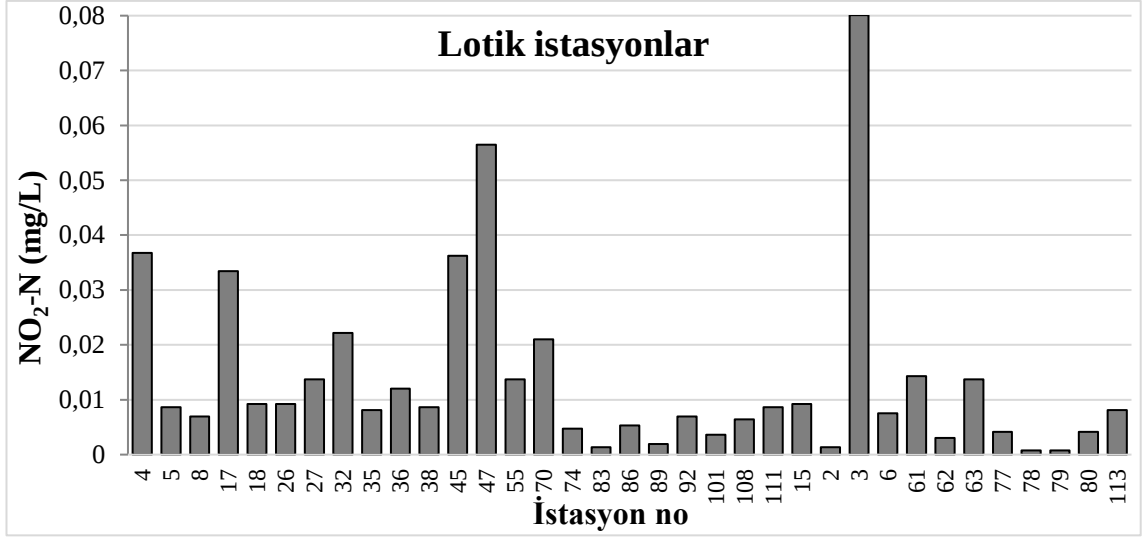


Şekil 4.20. Lentik istasyonların toplam sertlik değerleri

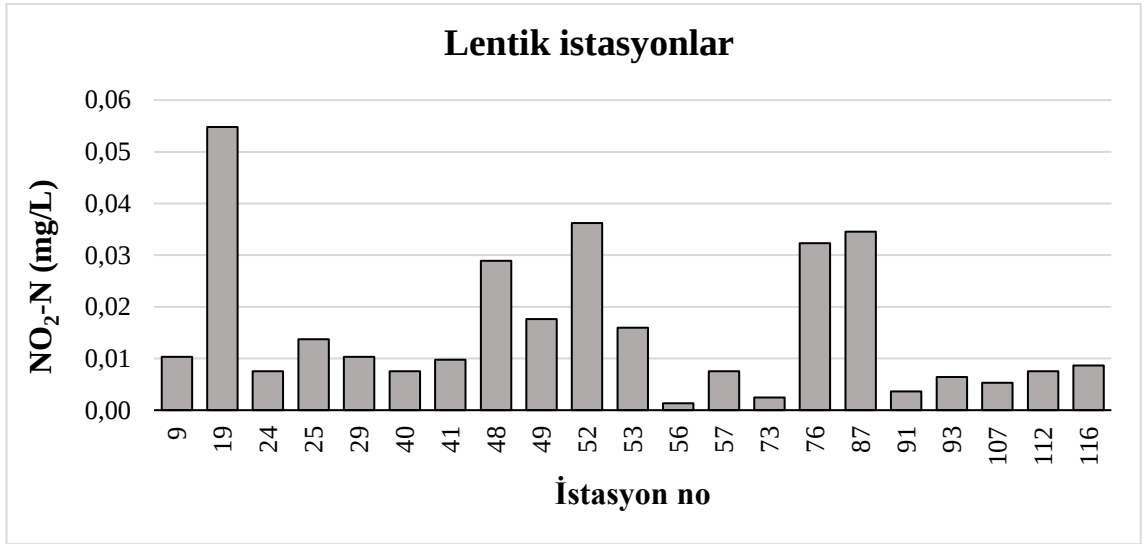
4.1.10. NO₂-N değerleri

Akarsu istasyonlarının NO₂-N değerleri incelendiğinde en düşük değer Çifteler/ Körhasan/ Sakarya nehri (ist no:78) örnekleme bölgesinde <0,01 olarak, en yüksek değer Sarıcakaya/ Kapıkaya /Sakarya nehri (ist no:3) bölgesinde 0,080 mg/L olarak saptanmıştır. Ortalama NO₂-N değeri ise $0,014 \pm 0,17$ mg/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.1, Şekil 4.21).

Lentik istasyonların NO₂-N değerleri incelendiğinde; en düşük konsantrasyon Günyüzü/ Kavuncu Göleti (ist no:56) istasyonunda <0,01 olarak belirlenmiştir. En yüksek konsantrasyon ise Yayıklı Göleti'nde (ist no:19) 0,055 mg/L olarak saptanmıştır. Ortalama NO₂-N değeri ise $0,015 \pm 0,014$ mg/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.2, Şekil 4.22).



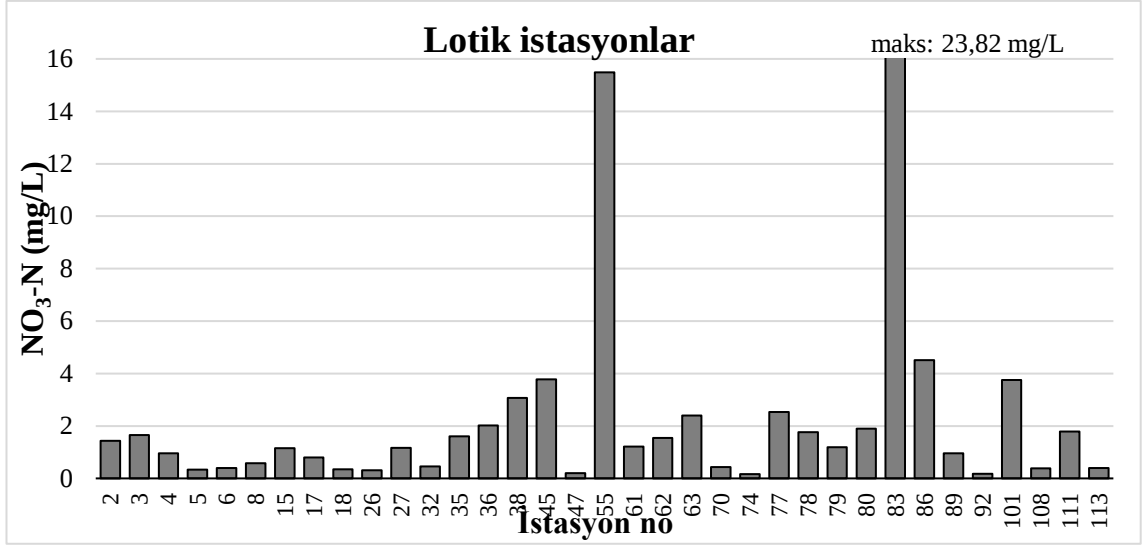
Şekil 4.21. Lotik istasyonların NO₂-N değerleri



Şekil 4.22. Lentik istasyonların NO₂-N değerleri

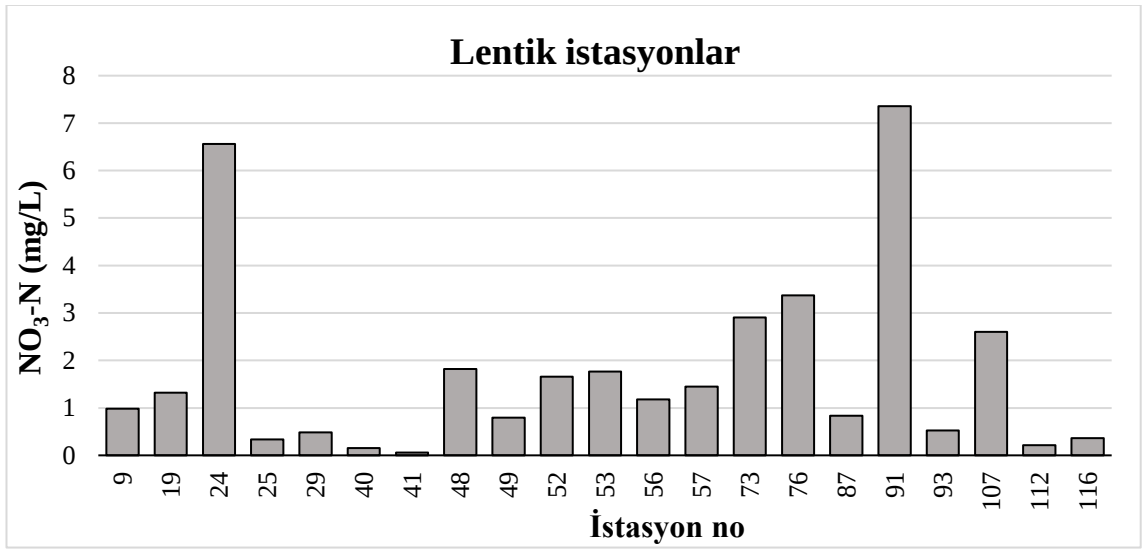
4.1.11. NO₃-N değerleri

Akarsu istasyonları arasında Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı (ist no:4) en düşük NO₃-N değerlerine sahip iken (0,16 mg/L), en yüksek NO₃-N değerleri ise Odunpazarı/ Kızılınlar/ Porsuk (ist no:113) istasyonundadır (28,82 mg/L). Ortalama NO₃-N değeri; $2,56 \pm 5,27$ olarak kaydedilmiştir (Çizelge 4.1, Şekil 4.23).



Şekil 4.23. Lotik istasyonların NO₃-N değerleri

Lentik istasyonlarda Mihalıççık/ Sarıyar Barajı (ist no:41) en düşük NO₃-N değerlerine sahip iken (0,058 mg/L), en yüksek NO₃-N değerleri ise Seyitgazi/ Yapıldak Göleti'nde (ist no:91) tespit edilmiştir (7,36 mg/L). Ortalama NO₃-N değeri; $1,75 \pm 1,96$ mg/L olarak kaydedilmiştir (Çizelge 4.2, Şekil 4.24).



Şekil 4.24. Lentik istasyonların NO₃-N değerleri

NO₃-N değerlerine göre 35 lotik akarsu istasyonunun 2'sinde su kalitesi YSKY'e göre (Resmi Gazete, 2012) III. sınıf (orta), 4 istasyonda II. sınıf, 29 istasyonda ise I. sınıf su

kalitesine karşılık gelmektedir. OECD (1999)'ye göre ise su kalitesi 2 istasyonda V. sınıf, 4 istasyonda III. sınıf, 14 istasyonda II. sınıf, 15 istasyonda ise I. sınıf bulunmuştur. NO_3^- N değerlerinin 21 lentik istasyondaki YSKY'e göre su kalitesi 3 tanesinde II. sınıf, 18'inde I.sınıf bulunmuştur. OECD'ye göre ise 3 istasyonda III. sınıf, 8 istasyonda II. sınıf, 10 istasyonda ise I. sınıftır olarak belirlenmiştir.

4.1.12. Toplam Kjeldal Azotu değerleri

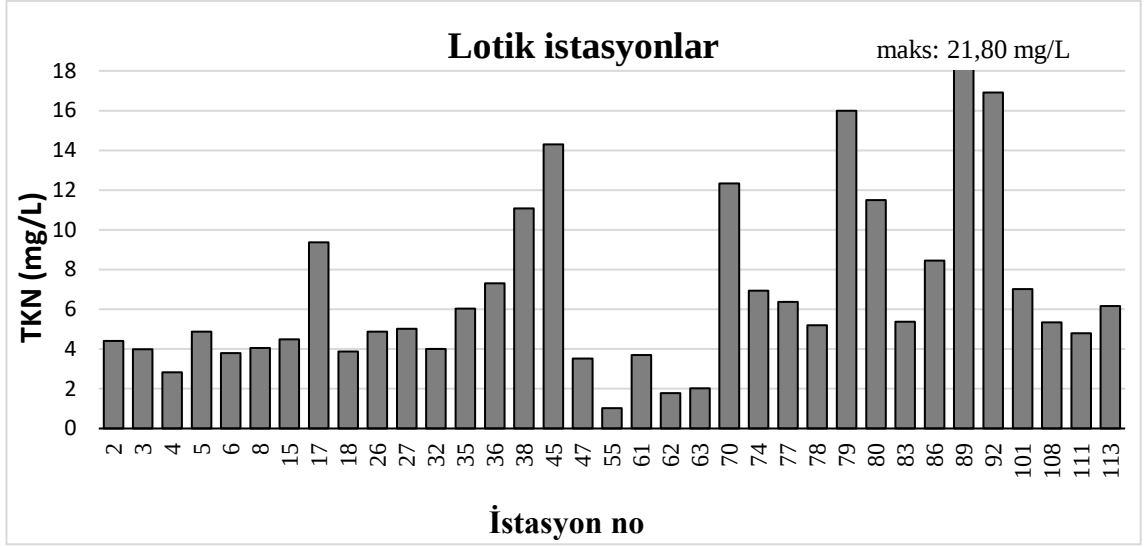
Akarsu istasyonlarının Toplam Kjeldal Azotu (TKN) değerlerinin ortalaması $6,87 \pm 4,67$ mg/L dir. En düşük TKN değeri 1,03 mg/L ile Günyüzü/ Çardaközü (ist no:55) istasyonunda, en yüksek TKN değeri ise 21,8 mg/L ile Seyitgazi/ Bardakçı deresi (ist no:89) istasyonunda tespit edilmiştir (Çizelge 4.1, Şekil 4.25).

Lentik istasyonların TKN değerlerinin ortalaması $8,3 \pm 10,92$ mg/L'dir (Çizelge 4.2, Şekil 4.26). En düşük TKN değeri Odunpazarı/ Ilıca barajı (ist no: 107) istasyonunda 2,58 mg/L olarak, en yüksek TKN değeri Beylikova/ Kaymaz Barajı'nda (ist no: 73) 51,37 mg/ L olarak belirlenmiştir.

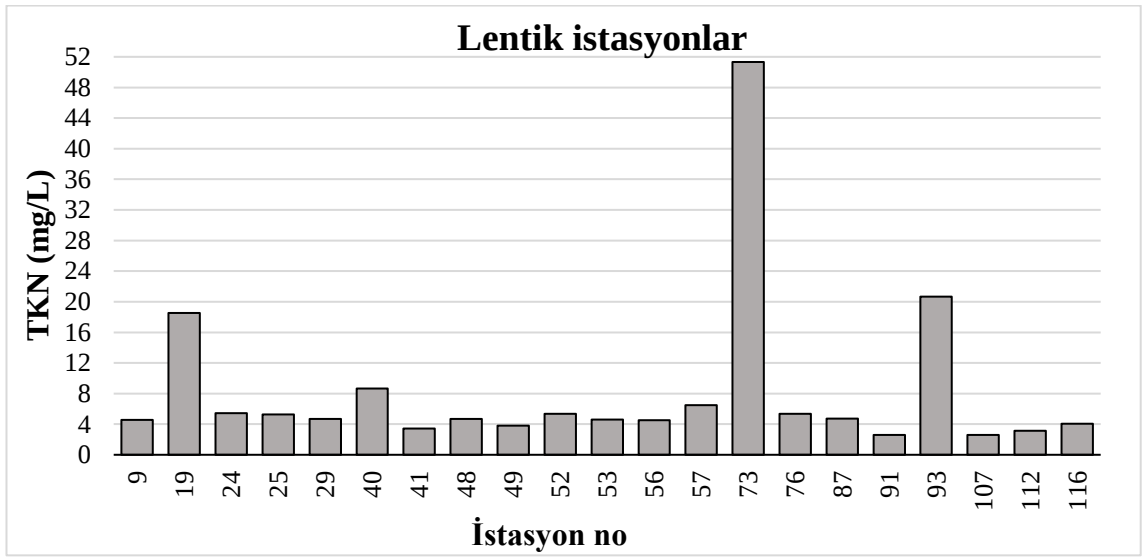
TKN konsantrasyonlarının YSKY (Resmi Gazete, 2012) kriterlerine göre lentik istasyonların tamamında 3. sınıf su kalitesinde belirlenmiştir. Lotik istasyonlarda ise sadece 1 istasyon (55. İstasyon) 2. sınıf su kalitesinde olmuş, diğer tüm istasyonlar 3. sınıf su kalitesinde tespit edilmiştir.

4.1.13. $\text{PO}_4\text{-P}$ değerleri

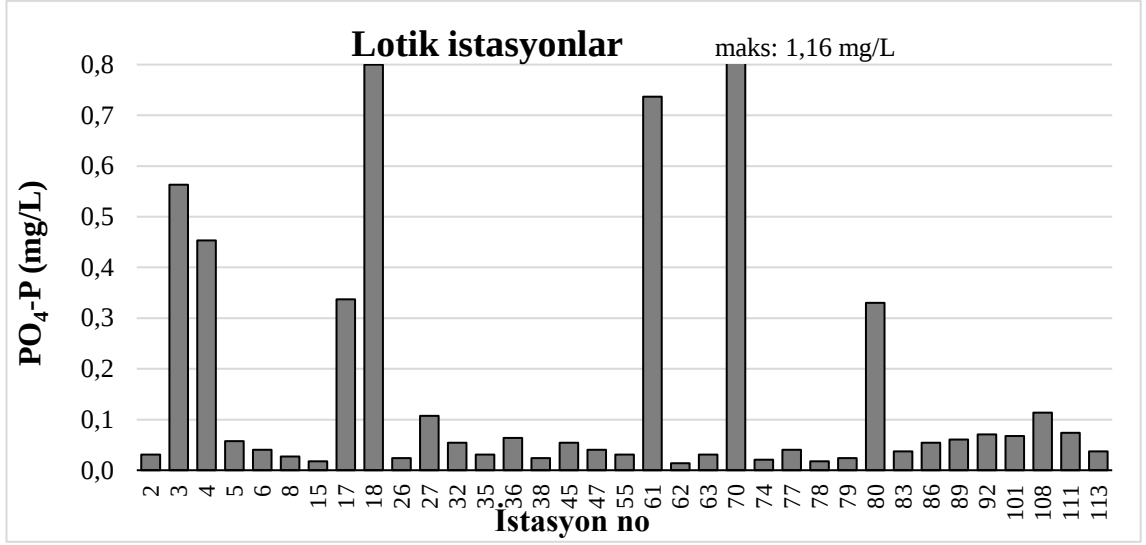
Akarsu istasyonlarının ortalama $\text{PO}_4\text{-P}$ değeri $0,16 \pm 0,27$ mg/L olarak saptanmıştır. Mahmudiye/ Mesudiye/ Seydi Çayı (ist no:70) 1,160 mg/L ile en yüksek $\text{PO}_4\text{-P}$ değerlerine sahipken Sivrihisar/ Ahiler/ Sakarya nehri (ist no:62) istasyonu 0,014 mg/L ile en düşük değerlere sahiptir (Şekil 4.27).



Şekil 4.25. Lotik istasyonların Kjeldal Azotu değerleri

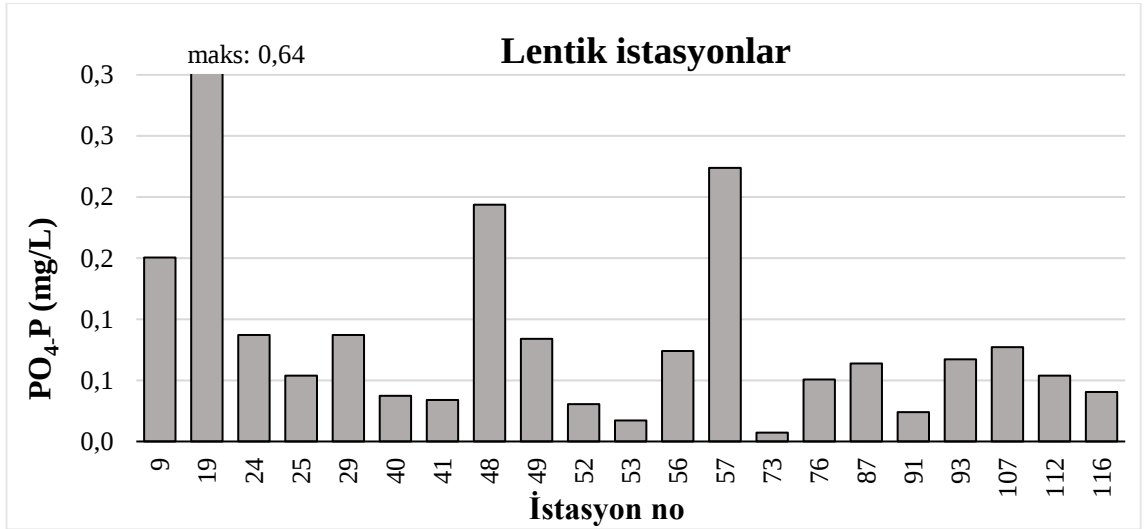


Şekil 4.26. Lentik istasyonların Toplam Kjeldal Azotu değerleri



Şekil 4.27. Lotik istasyonların PO₄P değerleri

Lentik istasyonların ortalama PO₄P değeri 0,10 ± 0,14 mg/L olarak saptanmıştır. Beylikova/ Kaymaz Barajı (ist no:73) <0,01 mg/L ile en düşük PO₄P değerlerine sahipken, Yayıklı Göleti (ist. no: 19) 0,64 mg/L ile en yüksek değerlere sahip olmuştur (Çizelge 4.2, Şekil 4.28).



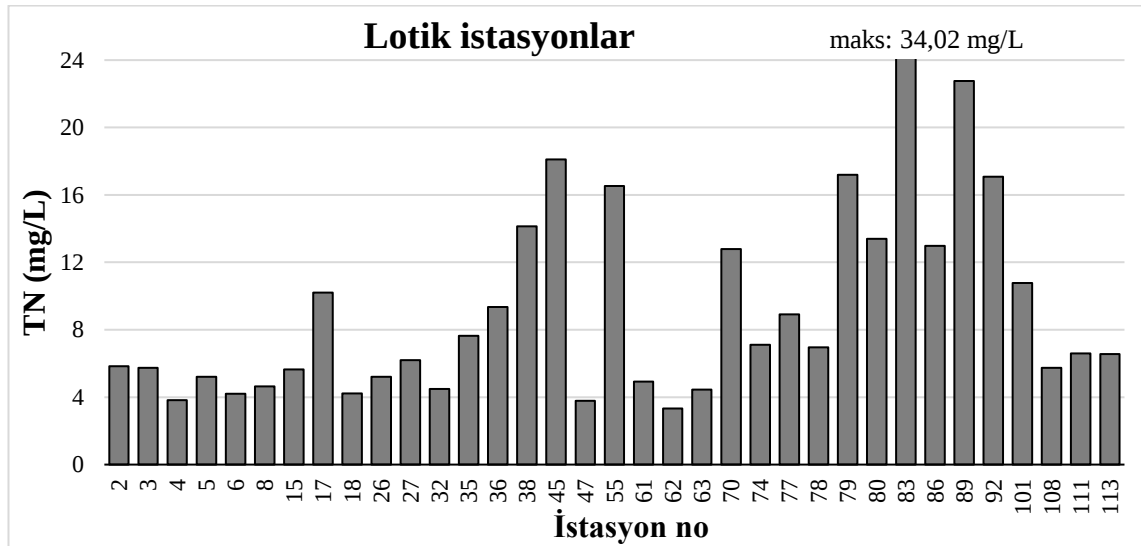
Şekil 4.28. Lentik istasyonların PO₄P değerleri

PO₄-P değerlerinin YSKY (Resmi Gazete, 2012) kriterlerine göre su kalitesi değerlendirildiğinde lotik istasyonlardan 7 istasyonun III. sınıf, 14 istasyonun II. sınıf ve

14 istasyonun ise I. sınıf su kalitesinde olduğu belirlenmiştir. Lentik istasyonlarda ise 3 istasyon 3. sınıf, 11 istasyon II. sınıf ve 7 istasyon I. sınıf su kalitesindedir. OECD (1999) kriterlerine göre ise lotik istasyonların 4'ü V. sınıf, 3'ü IV. sınıf, 2'si III. sınıf, 9'u II. sınıf ve 17'si I. sınıf su kalitesinde tespit edilmiştir. Lentik istasyonlarda 1'er istasyon V. ve IV. sınıflarda belirlenirken, 2 istasyon III. sınıf, 10 istasyon II. sınıf ve 7 istasyon I. sınıf su kalitesinde tespit edilmiştir.

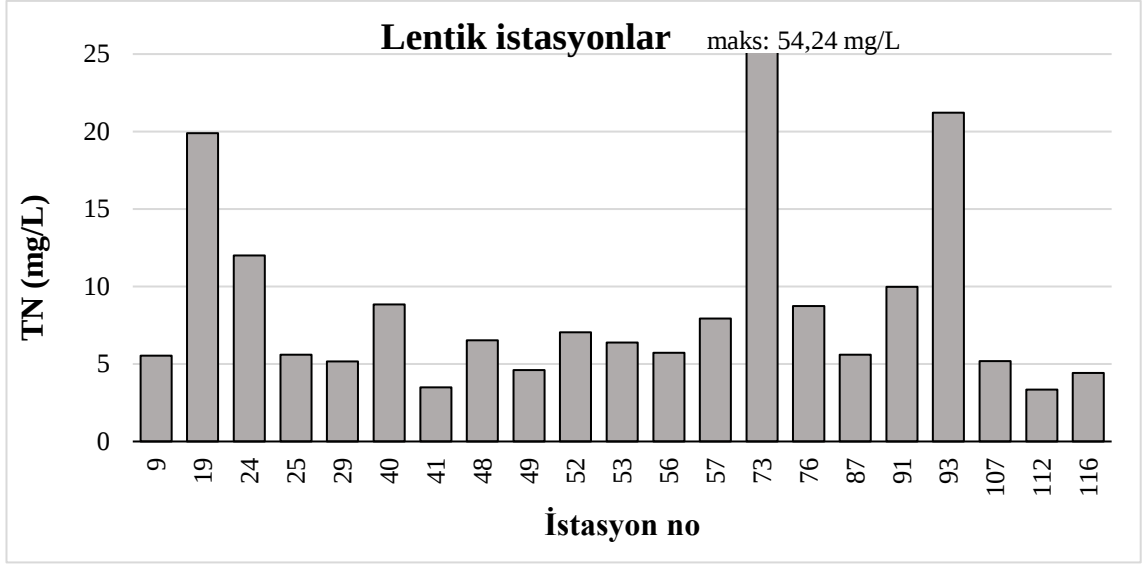
4.1.14. Akarsu istasyonlarının toplam azot (TN) değerleri

Akarsu istasyonlarının TN değerlerinin ortalaması $9,45 \pm 6,60$ mg/L olarak bulunmuştur. Sivrihisar/ Ahiler/ Sakarya nehri (ist no:62) istasyonunda 3,33 mg/L en düşük TN konsantrasyonu gözlenirken, Seyitgazi/ Yazıdere/ Seydi Çayı'nda (ist no:83) 34,2 mg/L ile en yüksek TN konsantrasyonu gözlenmiştir (Şekil 4.29).



Şekil 4.29. Lotik istasyonların toplam azot (TN) değerleri

Lentik istasyonların TN değerlerinin ortalaması $10,07 \pm 11,17$ mg/L olarak bulunmuştur. Odunpazarı/ Musaözü Barajı (ist no:112) 3,34 mg/L ile en düşük TN değerine sahipken, Beylikova/ Kaymaz Barajı (ist no:73) 54,24 mg/L ile en yüksek TN değerine sahiptir (Çizelge 4.2, Şekil 4.40).



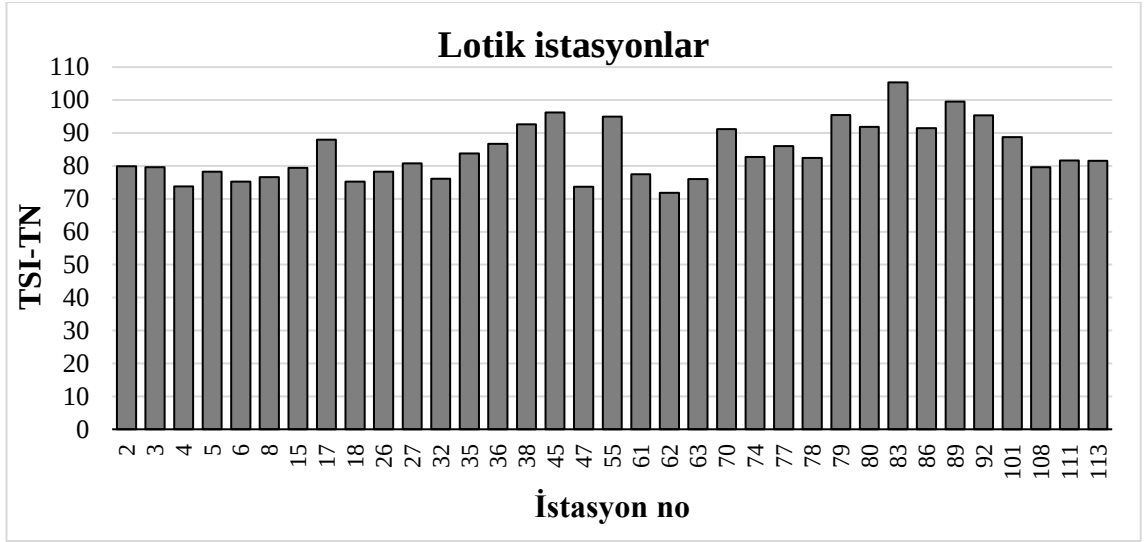
Şekil 4.30. Lentik istasyonların toplam azot (TN) değerleri

TN konsantrasyonlarının 35 lotik akarsu istasyonunun YSKY'e (Resmi Gazete, 2012) göre su kalitesi değerlendirildiğinde 10'unda su kalitesi III. sınıf (orta), 24 istasyon II. sınıf, sadece 1 istasyon ise I. Sınıftır. 21 lentik istasyonunun 4'ünde III. Sınıf, 17'sinde II. sınıf kalitededir. OECD (1999) kriterlerine göre ise lotik istasyonlarda 2 istasyon V. sınıf, 12 istasyon IV. sınıf, 18 istasyon III. sınıf, 2 istasyonda ise II. sınıf su kalitesindedir. Lentik istasyonlarda 2 istasyon V. sınıf, 5 istasyon 4. sınıf, 12 istasyon 3. sınıf, 2 istasyon ise II. sınıf su kalitesindedir. OECD kriterlerine göre TN değerleri açısından lotik ve lentik istasyonlarda I. sınıf su kalitesinde istasyon bulunmamaktadır.

4.1.15. TN değerlerine karşı Trofik Seviye İndeksi (TSI-TN) değerleri

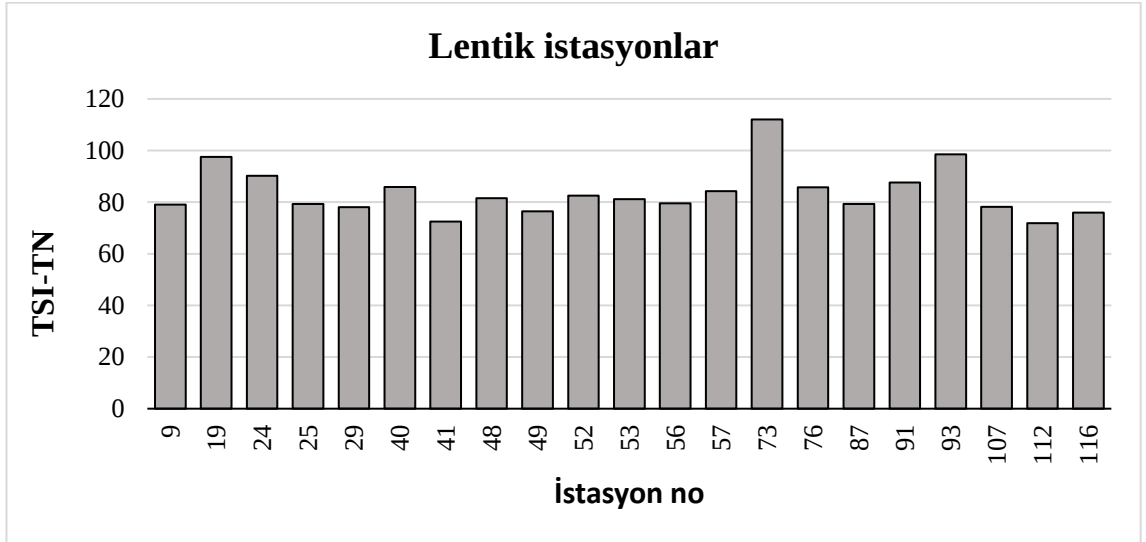
Trofik Seviye İndeksi (TSI) hesaplama denklemlerine göre TN konsantrasyonlarına karşılık gelen TSI-TN değerlerinin grafiği Şekil 4.29'da verilmiştir. Akarsu istasyonlarının TSI-TN değerleri incelendiğinde Seyitgazi/ Yazıdere/ Seydi Çayı (ist no:83) en yüksek TSI-TN değerlerine sahiptir. Akarsu istasyonların ortalama TSI-TN değerleri $84,20 \pm 8,45$ olarak bulunmuştur (Şekil 4.31).

Lentik istasyonların TSI-TN değerleri incelendiğinde Odunpazarı/ Musaözü Barajı (ist no:112); 71,86 ile en düşük, Beylikova/ Kaymaz Barajı (ist no:73) 112,06 ile en yüksek değere sahiptir. İstasyonların ortalama TSI-TN değerleri $83,70 \pm 9,52$ olarak bulunmuştur.



Şekil 4.31. Lotik istasyonların TN-TSI-TN değerleri

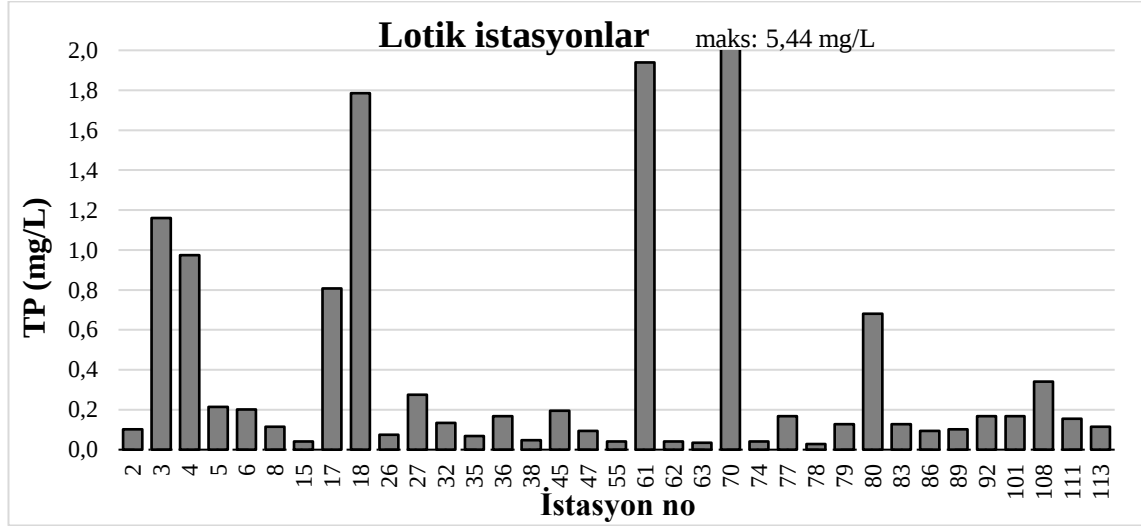
TN değerlerine dayalı Carlson TSI-TN değerlerinin minimum konsantrasyonları yaklaşık 71 olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1 ve 4.2) Bu değerlere göre tüm TSI-TN değerleri hiperötrofik sınır değer olarak kabul edilen 62'nin üzerinde tespit edildiği için tüm istasyonlar TSI-TN'ye göre hiperötrofik karakterdedir.



Şekil 4.32. Lentik istasyonların TSI-TN değerleri

4.1.16. Toplam fosor (TP) değerleri

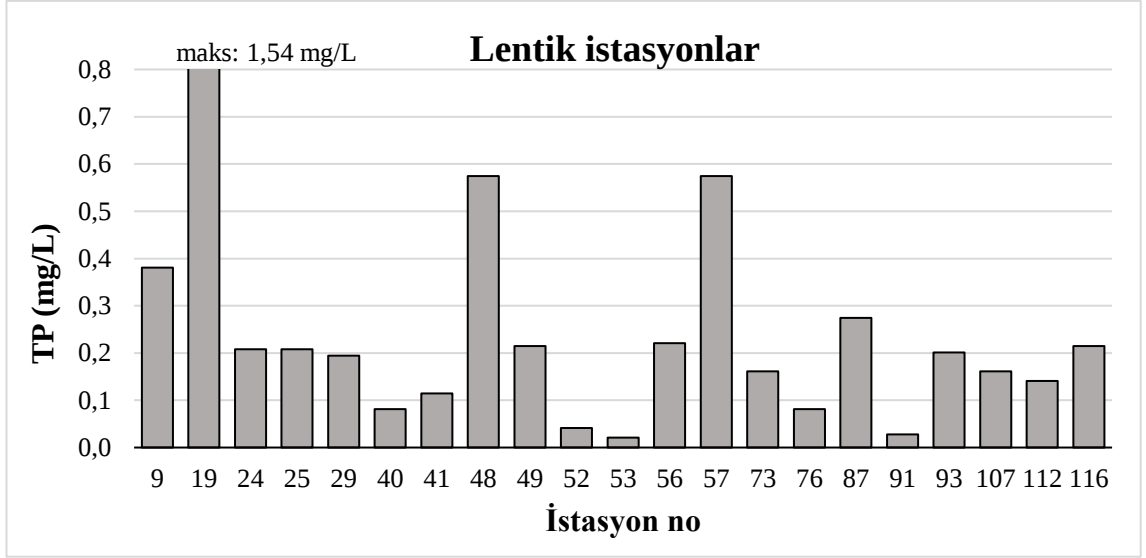
Akarsu istasyonlarının ortalama TP değerleri $0,46 \pm 0,98$ mg/L olarak saptanmıştır. En yüksek TP değerlerine Mahmudiye/Mesudiye/Seydi Çayı (ist no:70) 5,44 mg/L ile istasyonu sahipken, Çifteler/ Körhasan/ Sakarya nehri (ist no:78) 0,028 mg/L ile en düşük değerlere sahip olmuştur (Çizelge 4.1, Şekil 4.33).



Şekil 4.33. Lotik istasyonların TP değerleri

Lentik istasyonların ortalama TP değerleri; $0,27 \pm 0,33$ mg/L olarak saptanmıştır. En yüksek TP değerlerine 1,54 mg/L ile Yayıklı Göleti (ist no:19); istasyonu sahipken, Sivrihisar/Koçaş Göleti (ist no:53); 0,02 mg/L ile en düşük değerlere sahiptir (Çizelge 4.2, Şekil 4.34).

TP değerlerinin YSKY (Resmi Gazete, 2012) kriterlerine göre su kalitesi değerlendirildiğinde lotik istasyonlardan 13 istasyon III. sınıf, 13 istasyon II. sınıf ve 9 istasyonu ise I. sınıf su kalitesinde belirlenmiştir. Lentik istasyonlarda ise 10 istasyon 3. sınıf, 8 istasyon II. sınıf ve 3 istasyon I. sınıf su kalitesindedir. OECD (1999) kriterlerine göre ise lotik istasyonların 4'ü V. sınıf, 3'ü IV. sınıf, 4'ü III. sınıf, 13'ü II. sınıf ve 11'i I. sınıf su kalitesinde tespit edilmiştir. Lentik istasyonlarda 1 istasyon V. sınıf, 2 istasyon IV. sınıf, 5 istasyon III. sınıf, 8 istasyon II. sınıf ve 5 istasyon I. sınıf su kalitesinde tespit edilmiştir.

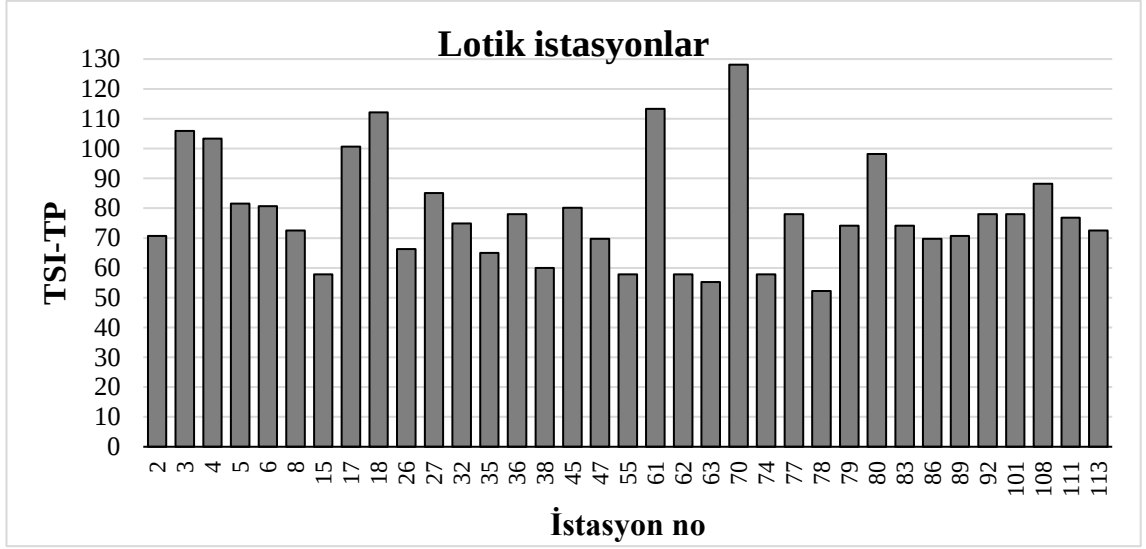


Şekil 4.34. Lentik istasyonların TP değerleri

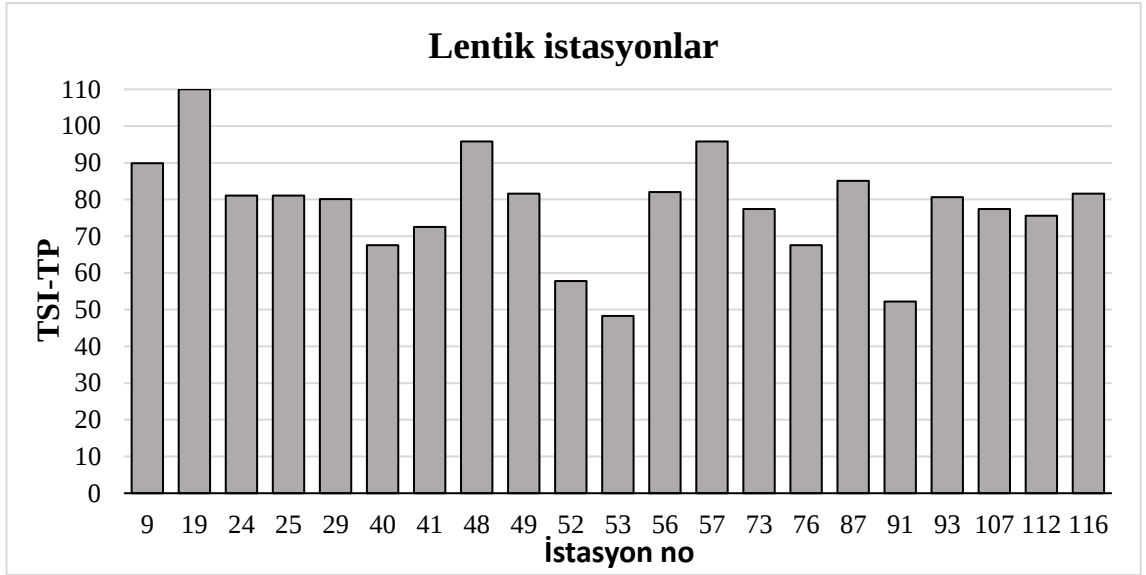
4.1.17. Toplam fosfor (TP) değerlerine karşı Trofik Seviye İndeksi (TSI)-TP değerleri

Metod ve materyal kısmında verildiği gibi Trofik Seviye İndeksi (TSI) hesaplama denkleminde göre TP değerlerine karşılık TSI-TP değerleri grafiği Şekil 4.33’de verilmiştir. Akarsu istasyonlarının TSI-TP değerleri incelendiğinde 52,19 değeri ile Çifteler/ Körhasan/ Sakarya Nehri (ist no: 78) en düşük TSI-TP değerine sahipken, Mahmudiye/ Mesudiye/ Seydi çayı (ist no: 70) 128,17 ile en yüksek TSI-TP değerine sahiptir. Akarsu istasyonlarının ortalama TSI-TP değeri $78,44 \pm 18,18$ olarak bulunmuştur (Çizelge 4.1, Şekil 4.35).

Lentik istasyonların TSI-TP değerleri incelendiğinde 48,26 değeri ile Sivrihisar/ Koçaş göleti (ist no: 53); en düşük TSI-TP değerine sahipken, Yayıklı Göleti (İst. no: 19) 109,98 ile en yüksek TSI-TP değerine sahiptir. Lentik istasyonların ortalama TSI -TP değerleri $78,14 \pm 14,37$ olarak bulunmuştur (Çizelge 4.2, Şekil 4.36).



Şekil 4.35. Lotik istasyonların TP değerlerine karşı (TSI)-TP değerleri



Şekil 4.36. Lentik istasyonların TP- TSI-TP değerleri

TSI-TP değerlere göre ise lentik habitatlarından 7'si, lotik habitatlardan ise 3'ü ötrofik karakterde tespit edilirken, diğer tüm istasyonlar sınır değer olan 62'nin üzerinde olduğu için hipertrofik karakterde olmuştur.

4.2. Biyolojik Bulgular

Örnekleme yapılan lotik istasyonların 5 tanesinde diyatomelere rastlanmamıştır. Bu istasyonlar 27, 86, 101,108 ve 113 nolu istasyonlardır. Eskişehir il sınırında bulunan 30 tanesi lotik 21 tanesi lentik olmak üzere toplam 51 istasyonda toplam 265 diyatome taksonu tespit edilmiştir. Tespit edilen taksonlara ait liste Çizelge 4.3'te verilmiştir. 30 lotik akarsu istasyonlarında toplam 235 diyatome taksonu tespit edilmiştir. 21 lentik istasyonun tamamında diyatome taksonları belirlenmiş ve toplam 173 takson kaydedilmiştir. Tespit edilen 265 diyatome taksonunun 83 tanesi sadece lotik istasyonlarda tespit edilirken, 31 tanesi sadece lentik istasyonlarda tespit edilmiştir.

Tespit edilen diyatome taksonları içinde en çok türle temsil edilen takson 29 takson ile *Nitzschia* cinsi olmuştur. Bu cinsi 23 takson ile *Navicula* takip etmiştir. *Gomphonema* 20 taksonla üçüncü en çok temsil edilen cins olurken, *Cymbella* 17 taksonla bu cinsi takip etmiştir. *Ulnaria* ve *Tryblionella* 11'er tür ile temsil edilirken, *Encyonema* ve *Surirella* 7'şer tür ile temsil edilmişlerdir.

Çalışmada en çok tespit edilen tür 39 tekerrür oranı ile *Cocconeis placentula* olmuştur. Bu türü 32 ve 31 tekerrür oranlarına sahip *Ulnaria ulna* ve *Ulnaria biceps* takip etmektedir. 30 tekerrür oranına sahip *Nitzschia amphibia* türünü *Cymbella affinis* ve *Rhoicosphenia abbreviata* 29'ar tekerrür oranı ile takip etmişlerdir. *Achnanthidium minutissimum* ve *Cocconeis pediculus* 27'şer tekerrür oranı ile tespit edilirken, *Nitzschia palea* 26, *Diatoma vulgare* ve *Gomphonema parvulum* 24'er tekerrür oranlarında tespit edilmişlerdir. Nispi bolluk oranı en yüksek tespit edilen *Humidophila* sp.'nin tekerrür oranı ise 23 olarak belirlenmiştir. Tespit edilen 67 taksonun tekerrür oranı 1, 38 taksonun 2, 26 taksonun 3 ve 13 taksonun tekerrür oranı 4 olarak kaydedilmiştir (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.3. Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları

Taksonlar	Akronim	Lotik	Lentik	Tekerrür
<i>Achnantheidium gracillimum</i> (F.Meister) Lange-Bertalot	<i>Ach gra</i>	+	+	5
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	<i>Ach min</i>	+	+	27
<i>Achnantheidium minutissimum</i> var. <i>jackii</i> (Rabenhorst) Lange-Bertalot	<i>Ach jac</i>	+	+	3
<i>Amphora aequalis</i> Krammer	<i>Amp aeq</i>	+	+	8
<i>Amphora commutata</i> Grunow	<i>Amp com</i>	+	+	5
<i>Amphora eximia</i> J.R.Carter	<i>Amp exi</i>	+		1
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	<i>Amp lib</i>	+	+	17
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	<i>Amp ova</i>	+	+	13
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	<i>Amp ped</i>	+	+	23
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> Pfitzer	<i>Ano sph</i>	+	+	7
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	<i>Ast for</i>		+	1
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	<i>Aul gra</i>		+	4
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	<i>Aul ita</i>	+	+	6
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F.Müller) T.Marsson	<i>Bac pax</i>	+	+	5
<i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) R.Ross	<i>Bra vit</i>	+	+	3
<i>Caloneis</i> sp1.	<i>Cal sp1</i>	+		1
<i>Caloneis</i> sp2.	<i>Cal sp2</i>	+		1
<i>Caloneis</i> sp3.	<i>Cal sp3</i>	+		1
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	<i>Cal amp</i>	+		3
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	<i>Cal bac</i>	+	+	5
<i>Caloneis biconstrictoides</i> Levkov	<i>Cal bic</i>	+		1
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	<i>Cal sil</i>	+	+	2
<i>Caloneis ventricosa</i> var. <i>truncatula</i> (Grunow) Meister	<i>Cal ven</i>	+	+	2
<i>Campylodiscus echeneis</i> Ehrenberg ex Kützing	<i>Cam ech</i>		+	1
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	<i>Coc ped</i>	+	+	27
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	<i>Coc pla</i>	+	+	39
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Cleve	<i>Coc eug</i>	+	+	13
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehrenberg	<i>Coc scu</i>	+		2
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D.G.Mann	<i>Cra amb</i>	+		5
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann	<i>Cra cus</i>	+		1
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G.Mann	<i>Cra hal</i>	+	+	4
<i>Craticula</i> sp.	<i>Cra sp</i>	+		1
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Hustedt) Round	<i>Cyc dub</i>	+	+	13
<i>Cyclotella distinguenda</i> Hustedt	<i>Cyc dis</i>	+		3
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	<i>Cyc men</i>	+	+	17
<i>Cymatopleura apiculata</i> W.Smith	<i>Cya api</i>	+		1
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W.Smith	<i>Cya ell</i>	+	+	5
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W.Smith	<i>Cya sol</i>	+	+	11

Çizelge 4.3 Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları (Devam)

<i>Cymbella</i> sp.	<i>Cym</i> sp		+	2
<i>Cymbella affinis</i> Krammer	<i>Cym</i> afs		+	1
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	<i>Cym</i> aff	+	+	29
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) O.Kirchner	<i>Cym</i> cis	+	+	10
<i>Cymbella cistula</i> var. <i>maculata</i> (Kützing) Van Heurck	<i>Cym</i> mac		+	1
<i>Cymbella compacta</i> Østrup	<i>Cym</i> com	+		1
<i>Cymbella cymbiformis</i> C.Agardh	<i>Cym</i> cym	+	+	10
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	<i>Cym</i> exc	+		4
<i>Cymbella excisiformis</i> Krammer	<i>Cym</i> exf	+	+	8
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	<i>Cym</i> hel	+	+	10
<i>Cymbella heterogibbosa</i> H.Kobayasi & Mayama	<i>Cym</i> het	+	+	5
<i>Cymbella hustedtii</i> Krasske	<i>Cym</i> hus	+	+	7
<i>Cymbella lanceolata</i> C.Agardh	<i>Cym</i> lan	+	+	8
<i>Cymbella neoleptoceros</i> Krammer	<i>Cym</i> neo		+	1
<i>Cymbella parva</i> (W.Smith) Kirchner	<i>Cym</i> par	+	+	22
<i>Cymbella perparva</i> Krammer	<i>Cym</i> per		+	1
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	<i>Cym</i> tun	+	+	4
<i>Cymbopleura amphicephala</i> (Nägeli ex Kützing) Krammer	<i>Cyb</i> amp	+	+	12
<i>Cymbopleura apiculata</i> Krammer	<i>Cyb</i> api		+	1
<i>Cymbopleura inaequalis</i> (Ehrenberg) Krammer	<i>Cyb</i> ina	+	+	8
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	<i>Den</i> kue	+	+	22
<i>Diatoma moniliformis</i> (Kützing) D.M.Williams	<i>Dia</i> mon	+	+	6
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	<i>Dia</i> vul	+	+	24
<i>Diploneis burgitensis</i> Prudent	<i>Dip</i> bur	+		1
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	<i>Dip</i> ell	+		2
<i>Diploneis interrupta</i> (Kützing) Cleve	<i>Dip</i> int	+		1
<i>Diploneis oblongella</i> (Nägeli ex Kützing) A.Cleve	<i>Dip</i> obl	+	+	5
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	<i>Dip</i> ova	+		3
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (Ralfs) Dorofeyuk & Kulikovskiy	<i>Ell</i> are	+		6
<i>Encyonema auerswaldii</i> Rabenhorst	<i>Enc</i> aue	+	+	4
<i>Encyonema cespitosum</i> Kützing	<i>Enc</i> ces	+	+	2
<i>Encyonema lange-bertalotii</i> Krammer	<i>Enc</i> lan	+		1
<i>Encyonema leibleinii</i> (C.Agardh) W.J.Silva, R.Jahn, T.A.V.Ludwig, & M.Menezes	<i>Enc</i> lei	+		2
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G.Mann	<i>Enc</i> min	+	+	5
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	<i>Enc</i> sil	+	+	10
<i>Encyonema ventricosum</i> (C.Agardh) Grunow	<i>Enc</i> ven	+		5
<i>Encyonopsis cesatii</i> (Rabenhorst) Krammer	<i>Eny</i> ces	+	+	3
<i>Encyonopsis falaisensis</i> (Grunow) Krammer	<i>Eny</i> fal	+	+	8
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	<i>Eny</i> mic	+	+	9

Çizelge 4.3 Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları (Devam)

<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	<i>Epi adn</i>	+	+	11
<i>Epithemia argus</i> (Ehrenberg) Kützing	<i>Epi arg</i>	+		1
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	<i>Epi sor</i>	+	+	8
<i>Epithemia sorex</i> var. <i>amphicephala</i> Østrup	<i>Epi amp</i>		+	1
<i>Epithemia sorex</i> var. <i>gracilis</i> Hustedt	<i>Epi gra</i>		+	1
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	<i>Epi tur</i>	+	+	7
<i>Eucocconeis flexella</i> (Kützing) F.Meister	<i>Euc fle</i>	+		1
<i>Eunotia arcus</i> Ehrenberg	<i>Eun arc</i>	+	+	5
<i>Eunotia</i> sp.	<i>Eun sp</i>		+	1
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & D.G.Mann	<i>Fal pyg</i>	+	+	4
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	<i>Fra cap</i>	+	+	10
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	<i>Fra cro</i>	+	+	6
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F.Carlson	<i>Fra rum</i>		+	1
<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	<i>Fra ten</i>	+	+	2
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	<i>Fra vau</i>	+	+	14
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	<i>Fru vul</i>		+	1
<i>Gogorevia exilis</i> (Kützing) Kulikovskiy & Kociolek	<i>Gog exi</i>	+		2
<i>Gomphoneis clevei</i> (Fricke) Gil	<i>Gom cle</i>	+	+	7
<i>Gomphonella calcarea</i> (Cleve) R.Jahn & N.Abarca	<i>Gom cal</i>	+	+	6
<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornemann) Rabenhorst	<i>Gom oli</i>	+		6
<i>Gomphonema</i> sp.1	<i>Gom sp1</i>	+		1
<i>Gomphonema</i> sp.2	<i>Gom sp2</i>	+		5
<i>Gomphonema affine</i> Kützing	<i>Gom aff</i>	+	+	11
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Gom ant</i>	+	+	6
<i>Gomphonema angustum</i> C.Agardh	<i>Gom ang</i>	+		2
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	<i>Gom aug</i>	+		2
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	<i>Gom bre</i>	+		2
<i>Gomphonema capitatum</i> Ehrenberg	<i>Gom cap</i>	+	+	12
<i>Gomphonema dichotomum</i> Kützing	<i>Gom dic</i>		+	2
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	<i>Gom gra</i>	+	+	13
<i>Gomphonema insigne</i> W.Gregory	<i>Gom ins</i>	+		1
<i>Gomphonema intricatum</i> Kützing	<i>Gom int</i>	+	+	4
<i>Gomphonema minutum</i> (C.Agardh) C.Agardh	<i>Gom min</i>	+		13
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	<i>Gom par</i>	+	+	24
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) E.Reichardt & Lange-Bertalot	<i>Gom pum</i>	+		9
<i>Gomphonema subclavatum</i> (Grunow) Grunow	<i>Gom sub</i>	+		3
<i>Gomphonema subtile</i> Ehrenberg	<i>Gom sut</i>	+		1
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	<i>Gom tru</i>		+	1
<i>Gomphonema utae</i> Lange-Bertalot & E.Reichardt	<i>Gom uta</i>	+		1
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenberg	<i>Gom vib</i>	+	+	4
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Gyr acu</i>	+	+	13

Çizelge 4.3. Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları (Devam)

<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Gyr att</i>	+	+	10
<i>Gyrosigma terryanum</i> (Peragallo) Cleve	<i>Gyr ter</i>	+	+	3
<i>Halamphora coffeiformis</i> (C.Agardh) Mereschkowsky	<i>Hal cof</i>	+	+	7
<i>Halamphora holsatica</i> (Hustedt) Levkov	<i>Hal hol</i>	+	+	2
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	<i>Hal ven</i>	+	+	11
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	<i>Han amp</i>	+	+	12
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	<i>Hip cap</i>	+	+	2
<i>Humidophila</i> sp.	<i>Hum sp</i>	+	+	23
<i>Iconella hibernica</i> (Ehrenberg) Ruck & Nakov	<i>Ico hib</i>	+		2
<i>Iconella spiralis</i> (Kützing) E.C.Ruck & T.Nakov	<i>Ico spi</i>	+		1
<i>Iconella splendida</i> (Ehrenberg) Ruck & Nakov	<i>Ico spl</i>	+		2
<i>Iconella tenera</i> (W.Gregory) Ruck & Nakov	<i>Ico ten</i>	+		1
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Bukhtiyarova	<i>Kar cle</i>	+		1
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	<i>Lem hun</i>	+		3
<i>Lindavia bodanica</i> (Eulenstein ex Grunow) T.Nakov, Guillory, Julius, Theriot & Alverson	<i>Lin bod</i>		+	3
<i>Lindavia comta</i> (Kützing) T.Nakov & al.	<i>Lin com</i>	+	+	3
<i>Luticola cohnii</i> (Hilse) D.G.Mann	<i>Lut coh</i>	+		1
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G.Mann ex Rarick, S.Wu, S.S.Lee & Edlund	<i>Lut goe</i>	+		2
<i>Luticola nivalis</i> (Ehrenberg) D.G.Mann	<i>Lut niv</i>	+		1
<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G.Mann	<i>Lut ven</i>	+		2
<i>Mastogloia albertii</i> Pavlov, Jovanovska, Wetzel, Ector & Levkov	<i>Mas alb</i>		+	1
<i>Mastogloia elliptica</i> (C.Agardh) Cleve	<i>Mas ell</i>	+	+	2
<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) C.Agardh	<i>Mel lin</i>	+	+	3
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	<i>Mel var</i>	+	+	21
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.Agardh	<i>Mer cir</i>	+		3
<i>Navicula</i> sp.	<i>Nav sp</i>	+	+	3
<i>Navicula angusta</i> Grunow	<i>Nav ang</i>		+	2
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	<i>Nav ant</i>	+	+	14
<i>Navicula capitatoradiata</i> H.Germain ex Gasse	<i>Nav cap</i>	+	+	14
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	<i>Nav cin</i>	+	+	5
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	<i>Nav cry</i>		+	2
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	<i>Nav crp</i>	+	+	19
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	<i>Nav gre</i>	+	+	5
<i>Navicula lanceolata</i> Ehrenberg	<i>Nav lan</i>	+	+	3
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	<i>Nav men</i>	+		2
<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing	<i>Nav obl</i>	+	+	9
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	<i>Nav phy</i>	+		8
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	<i>Nav rad</i>	+	+	11

Çizelge 4.3 Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları (Devam)

<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	<i>Nav rec</i>	+	+	12
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	<i>Nav rei</i>		+	2
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	<i>Nav rhy</i>	+		1
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	<i>Nav ros</i>	+		5
<i>Navicula schroeteri</i> F.Meister	<i>Nav sch</i>	+	+	5
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	<i>Nav tri</i>	+	+	22
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	<i>Nav trv</i>	+	+	2
<i>Navicula veneta</i> Kützing	<i>Nav ven</i>	+	+	11
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	<i>Nav vir</i>	+	+	7
<i>Navicula viridula</i> var. <i>linearis</i> Hustedt	<i>Nav lin</i>	+		1
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	<i>Nei dub</i>	+		1
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	<i>Nit aci</i>	+	+	3
<i>Nitzschia acicularis</i> var. <i>closterioides</i> Grunow	<i>Nit clo</i>	+	+	3
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	<i>Nit amp</i>	+	+	30
<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	<i>Nit bre</i>	+		3
<i>Nitzschia bulnheimiana</i> (Rabenhorst) H.L.Smith	<i>Nit bul</i>	+		1
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	<i>Nit cap</i>	+	+	9
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Nit dis</i>	+	+	10
<i>Nitzschia dubia</i> W.Smith	<i>Nit dub</i>	+		2
<i>Nitzschia elegantula</i>	<i>Nit ele</i>	+		2
<i>Nitzschia flexa</i> Schumann	<i>Nit fle</i>	+		1
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	<i>Nit fon</i>	+	+	10
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	<i>Nit fru</i>	+	+	17
<i>Nitzschia gessneri</i> Hustedt	<i>Nit ges</i>	+	+	6
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	<i>Nit gra</i>		+	1
<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	<i>Nit heu</i>		+	1
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	<i>Nit inc</i>	+	+	12
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow	<i>Nit int</i>	+	+	5
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>tenuis</i> (W.Smith) Grunow	<i>Nit ten</i>	+		3
<i>Nitzschia linearis</i> W.Smith	<i>Nit lin</i>	+	+	12
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	<i>Nit mic</i>	+		2
<i>Nitzschia obtusa</i> W.Smith	<i>Nit obt</i>	+	+	5
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	<i>Nit pal</i>	+	+	26
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	<i>Nit pae</i>	+	+	13
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	<i>Nit rec</i>	+	+	13
<i>Nitzschia scalpelliformis</i> Grunow	<i>Nit sca</i>	+		3
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.Smith	<i>Nit sig</i>	+		1
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith	<i>Nit sio</i>	+	+	10
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	<i>Nit umb</i>	+	+	5
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	<i>Nit ver</i>	+		8
<i>Odontidium hyemale</i> (Roth) Kützing	<i>Odo hye</i>	+		3
<i>Odontidium mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	<i>Odo mes</i>	+		2

Çizelge 4.3 Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları (Devam)

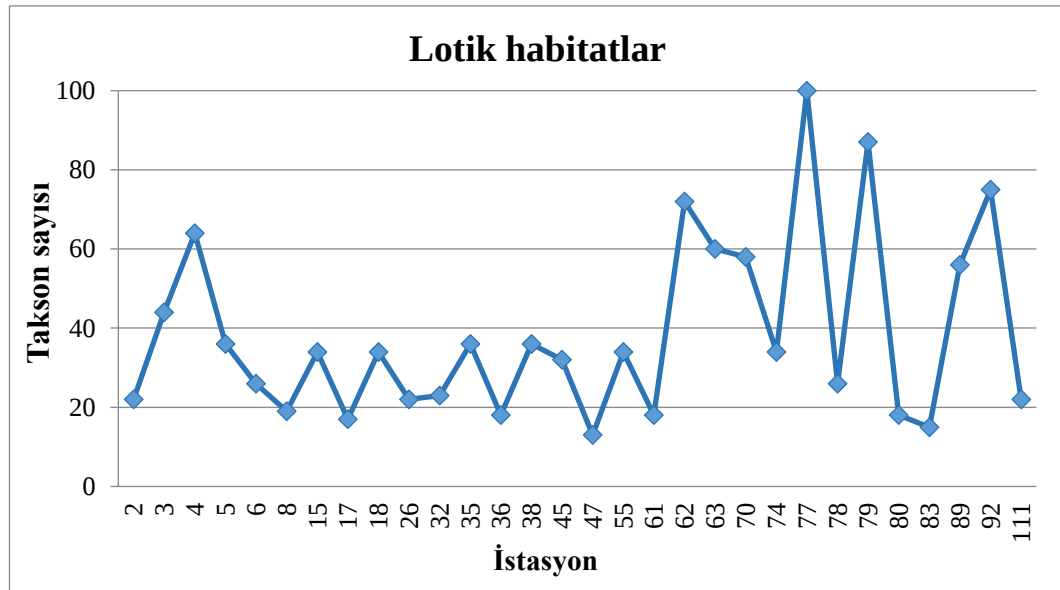
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács	<i>Pan oce</i>	+	+	8
<i>Pinnularia</i> sp.	<i>Pin sp</i>	+		1
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Pin bre</i>	+	+	8
<i>Pinnularia major</i> (Kützing) Rabenhorst	<i>Pin maj</i>	+	+	4
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W.Smith	<i>Pin mes</i>	+		3
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg)	<i>Pin mic</i>	+		1
<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	<i>Pin nob</i>		+	1
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	<i>Pin vir</i>	+		1
<i>Placoneis elginensis</i> (W.Gregory) E.J.Cox	<i>Pla elg</i>	+	+	4
<i>Placoneis exigua</i> (W.Gregory) Mereschkovsky	<i>Pla exi</i>	+		1
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	<i>Pla gas</i>	+	+	2
<i>Planothidium ellipticum</i> (Cleve) M.B.Edlund	<i>Pln ell</i>	+		4
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	<i>Pln lan</i>	+	+	3
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M.Williams & Round	<i>Pse bre</i>	+	+	16
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> var. <i>inflata</i> (Pantocsek) M.B.Edlund	<i>Pse inf</i>	+	+	12
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (W.Smith) E.Morales	<i>Pse par</i>	+		1
<i>Punctastriata lancettula</i> (Schumann) P.B.Hamilton & Siver	<i>Pun lan</i>	+	+	2
<i>Reimeria sinuata</i> (W.Gregory) Kociolek & Stoermer	<i>Rei sin</i>	+	+	5
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	<i>Rho abb</i>	+	+	29
<i>Rhoicosphenia</i> sp.	<i>Rho sp</i>	+		1
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O.Müller	<i>Rhp gib</i>	+	+	11
<i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>ventricosa</i> (Kützing) H.Peragallo & M.Peragallo	<i>Rhp ven</i>		+	1
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O.Müller	<i>Rhp gie</i>	+	+	3
<i>Rhopalodia parallela</i> (Grunow) O.Müller	<i>Rhp par</i>	+	+	2
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	<i>Sel pup</i>	+	+	4
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	<i>Sta anc</i>	+		2
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg	<i>Sta pho</i>		+	1
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	<i>Sta smi</i>	+	+	2
<i>Staurosira leptostauron</i> (Ehrenberg) Kulikovskiy & Genkal	<i>Stu lep</i>	+		2
<i>Staurosirella lapponica</i> (Grunow) D.M.Williams & Round	<i>Str iap</i>	+	+	6
<i>Staurosirella martyi</i> (Héribaude) Morales & Manoylov	<i>Str mar</i>	+		7
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) D.M.Williams & Round	<i>Str pin</i>	+	+	13
<i>Stenopterobia anceps</i> (F.W.Lewis) Brébisson ex Van Heurck	<i>Ste anc</i>	+		2
<i>Stenopterobia curvula</i> (W.Smith) Krammer	<i>Ste cur</i>	+		1

Çizelge 4.3 Eskişehir ili sınırlarında bulunan lotik ve lentik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları (Devam)

<i>Stephanodiscus</i> sp.	<i>Stp sp</i>		+	1
<i>Stephanodiscus astraea</i> (Kützing) Grunow	<i>Stp ast</i>	+		1
<i>Surirella angusta</i> Kützing	<i>Sur ang</i>	+		6
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	<i>Sur bre</i>	+	+	12
<i>Surirella crumena</i> Brébisson ex Kützing	<i>Sur cru</i>	+		3
<i>Surirella linearis</i> W.Smith	<i>Sur lin</i>	+		1
<i>Surirella minuta</i> Brébisson ex Kützing	<i>Sur min</i>	+	+	9
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	<i>Sur ova</i>	+		6
<i>Surirella striatula</i> Turpin	<i>Sur str</i>		+	1
<i>Tabularia fasciculata</i> (C.Agardh) D.M.Williams & Round	<i>Tab fac</i>	+	+	8
<i>Tabularia tabulata</i> (C.Agardh) Snoeijis	<i>Tab tab</i>	+	+	5
<i>Tryblionella acuminata</i> W.Smith	<i>Try acm</i>	+		1
<i>Tryblionella angustata</i> var. <i>acuta</i> (Grunow) Bukhtiyarova	<i>Try act</i>	+		2
<i>Tryblionella angustata</i> W.Smith	<i>Try ang</i>	+	+	9
<i>Tryblionella angustatula</i> (Lange-Bertalot) Cantonati & Lange-Bertalot	<i>Try anu</i>	+	+	4
<i>Tryblionella apiculata</i> W.Gregory	<i>Try api</i>	+	+	11
<i>Tryblionella calida</i> (Grunow) D.G.Mann	<i>Try cal</i>	+		1
<i>Tryblionella circumsuta</i> (Bailey) Ralfs	<i>Try cir</i>	+		1
<i>Tryblionella debilis</i> Arnott ex O'Meara	<i>Try deb</i>	+		1
<i>Tryblionella gracilis</i> W.Smith	<i>Try gra</i>		+	2
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Frenguelli	<i>Try hun</i>	+	+	11
<i>Tryblionella levidensis</i> W.Smith	<i>Try lev</i>	+		1
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	<i>Uln acu</i>	+	+	14
<i>Ulnaria aequalis</i> (Kützing) D.M.Williams & Van de Vijver	<i>Uln aeq</i>	+	+	15
<i>Ulnaria amphirhynchus</i> (Ehrenberg) Compère & Bukhtiyarova	<i>Uln amp</i>		+	1
<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère	<i>Uln bic</i>	+	+	31
<i>Ulnaria capitata</i> (Ehrenberg) Compère	<i>Uln cap</i>	+	+	3
<i>Ulnaria danica</i> (Kützing) Compère & Bukhtiyarova	<i>Uln dan</i>	+	+	6
<i>Ulnaria delicatissima</i> (W.Smith) Aboal & P.C.Silva	<i>Uln del</i>	+	+	12
<i>Ulnaria oxyrhynchus</i> (Kützing) Aboal	<i>Uln oxy</i>	+	+	13
<i>Ulnaria ramesii</i> (Héribaud) T.Ohtsuka	<i>Uln ram</i>	+		1
<i>Ulnaria</i> sp.	<i>Uln sp</i>	+		1
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	<i>Uln uln</i>	+	+	32
235				173

Lotik istasyonlarda en düşük takson sayısı 13 taksonun tespit edildiği 47. istasyonda (Mihaliççık/ Kayı) tespit edilmiştir. En yüksek takson sayısı ise 100 taksonun gözlemlendiği 77. istasyonda (Sivrihisar/ Aktaş) kaydedilmiştir (Şekil 4.37). Lentik istasyonlarda ise en düşük takson sayısı 1 olarak 53. istasyonda (Sivrihisar/ Koçaş göleti) tespit edilmiştir. Bu istasyonda tespit edilen en tek tür *Humidophila* sp. olmuştur. İkinci en düşük takson sayısı 52. istasyonda 3 olarak belirlenmiştir. Bu istasyonda da en baskın tür % 99 nispi bollukla *Humidophila* sp. olmuştur. En yüksek takson sayısı ise 56 takson kaydedilen 107. istasyonda (Odunpazarı/ Ilıca barajı) belirlenmiştir. Bu istasyonu 54 takson kaydedilen 76. İstasyon (Sivrihisar/ Bahçecik göleti) takip etmiştir (Şekil 4.38).

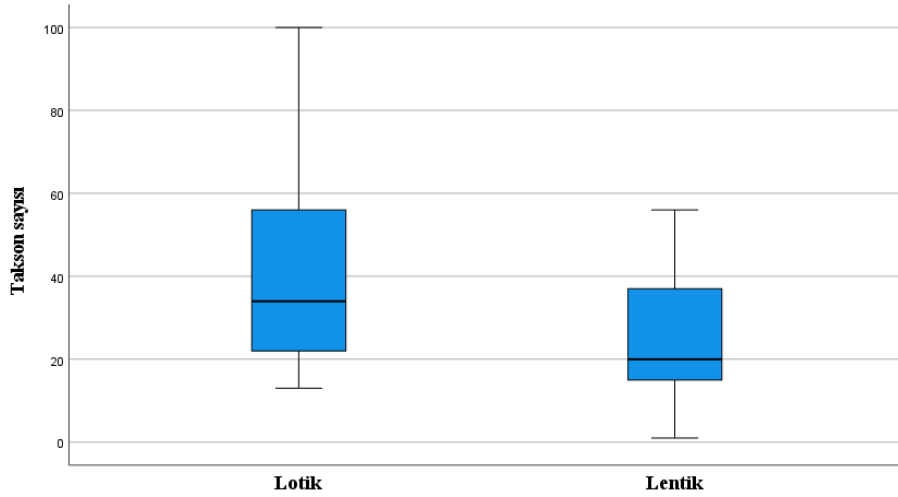
Lotik istasyonlarda tespit edilen ortalama takson sayısı $38,37 \pm 22,92$ (medyan 34) olarak belirlenirken, lentik istasyonlarda ortalama takson sayısı $24,86 \pm 15,84$ (medyan 20) olmuştur. Mann Whitney-U testine göre lotik ve lentik istasyonların takson sayılarının oranında anlamlı farklılık tespit edilmiştir ($U: 210,5, p: 0,045$) (Şekil 4.39).



Şekil 4.37. Lotik istasyonlardaki takson sayısı



Şekil 4.38. Lentik istasyonlardaki takson sayısı

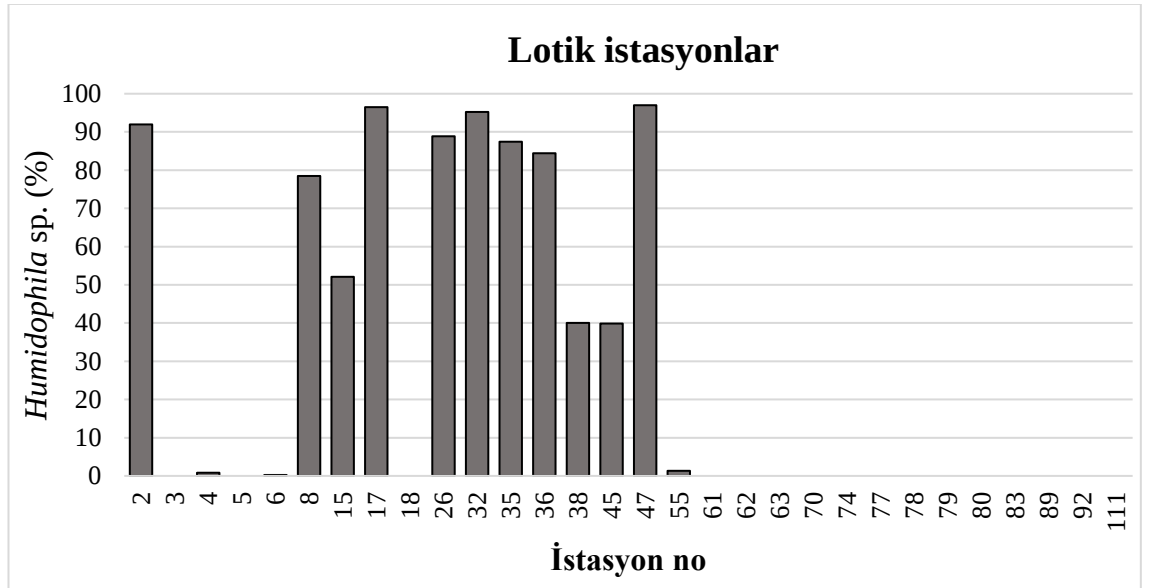


Şekil 4.39. Lotik ve Lentik istasyonların takson sayılarının değişimi

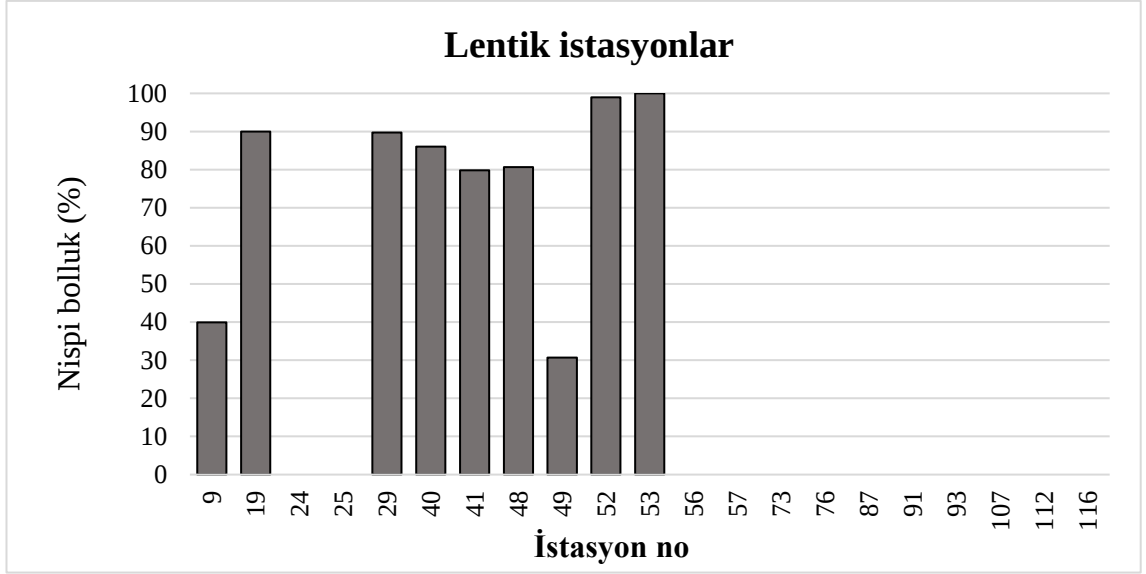
Humidophila sp. % 40,93 ile nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda en yüksek oranda tespit edilen takson olarak belirlenmiştir. Lotik istasyonlarda 14 (Şekil 4.40), lentik noktalarda ise 9 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.41), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 23 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,22 (6. istasyon, Mihalgazi/ Alpagut/ Sakarya nehri) ile % 97 (47. istasyon, Mihalıççık/ Kayı)

arasında değişmiştir (Şekil 4.40). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 30,67 (49. istasyon, Mihaliççık/ Ahırköyü Göleti) ile % 100 (53. istasyon, Sivrihisar/ Koçaş Göleti) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.41). % 100 olarak belirlendiği nokta olan 53. istasyonda bu takson dışında başka diyatome taksonu tespit edilememiştir.

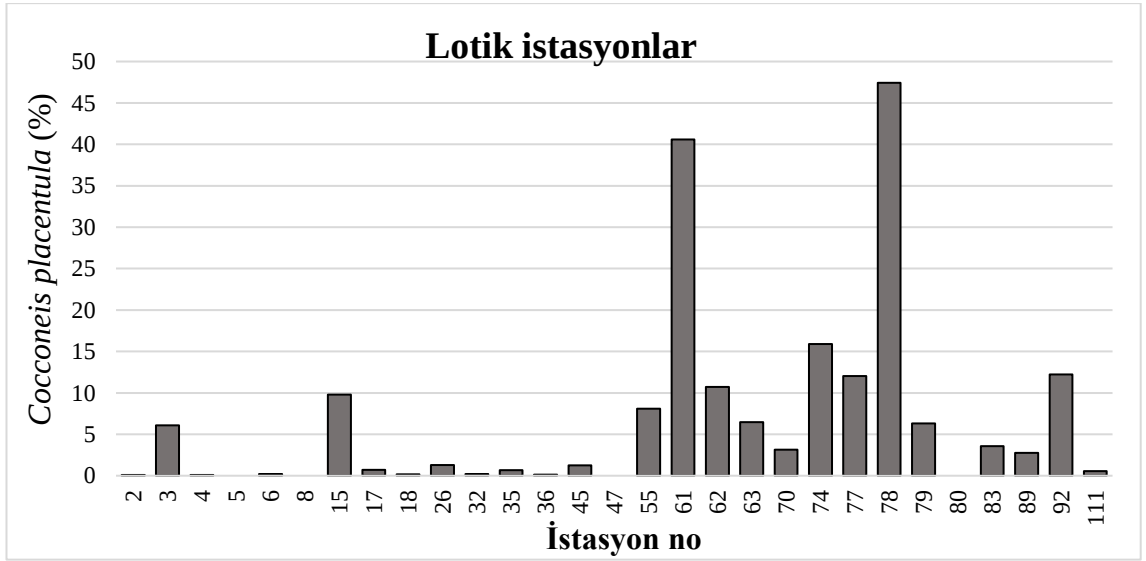
Cocconeis placentula'nın tüm istasyonlarda nispi bolluk değeri % 7,05 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 25 (Şekil 4.42), lentik istasyonlarda ise 14 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.43), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 39 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarındaki nispi bolluğu % 0,07 (4. istasyon, Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı) ile % 47,4 (78. istasyon, Çifteler/ Körhasan/ Sakarya nehri) arasında değişmiştir (Şekil 4.42). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,24 (40. istasyon, Mihaliççık/ Bahtiyar göleti) ile % 10,73 (9. istasyon, Tepebaşı/ Keskin barajı) arasında kaydedilmiştir (Şekil 4.43).



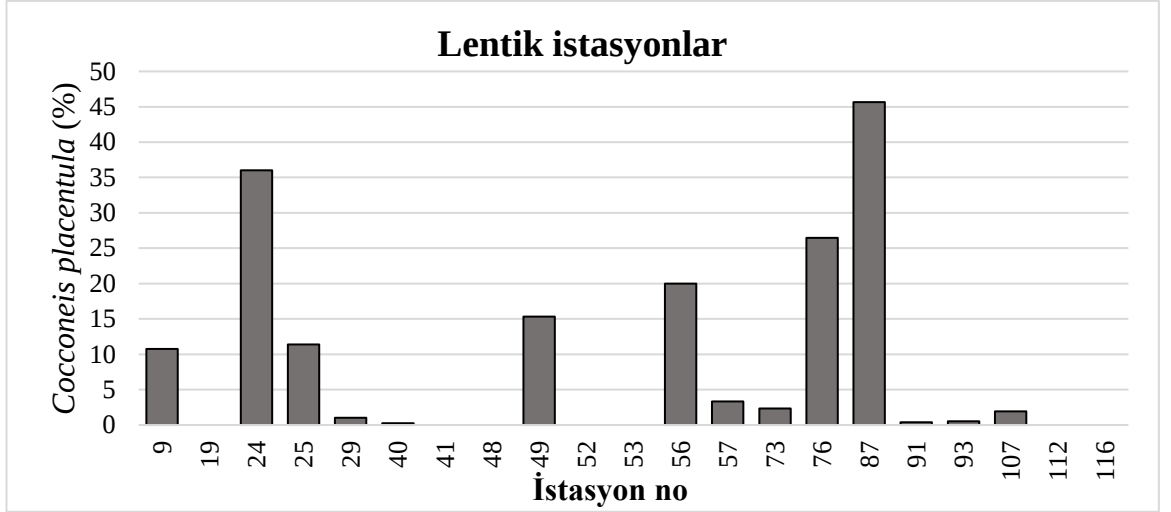
Şekil 4.40. *Humidophila* sp.'nin lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi



Şekil 4.41. *Humidophila* sp.’nin lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

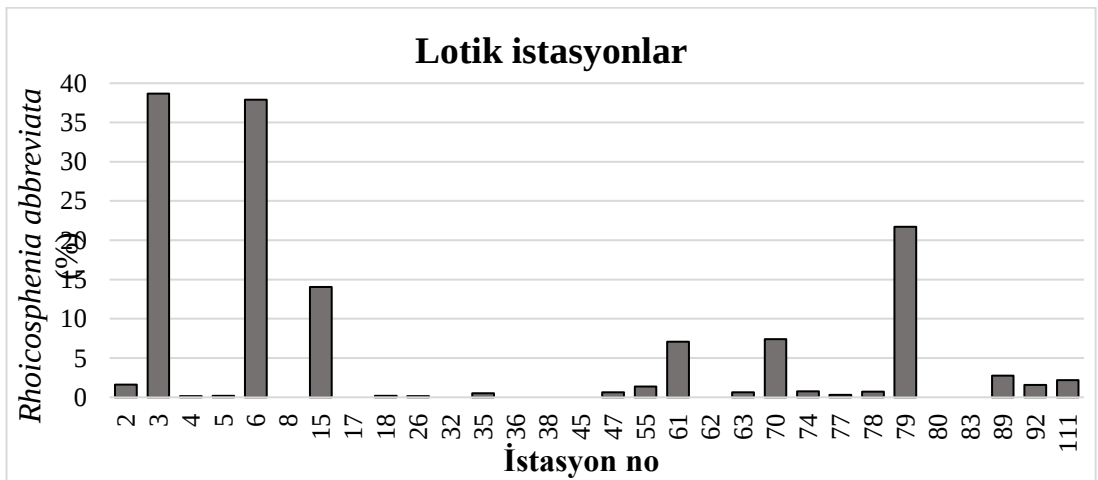


Şekil 4.42. *Cocconeis placentula*’nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

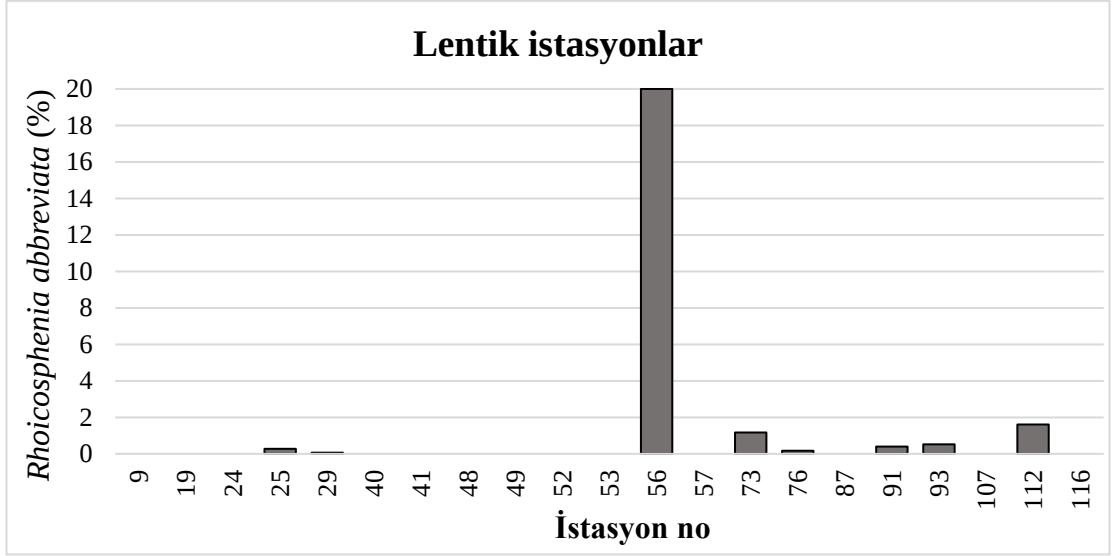


Şekil 4.43. *Cocconeis placentula*'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Rhoicosphenia abbreviata'nın tüm istasyonlardaki nispi bolluk değeri % 4,25 olarak tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 21 (Şekil 4.44), lentik noktalarda ise 8 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.45), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 29 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,14 (4. istasyon, Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı) ile % 38,6 (3. istasyon, Sarıcakaya/ Kapıkaya /Sakarya nehri) arasında değişmiştir (Şekil 4.44). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,06 (29. istasyon, Alpu/ Sakarıkaracaören/ Gökçekaya barajı) ile % 20 (56. istasyon, Günyüzü/ Kavuncu göleti) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.45).

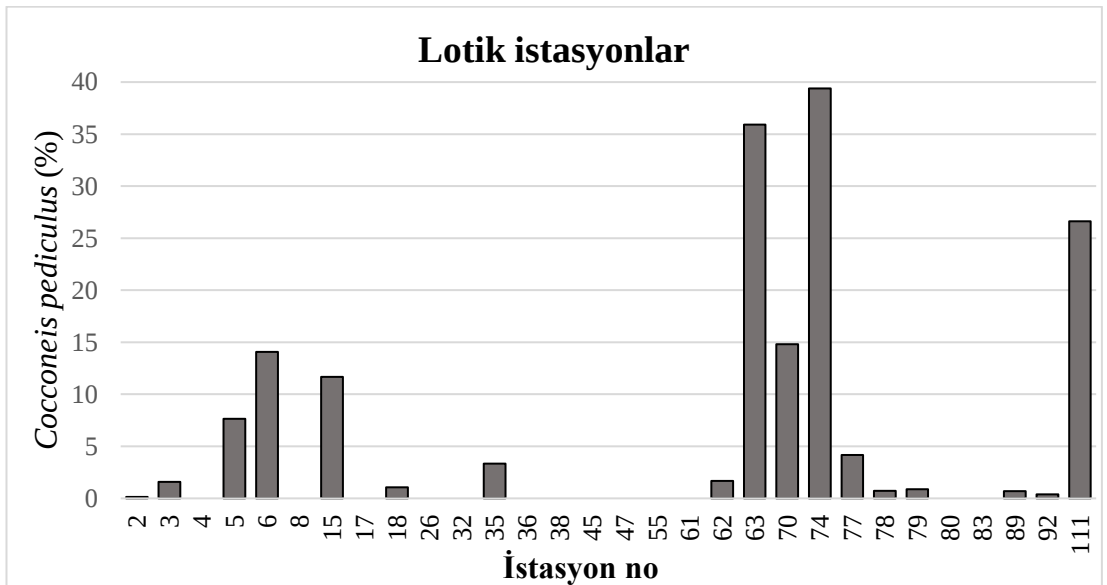


Şekil 4.44. *Rhoicosphenia abbreviata*'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

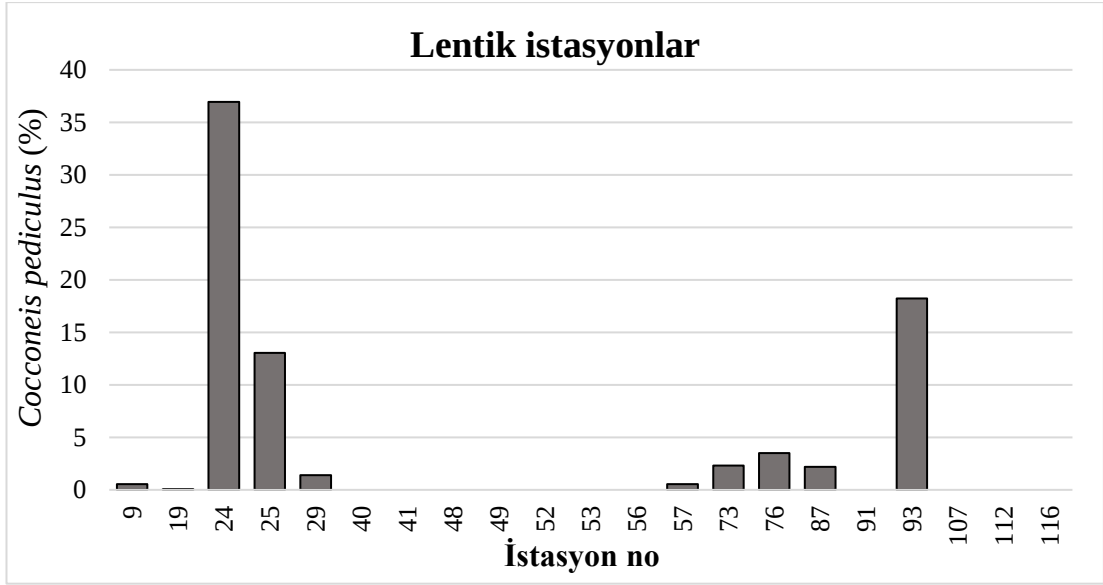


Şekil 4.45. *Rhoicosphenia abbreviata* 'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Cocconeis pediculus'un tüm istasyonlarda tespit edilen nispi bolluk değeri % 4,00'tür. Lotik istasyonlarda 17 (Şekil 4.46), lentik noktalarda ise 10 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.47), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 27 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,15 (2. istasyon, Sarıcakaya/ İğdir/Sakarya nehri) ile % 39,39 (74. istasyon, Beylikova/ Okçu) arasında değişmiştir (Şekil 4.46). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,06 (19. istasyon, Beylikova/ Beylikahır barajı) ile % 36,93 (24. istasyon, Alpu/ Büğdüz göleti) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.47).



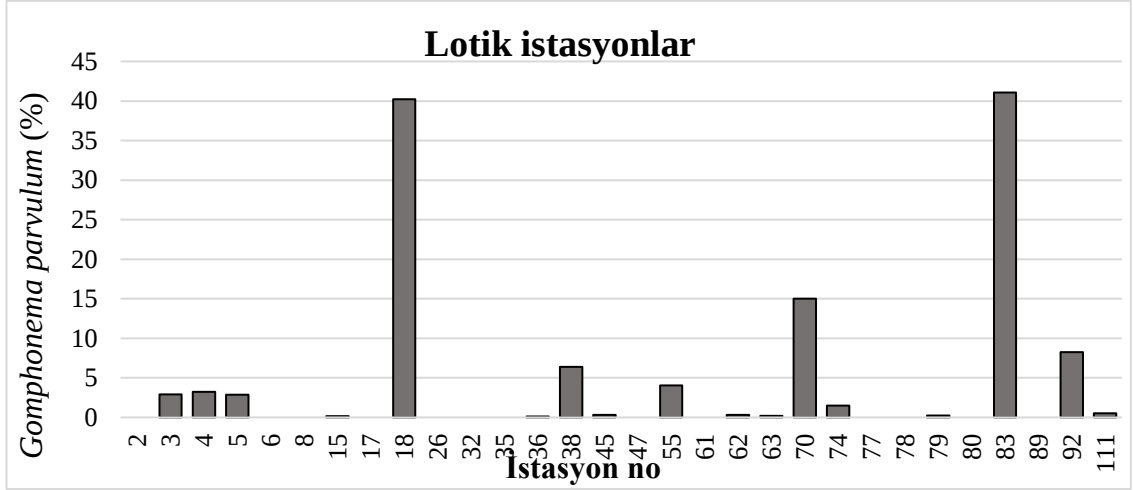
Şekil 4.46. *Cocconeis pediculus*'un lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi



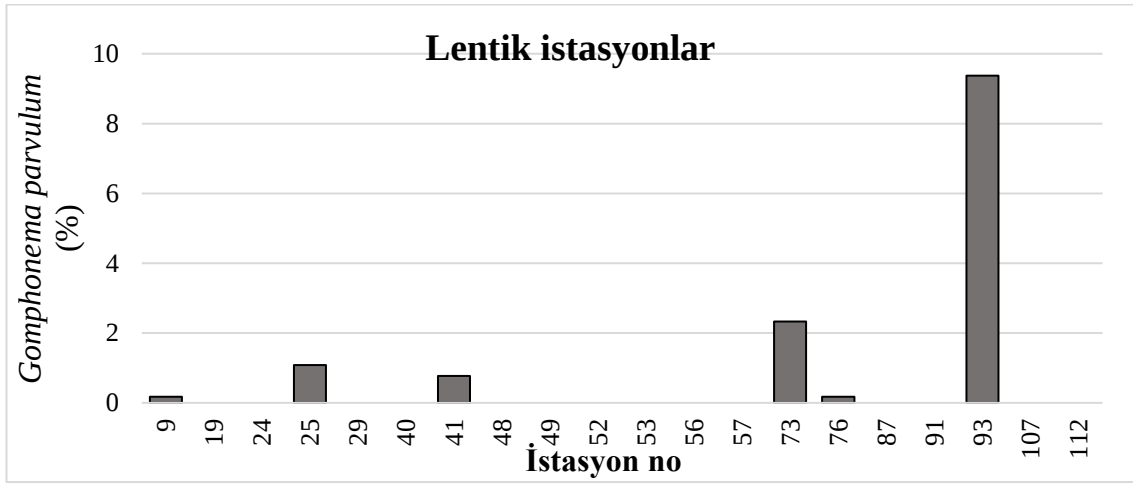
Şekil 4.47. *Cocconeis pediculus*'un lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Gomphonema parvulum'un tüm istasyonlarda tespit edilen nispi bolluk değeri % 2,63 olarak tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 17 (Şekil 4.48), lentik noktalarda ise 7 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.49), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 24 bulunmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,11 (36. istasyon, Sivrihisar/ Biçer) ile % 41,07 (83. istasyon, Seyitgazi/ Yazıdere/ Seydi çayı) arasında değişmiştir (Şekil 4.48). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,17 (76. istasyon, Sivrihisar/ Bahçecik göleti) ile % 9,38 (93. istasyon, Seyitgazi/ Çatören barajı) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.49).

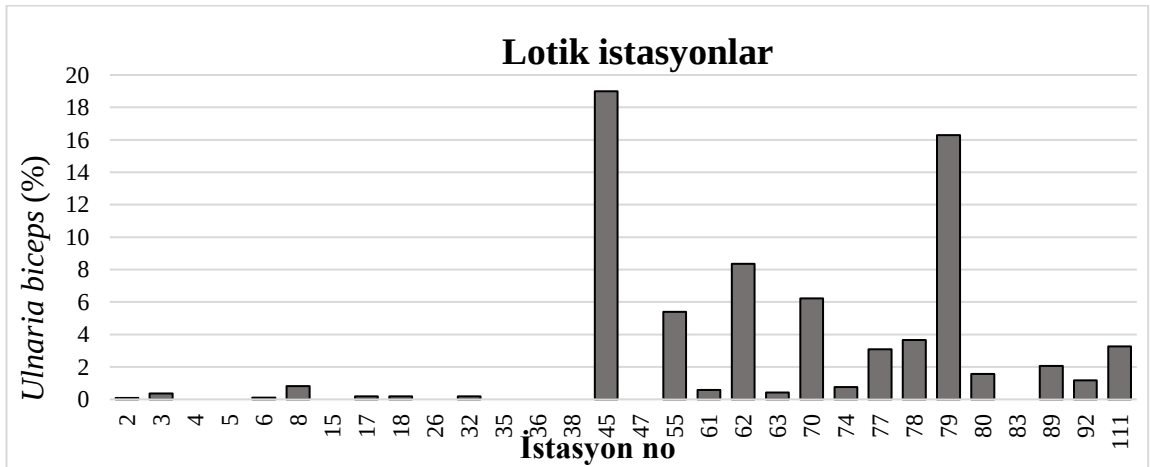
Ulnaria biceps'in nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 1,45 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 20 (Şekil 4.50), lentik noktalarda ise 10 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.51), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 31 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,08 (2. istasyon, Sarıcakaya/ İğdir/Sakarya nehri) ile % 19 (45. istasyon, Mihaliççık/ Gürleyik şelalesi) arasında değişmiştir (Şekil 4.50). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,12 (49. istasyon, Mihaliççık/ Ahırköyü göleti) ile % 2,17 (87. istasyon, Han/ Üççam göleti) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.51).



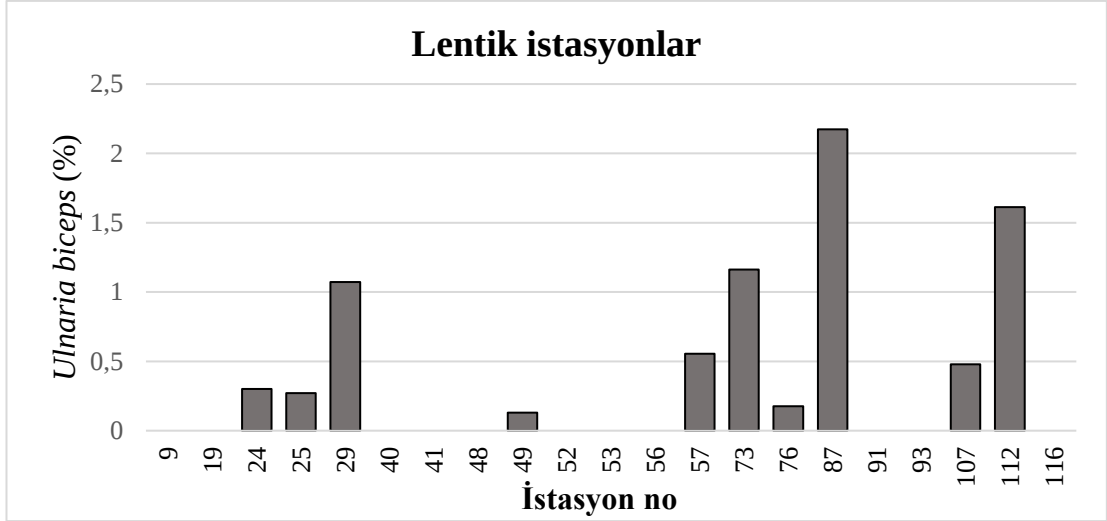
Şekil 4.48. *Gomphonema parvulum* 'un lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi



Şekil 4.49. *Gomphonema parvulum* 'un lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

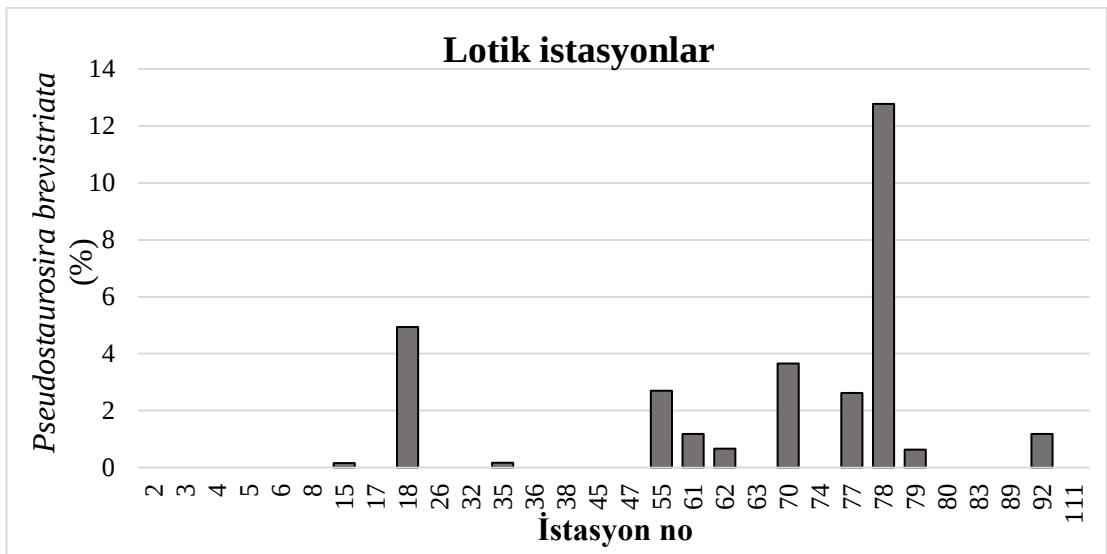


Şekil 4.50. *Ulnaria biceps* 'in lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi



Şekil 4.51. *Ulnaria biceps*'in lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Pseudostaurosira brevistriata'nın nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 1,20 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 11 (Şekil 4.52), lentik noktalarda ise 5 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.53), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 16 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,15 (15. istasyon, Alpu/ Bahçecik) ile % 12,77 (78. istasyon, Çifteler/ Körhasan/ Sakarya nehri) arasında değişmiştir (Şekil 4.52). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 1,66 (57. istasyon, Günyüzü/ Mercan göleti) ile % 62,5 (91. istasyon, Seyitgazi/ Yapıldak göleti) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.53).

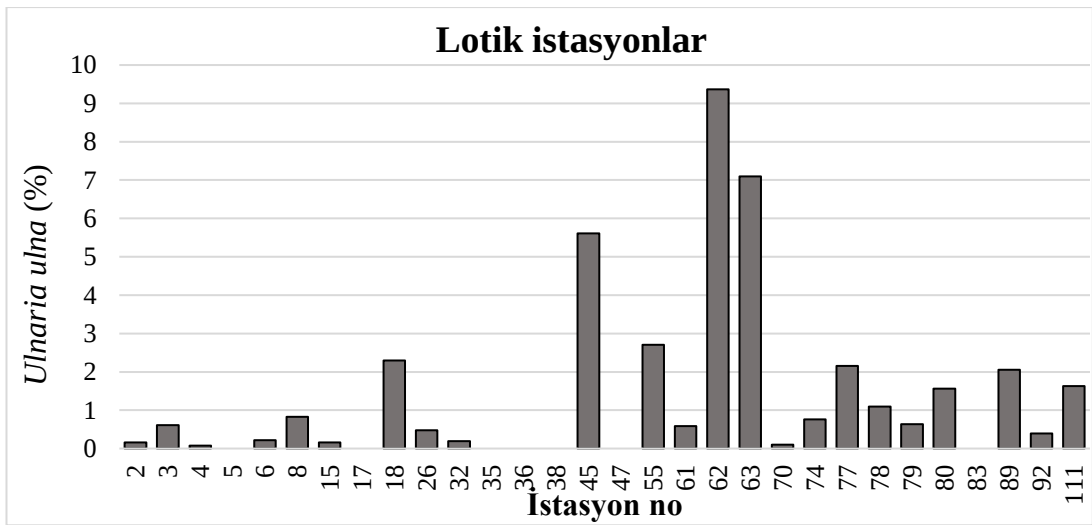


Şekil 4.52. *Pseudostaurosira brevistriata*'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

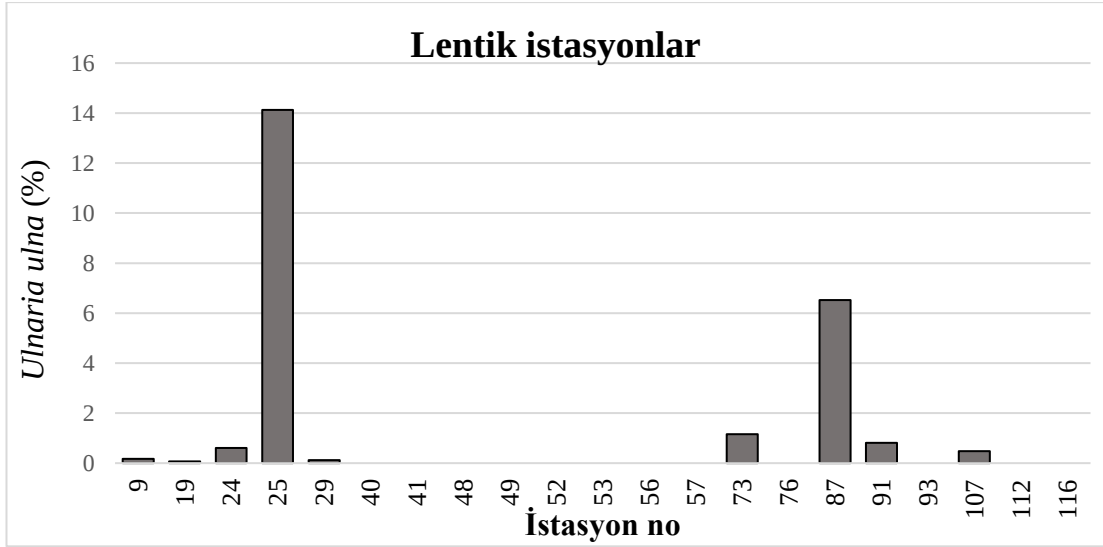


Şekil 4.53. *Pseudostaurosira brevistriata*'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Ulnaria ulna'nın tüm istasyonlarda tespit edilen nispi bolluk oranı % 0,83 olmuştur. Lotik istasyonlarda 23 (Şekil 4.54), lentik noktalarda ise 9 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.55), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 32 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,072 (4. istasyon, Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı) ile % 9,36 (62. istasyon, Sivrihisar/ Ahiler/ Sakarya nehri) arasında değişmiştir (Şekil 4.54). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,068 (19. istasyon, Beylikova/ Beylikahır barajı) ile % 14,13 (25. istasyon, Alpu/ Özdenk göleti) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.55).

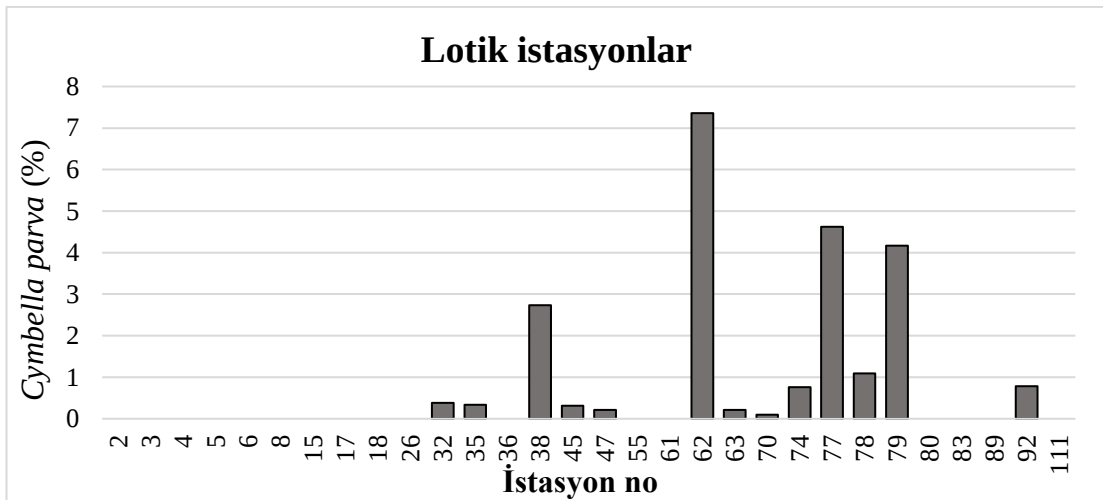


Şekil 4.54. *Ulnaria ulna*'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

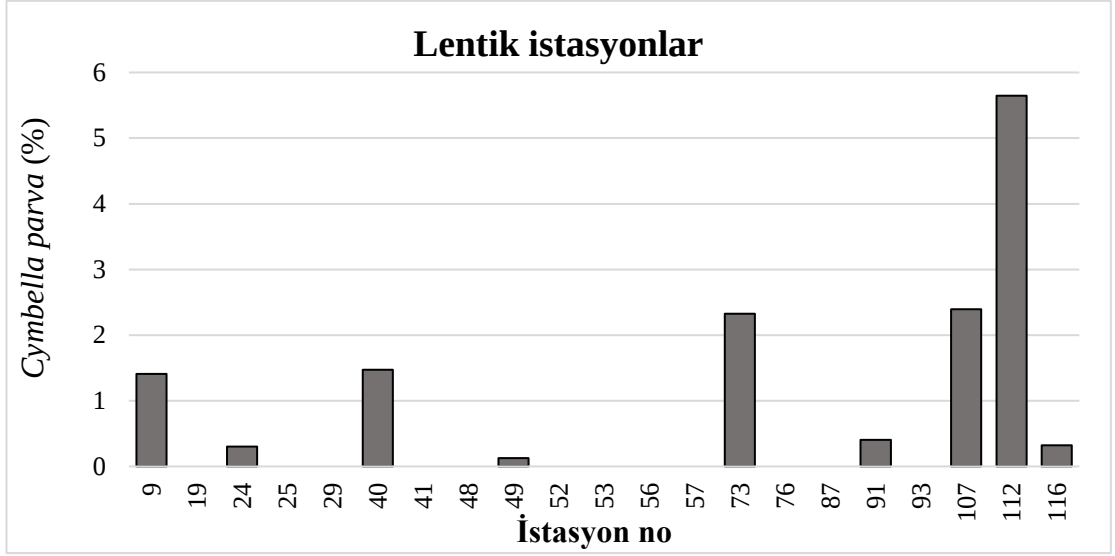


Şekil 4.55. *Ulnaria ulna*'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Cymbella parva'nın nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 0,73 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 13 (Şekil 4.56), lentik noktalarda ise 9 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.57), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 22 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,10 (70. istasyon, Mahmudiye/ Mesudiye/ Seydi çayı) ile % 7,35 (62. istasyon, Sivrihisar/ Ahiler/ Sakarya nehri) arasında değişmiştir (Şekil 4.56). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,012 (49. istasyon, Mihaliççık/ Ahırköyü göleti) ile % 1,40 (9. istasyon, Tepebaşı/ Keskin barajı) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.57).

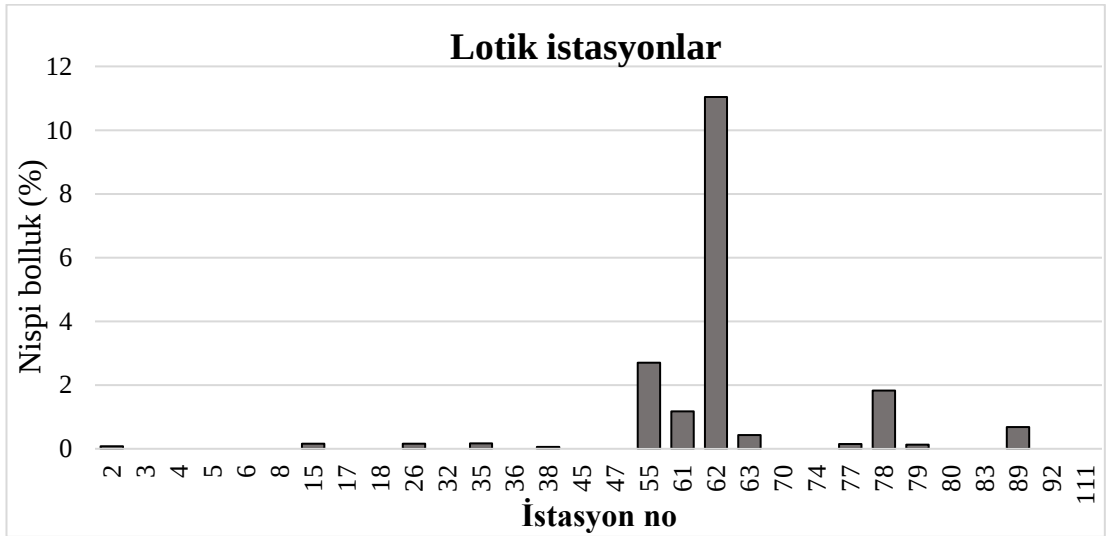


Şekil 4.56. *Cymbella parva*'nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

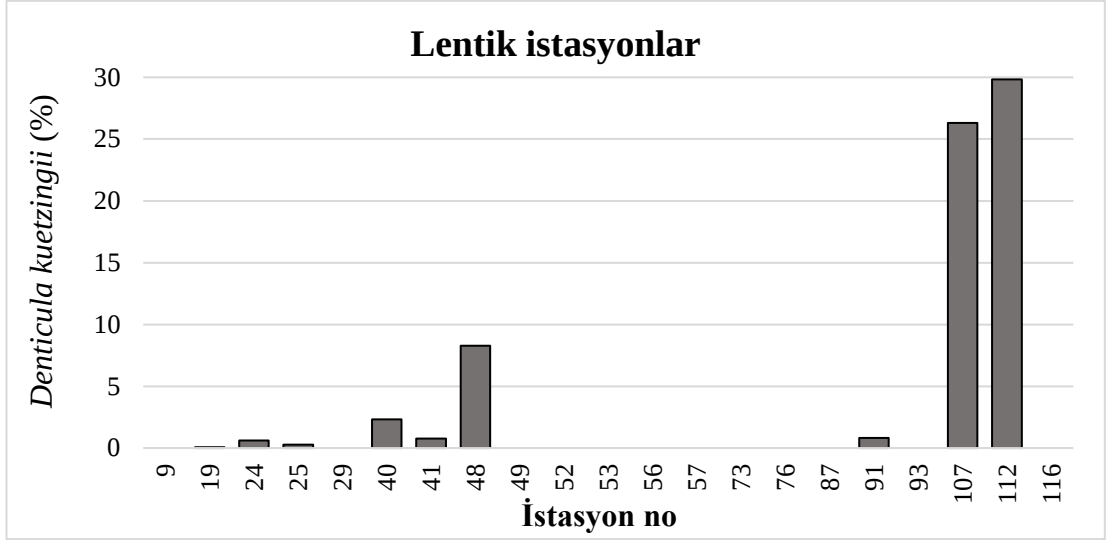


Şekil 4.57. *Cymbella parva*'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Denticula kuetzengii'nin nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 0,72 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 13 (Şekil 4.58), lentik noktalarda ise 9 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.59), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 22 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,06 (38. istasyon, Mihalıççık/ Sarayköy) ile % 11,04 (62. istasyon, Sivrihisar/ Ahiler/ Sakarya nehri) arasında değişmiştir (Şekil 4.58). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,07 (19. istasyon, Beylikova/ Beylikahır barajı) ile % 29,83 (112. istasyon, Odunpazarı/ Musaözü barajı) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.59).



Şekil 4.58. *Denticula kuetzengii*'nin lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

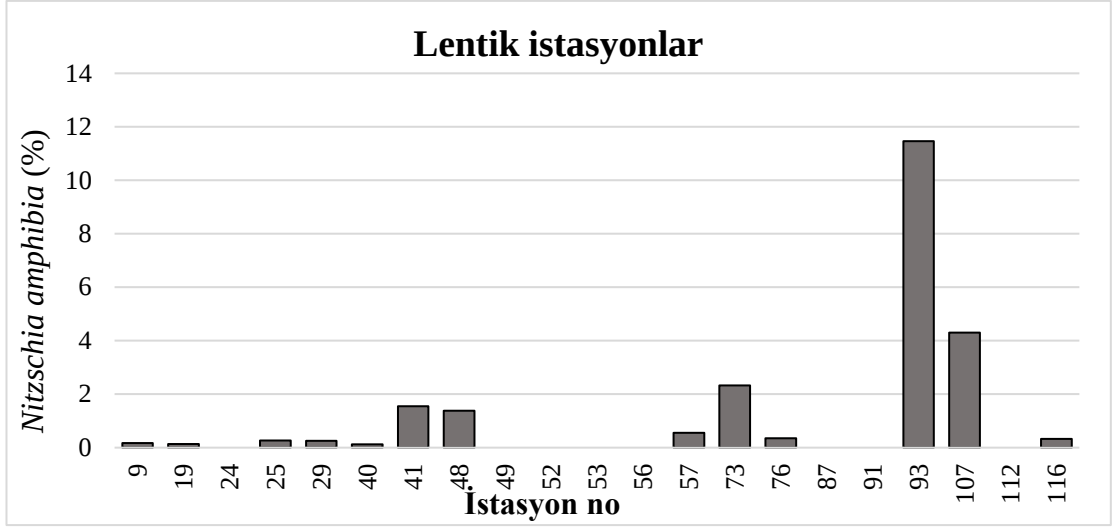


Şekil 4.59. *Denticula kuetzingii*’nin lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Nitzschia amphibia’nın nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 0,72 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 17 (Şekil 4.60), lentik noktalarda ise 13 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.61), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 30 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,12 (3. istasyon, Sarıcakaya/ Kapıkaya /Sakarya nehri) ile % 22,3 (111. istasyon, Odunpazarı/ E. İncesu/ Porsuk) arasında değişmiştir (Şekil 4.60). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,12 (40. istasyon, Mihaliççık/ Bahtiyar göleti) ile % 11,45 (93. istasyon, Seyitgazi/ Çatören barajı) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.61).

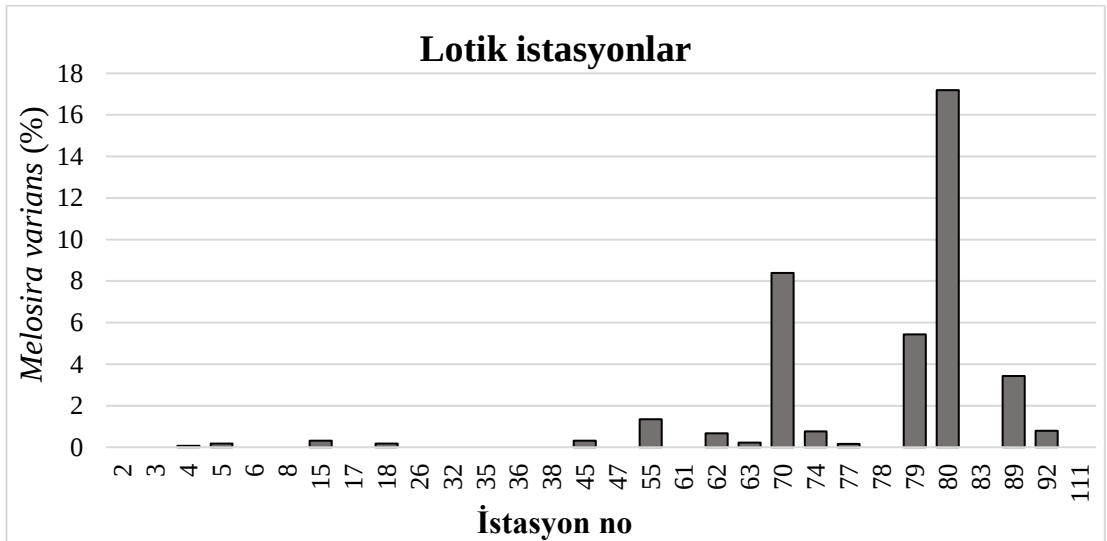


Şekil 4.60. *Nitzschia amphibia*’nın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi



Şekil 4.61. *Nitzschia amphibia*'nın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Melosira varians'ın nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 0,70 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 15 (Şekil 4.62), lentik noktalarda ise 6 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.63), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 21 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,07 (4. istasyon, Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı) ile % 17,18 (80. istasyon, Çifteler/ Sadıroğlu) arasında değişmiştir (Şekil 4.62). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,35 (76. istasyon, Sivrihisar/ Bahçecik göleti) ile % 6,97 (73. istasyon, Beylikova/ Kaymaz barajı) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.63).

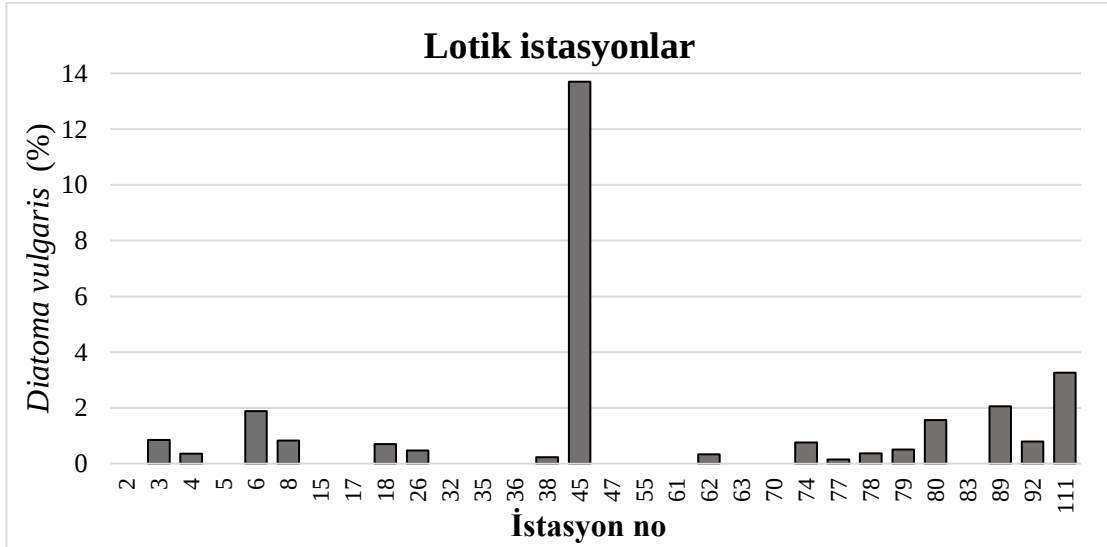


Şekil 4.62. *Melosira varians*'ın lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi



Şekil 4.63. *Melosira varians*'ın lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Diatoma vulgaris'in nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 0,50 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 17 (Şekil 4.64), lentik noktalarda ise 7 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.65), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 24 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,15 (77. istasyon, Sivrihisar/ Aktaş) ile % 13,70 (45. istasyon, Mihaliççık/ Gürleyik şelalesi) arasında değişmiştir (Şekil 4.64). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,18 (9. istasyon, Tepebaşı/ Keskin barajı) ile % 20 (56. istasyon, Günyüzü/ Kavuncu göleti) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.65).

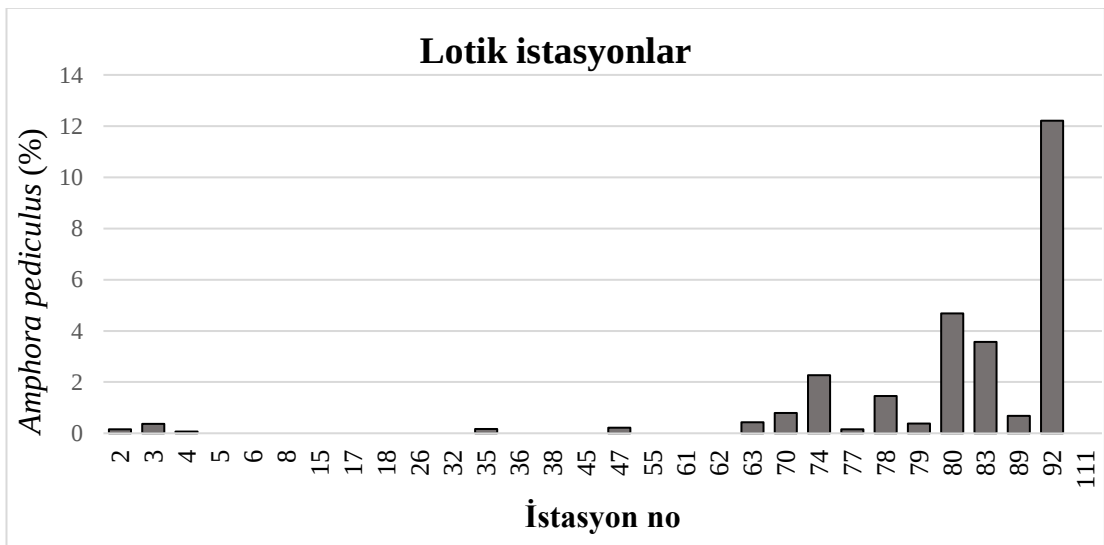


Şekil 4.64. *Diatoma vulgaris*'in lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

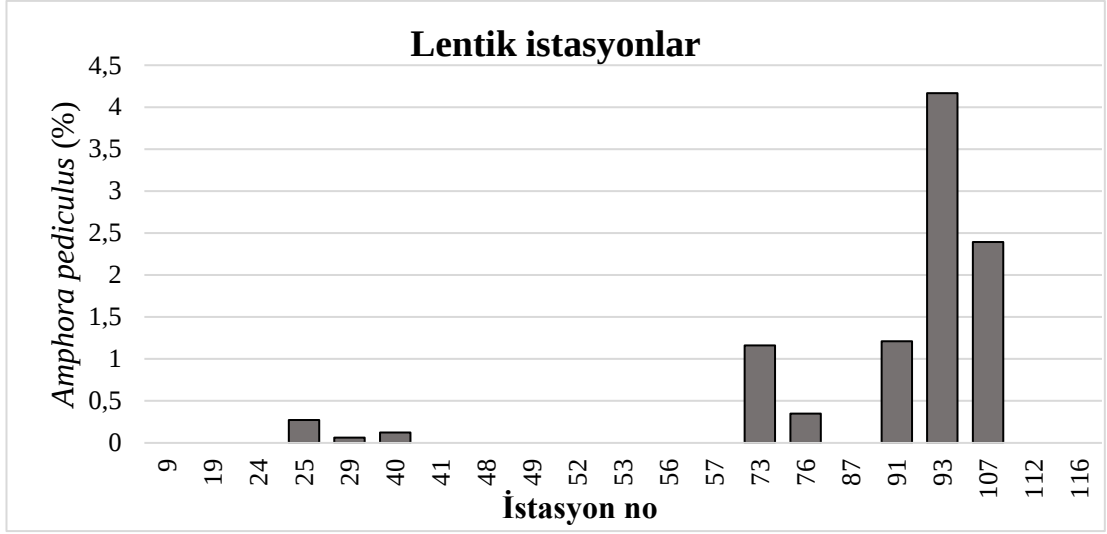


Şekil 4.65. *Diatoma vulgaris*'in lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

Amphora pediculus'un nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda % 0,35 oranda tespit edilmiştir. Lotik istasyonlarda 14 (Şekil 4.66), lentik noktalarda ise 8 noktada tespit edilmiş (Şekil 4.67), tüm istasyonlarda toplam tekerrür oranı 23 olmuştur (Çizelge 4.3). Bu taksonun akarsu istasyonlarda nispi bolluğu % 0,07 (4. istasyon, Sarıcakaya/ Örencik/ Çatak çayı) ile % 12,20 (92. istasyon, Seyitgazi/ Kümbet) arasında değişmiştir (Şekil 4.66). Lentik istasyonlarda ise nispi bolluk değerleri % 0,06 (29. istasyon, Alpu/ Sakarıkaraören/ Gökçekaya barajı) ile % 4,17 (93. istasyon, Seyitgazi/ Çatören barajı) arasında belirlenmiştir (Şekil 4.67).



Şekil 4.66. *Amphora pediculus*'un lotik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi



Şekil 4.67. *Amphora pediculus* 'un lentik istasyonlardaki nispi bolluk değişimi

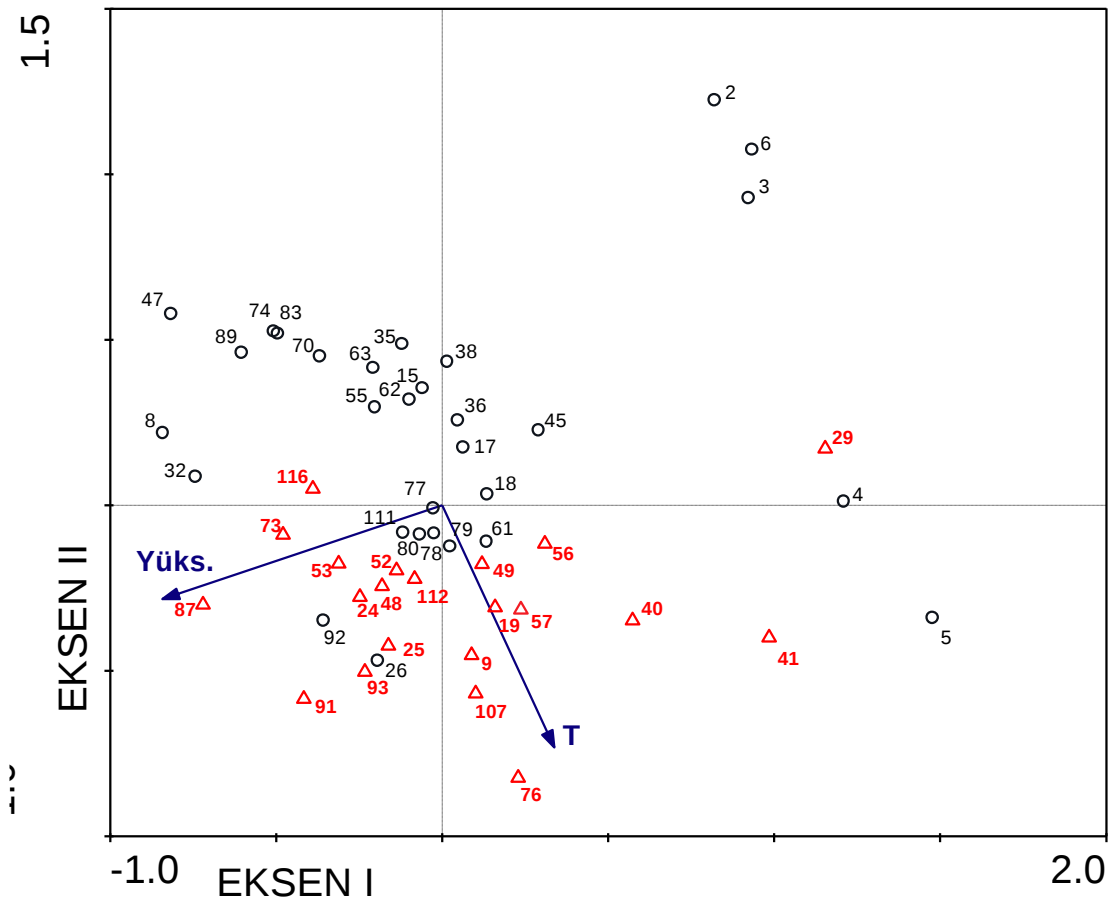
4.3. Diyatomeler ve Çevresel Değişkenler Arasındaki İlişki

Eskişehir ilinde lentik ve lotik istasyonlarda tespit edilen diyatome taksonları ile ölçülen çevresel değişkenler arasındaki ilişkiyi belirlemek için çok değişkenli ordinasyon yöntemlerinden yararlanılmıştır. Veri setinin doğrusal mı yoksa unimodal mı dağıldığını tespit etmek için DCA analizi uygulanarak gradient uzunluğuna bakılmıştır. Bu analiz sonucunda ilk eksenin gradient uzunluğu 3,951 olarak tespit edilirken, ikinci eksenin gradient uzunluğu 4,221 olarak bulunmuştur. Bu bulgulara göre gradient uzunluğu 2'den büyük olduğu için unimodal bir yöntem olan CCA analizi uygulanmıştır.

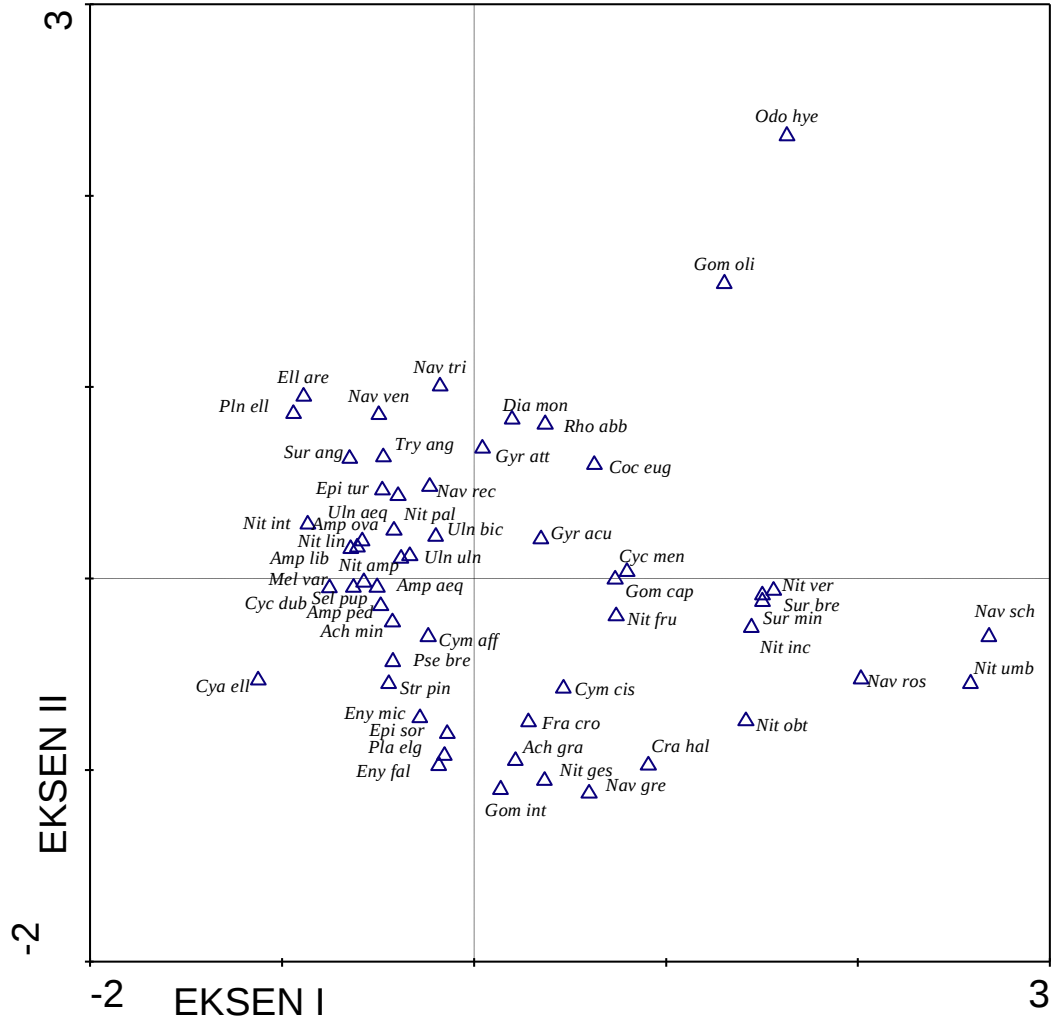
CCA analizinde 3 ve 3'ün altında tekerrür gösteren diyatome taksonları analize dahil edilmemiştir. Tüm veri seti log+1 dönüşümü ile standartlaştırılmıştır. İlk eksenin özdeğeri (λ) 0,206 olurken, ikinci eksenin 0,146 olmuştur. Toplam inertia ise 5,438 olarak belirlenmiştir.

İlk ve tüm eksenlerin anlamlılığı Monte Carlo permutasyon testi ile 499 permutasyon uygulanarak test edilmiştir. Buna göre ilk (F : 1,892, p : 0,002) ve tüm eksenler (F : 1,663, p : 0,002) istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. Eklemeli seçim sonrasında analize alınan 15 çevresel değişkenden sadece iki değişken anlamlı belirlenmiştir. Bu değişkenler yükseklik (F : 1,86, p : 0,002) ve su sıcaklığıdır (F : 1,45, p : 0,018). Bu iki çevresel değişken toplam varyansın % 6,47'sini oluşturmuştur.

CCA analizine göre lentik istasyonların ordinasyon grafiğinin sol alt bölümünde kümелendiği, yükseklik ve su sıcaklığı ile ilişkili olduğu görülmektedir (Şekil 4.66). Yüksekliğin düşük olduğu (< 300 m) istasyonlar eksenin sağ tarafında bir çizgi halinde toplanırken (2., 3., 4., 5., 6. ve 29. istasyonlar), 1 000m'den fazla yüksekliğe sahip istasyonlar (8., 26., 32., 53., 73., 87., 91., 92. ve 93. istasyonlar) sol alt bölgede kümelenmiştir. Düşük sıcaklık değerlerine sahip istasyonlar (< 20 °C) ise ordinasyon ekseninin üst bölgesinde toplanmıştır. Bu istasyonlar 2., 3., 6., 8., 15., 17., 26., 32., 35., 36., 38., 45., 47., 51., 55., 62., 63., 70., 74., 83. ve 89. istasyonlardır. Bu doğrultuda yüksek sıcaklık değerleri gözlenen ve yüksekliği fazla olan istasyonlarda baskın olan diyatome taksonları ordinasyon ekseninin alt bölümünde toplanırken, nispeten düşük sıcaklık ve yükseklik verilerine sahip istasyonlarda baskın olan taksonlar ordinasyon ekseninin üst bölgesinde kümelenmiştir (Şekil 4.68).



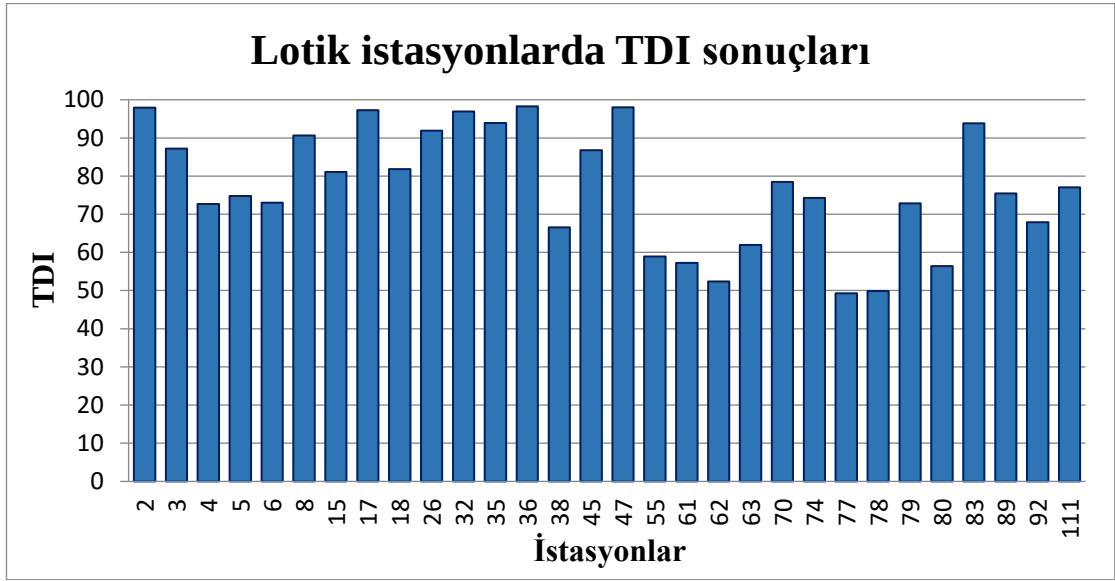
Şekil 4.68. İstasyonların çevresel değişkenler ile birlikte ordinasyon grafiği (Daire lotik, üçgen lentik istasyonlar).



Şekil 4.69. Diyatome taksonlarının istasyonlara göre dağılımı (% 5-100 aralığındaki taksonlar verilmiştir).

4.4. Biyolojik Su Kalitesinin Diyatome İndeksleri ile Belirlenmesi

Eskişehir il sınırları içindeki 30 akarsu ve 21 baraj gölü ve göletten oluşan toplam 50 istasyonistasyonndan tespit edilen diyatome kullanılarak Trofik Diyatome İndeksi hesaplanmıştır. Lotik istasyonlarda en düşük TDI değeri 49,26 olarak Sivrihisar/ Aktaş istasyonunda bulunmuştur. En yüksek TDI değeri ise 98,27 olarak Sivrihisar/ Biçer deresinde tespit edilmiştir (Şekil 4.70). Lotik istasyonlardaki ortalama TDI $77,16 \pm 15,64$ olarak belirlenmiştir.

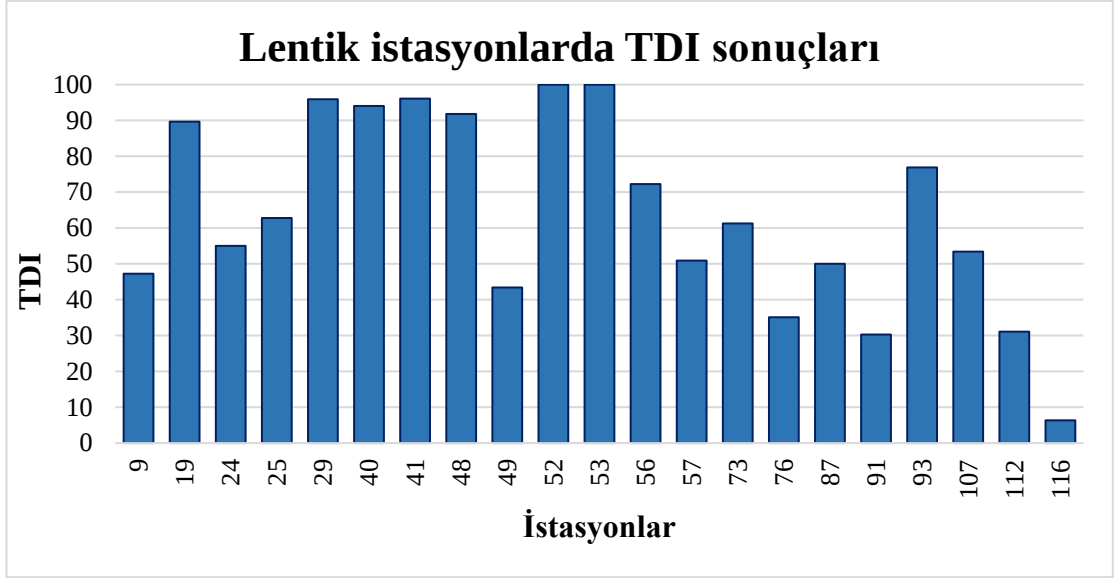


Şekil 4.70. Lotik istasyonlarda TDI indeksinin istasyonlara göre değişimi

Lotik istasyonlardan 77. ve 78. İstasyonlarda TDI değeri 50'nin altında tespit edilerek trofik seviye oligo mesotrofik olarak belirlenmiştir. Ancak bu istasyonlardaki değerlerin oligomezotrofik- mezotrofik sınır değer olan 50'ye çok yakın olduğu görülmektedir (sırasıyla 49,26 ve 49,89) (Çizelge 4.3.) TDI indeksine göre 4 istasyonun (55, 61, 62 ve 80) mezotrofik karakterde olduğu tespit edilirken 7 istasyon ötrofik karakterde tespit edilmiştir (Şekil 4.70). Hiperötrofik sınır değer olan 75'in üzerinde ise 17 istasyon belirlenmiştir.

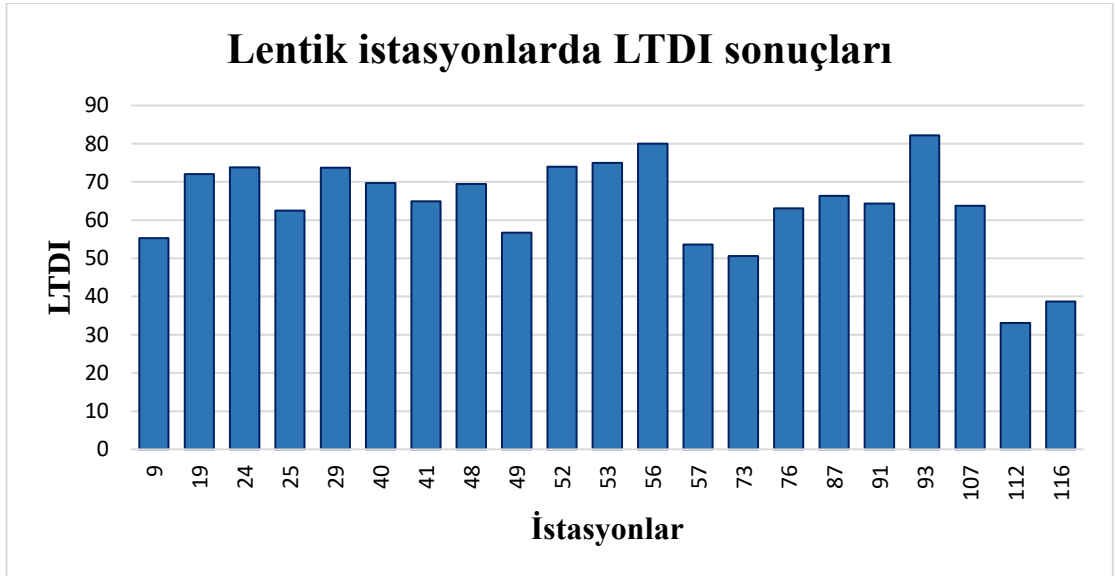
Eskişehir il sınırları içindeki 21 lentik istasyonda TDI indeksinin ortalaması $63,99 \pm 27,26$ olarak belirlenmiştir. Minimum indeks değeri 6,32 olarak 116. İstasyonda (İnönü/ Aşağıkuzfındık barajı) maksimumdeğer 100 olarak 52. (Sivrihisar/ Nasrettin hoca göleti) ve 53. (Sivrihisar/ Koçaş göleti) istasyonlarda belirlenmiştir (Şekil 4.71).

LTDI indeks sonuçlarına bakıldığında en düşük indeks değeri 33,06 değeri ile Odunpazarı/ Musaözü barajı'nda istasyon (no:122) tespit edilmiştir. En yüksek değer ise 82,16 ile Seyitgazi/ Çatören Barajı'nda tespit edilmiştir (Şekil 4.71). LTDI indeksinin ortalama değeri $63,94 \pm 12,55$ olarak hesaplanmıştır.



Şekil 4.71. Lentik istasyonlarda TDI indeksinin istasyonlara göre değişimi

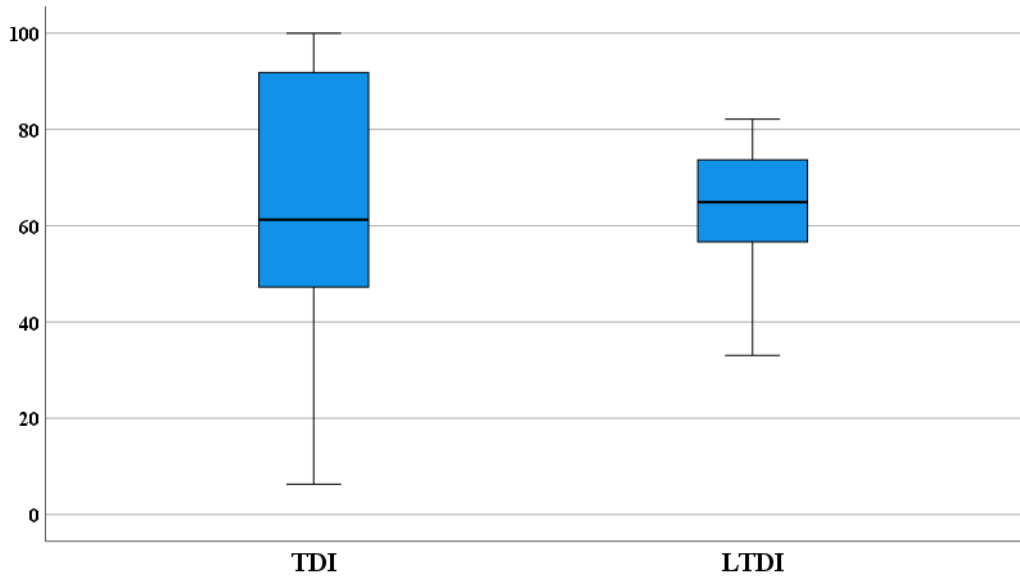
Lentik istasyonlarda TDI sonuçlarına göre 3 istasyon (91, 112 ve 116) oligotrofik (< 35), 3 istasyon (9, 49 ve 76) oligomezotrofik (35-50), 4 istasyon (24, 57, 87 ve 107) mezotrofik (50-60), 3 istasyon (25, 56 ve 73) ötrofik (60-75), 8 istasyon hiperötrofik (>75) karakterdedir (Şekil 4.72).



Şekil 4.72. Lentik istasyonlarda LTDI indeksinin istasyonlara göre değişimi

Lentik istasyonlarda LTDI sonuçlarına göre 1 istasyon (112.) oligotrofik (< 35), 1 istasyon (116) oligomezotrofik (35-50), 4 istasyon (9, 49, 57 ve 73) mezotrofik (50-60), 3 istasyon (53, 56 ve 93) hiperötrofik (>75) karakterde iken 12 istasyon ötrofik (60-75), karakterde olmuştur (Şekil 4.72).

İki örneklem t-testi sonuçlarına göre lentik istasyonlarda belirlenen TDI ve LTDI indeks sonuçları karşılaştırıldığında (Şekil 4.73) aralarında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunamamıştır ($p>0,05$). Spearman rank korelasyon analizine göre iki indeks arasında kuvvetli pozitif korelasyon ($r: 0,808^{**}$, $p<0,001$) tespit edilmiştir.



Şekil 4.73. Lentik istasyonlarda belirlenen TDI ve LTDI indekslerinin değişimi

TDI indeksleri ile çevresel değişkenler arasındaki ilişkiyi tespit etmek amacı ile yapılan Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları Çizelge 4.4'te verilmiştir. Buna göre her iki indeks versiyonu da su sıcaklığı ile negatif, NO₂-N, PO₄-P ve TP ile pozitif korelasyon göstermiştir. Takson sayısı ise sadece pH ile pozitif korelasyon göstermiş, diğer çevresel değişkenler ile ilişkil bulunmamıştır.

Çizelge 4.4. Diyatome indeksleri ile çevresel değişkenler arasındaki Spearman Rank korelasyon analizi sonuçları

	TDI (n:51)	TDI (n:30) + LTDI (n:21)	Takson sayısı (n:51)
pH	--	--	0,303*
T	-0,286*	-0,380*	--
NO ₂ -N	0,553**	0,533**	--
PO ₄ -P	0,496**	0,625**	--
TP	0,501**	0,606**	--

$p<0,05^*$, $p<0,01^{**}$

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Sürdürülebilir olmayan su yönetimi ve uygulamaları doğal hidrolojik döngülerin bozulmasına sebep olmaktadır. Eskişehir su havzasında yer alan pek çok su kaynağı hem tarımsal, hem evsel ve hem de endüstriyel kullanımlarla tüketilmektedir. Doğal olarak sistem bölgede oluşan yağışlardan da beslenip etkilenmektedir. Zirai kimyasallar, işletme atıkları veya insan kaynaklı kirleticiler gibi yapay unsurların da sisteme olumsuz etkileri vardır. Geçen zaman içinde bir takım su yapılarının gerçekleşmesi ile su kaynakları daha verimli kullanılmasına rağmen su kirliliği konuları da öne çıkmış bulunmaktadır. Su kirliliğinden Eskişehir su havzası da oldukça etkilenmektedir.

Bu çalışmada, Eskişehir ili sınırlarında kalan 35 lotik ve 21 lentik (baraj gölü ve gölet) istasyondan 11-17 Temmuz 2020 tarihleri arasında rastgele örnekleme yöntemi ile su ve diyatome örnekleri toplanmıştır. Örneklerin fizikokimyasal bulguları sırası ile incelendiğinde, tuzluluk ve elektriksel iletkenlik arasında beklendiği gibi doğru bir ilişki vardır. Lotik alanların tuzluluk ortalaması ($0,61 \pm 0,54$ kg/L) lentik alanlara göre ($0,92 \pm 2,45$ kg/L) daha düşüktür. İletkenlik değerleri incelendiğinde, elektriksel iletkenlik lotik alanlarda ortalama $1123,77 \pm 908,59$ $\mu\text{S/cm}$ ile kabul edilen değerin biraz üstündedir. Sivrihisar-Karadat (ist. no:35) ve Mihaliçcik-Sarayköy (ist. no: 38) istasyonlarında iletkenlik 4000 $\mu\text{S/cm}$ 'in üzerindedir ve diğer noktalara göre bariz bir şekilde yüksektir, bu noktanın dışındaki noktalarda elektriksel iletkenlik çoğunlukla kabul edilebilir (≤ 1000 $\mu\text{S/cm}$) sınırlardadır. Lentik alanlarda ise Günyüzü/Kavuncu göletinde (ist. no:56) tuzluluk ve buna bağlı olarak çok aşırı yüksek iletkenlik saptanmıştır (20500 $\mu\text{S/cm}$). Ortalama iletkenlik $1745,9 \pm 4307,87$ $\mu\text{S/cm}$ olarak bulunmuştur ve bu ortalamaya Günyüzü/Kavuncu göletinin katkısı oldukça yüksektir. İletkenlik değerlerine göre her iki alanda YSKY'ye göre su kalitesi III. sınıftır (Resmi Gazete, 2012).

Opaklık derecesi bulanıklık olarak tanımlanmaktadır, su içerisinde bulunan süspansiyon maddelerden dolayı oluşur. Doğal suların içerisinde değişik oranlarda süspansiyon madde bulunur ancak bu maddelerin miktarları çeşitli etmenlerle değişim göstermektedir. Lotik alanların bulanıklık değerlerinin çok değişken olduğu gözlenmektedir. En yüksek bulanıklık değeri Alpu/Bahçecik'de (ist.no: 15) kaydedilmiştir. Lentik alanların

bulanıklık değerleri lotik alanlara göre biraz yüksek bulunmuştur. Literatür bilgisine göre en yüksek bulanıklık değerleri yaz mevsiminde tespit edilmektedir (Cicek vd. 2017).

Su kalitesi için önemli bir kriter olan çözünmüş oksijen miktarı incelendiğinde, lotik alanlarda yüksek çözünmüş oksijen değerine 3 istasyonda rastlanmıştır. Odunpazarı/E. İncesu/Porsuk istasyonistasyonunda (ist no: 111) en yüksek çözünmüş oksijen, en düşük oksijen değeri ise Mahmudiye/Mesudiye/Seydi Çayı (ist. no: 70) istasyonunda tespit edilmiştir. Lentik alanlarda ise en yüksek çözünmüş oksijen değerine Mihaliççık/Sarıyar Barajında (ist.no: 41), en düşük oksijen değerine ise Sivrihisar/Bahçecik istasyonunda (ist.no: 76), rastlanmıştır. Lotik ve Lentik alanların ortalama çözünmüş oksijen değerleri birbirine çok yakındır ve YSKY'ye (Resmi Gazete, 2012) ve OECD'ye göre su kalitesi her iki alan için III. Sınıftır (OECD 1999). Porsuk çayı havzası su kalitesinin değerlendirilmesi ile ilgili Köse vd. (2016), tarafından yapılan bir çalışmada, Kütahya ve Eskişehir illeri çıkışında Porsuk Çayı'nın kaynağına göre yoğun anorganik ve organik kirlilikten dolayı kirlilik yükü oldukça arttığı ve su kalitesinin önemli ölçüde düştüğü saptanmıştır. Porsuk Çayı'nın kollarından biri Sarısu Deresinde 2017 ve 2018 yıllarında mevsimsel olarak 8 istasyondan alınan su örneklerinde bizim bulgularımıza göre daha yüksek çözünmüş oksijen değerleri bulmuşlardır. Çiçek vd., (2016), Eskişehir'de yer alan sulama göletlerinin su kalitesini değerlendirmişlerdir. Çalışmamızdaki göletlerin dışında yer alan bu göletlerdeki çözünmüş oksijen değerleri bizim bulduğumuz lentik istasyonlardaki oksijen değerlerine göre daha yüksektir.

pH suyun kimyasal bileşimini yansıtan önemli parametrelerden biridir ve suyun verimliliğini göstermesi açısından önem taşımaktadır. Asit karakterli sularda verimlilik düşük, alkali karakterli sularda ise yüksektir. Akarsularda pH değerinin çözünmüş karbondioksit ile ters, bikarbonat ile doğru orantılı olarak değişim gösterdiği bilinmektedir. Kireçli bölgelerde karbonat, göllerin pH değerini 9'a kadar yükseltebilmektedir (Ölmez ve Saraç, 2009). Gözlemlediğimize göre lotik alanlar ile lentik alanların pH değerleri birbirine çok yakındır, pH'ın benzer coğrafik yapılardan ve etmenlerden etkilendiği düşünülebilir.

Çalışmamızda lotik alanların ortalama $\text{NO}_2\text{-N}$ değeri $0,014 \pm 0,17$ mg/L, $\text{NO}_3\text{-N}$ değerleri $2,56 \pm 5,27$, TN $9,45 \pm 6,60$, Kjeldal Azotu ise $6,805 \pm 4,74$ mg/L, lentik alanlar için $\text{NO}_2\text{-N}$ değeri $0,015 \pm 0,014$ mg/L, $\text{NO}_3\text{-N}$ değerleri 1,75, TN $10,07 \pm 11,17$, Kjeldal Azotu ise $8,305 \pm 10,91$ mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu değerler kıyaslandığında arada önemli bir fark gözlenmemektedir. Eskişehir İl Tarım ve Orman Müdürlüğü'nün, 2022 yılında 32 yerüstü su kaynağında (akarsu, barajlar ve göletler) saptadığı yıllık ortalama $\text{NO}_3\text{-N}$ değerlerine göre istasyonların sadece 4 tanesi 1. kalite su dur. Bizim araştırmamızda da benzer sonuçlar bulunmuştur. İstasyonların çoğunluğu raporda belirtildiği gibi 3. Kalite sudur. Bazı örnekler raporda belirtilen bölgelerden alınsa da koordinatlar farklıdır ve sonuçlarımız rapordaki sonuçların çoğunluğu ile örtüşmemektedir (T.C. Eskişehir Valiliği, Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, 2018). Hem lotik ve hem de lentik alanların $\text{NO}_3\text{-N}$ değerleri YSKY'ye göre su kalitesi yönünden I. kalite su, toplam azot miktarına göre II. kalite, toplam kjeldahl-azotuna göre III. kalite su kaynaklarıdır. OECD'ye göre ise $\text{NO}_2\text{-N}$ değerlerine göre II. kalite, $\text{NO}_3\text{-N}$ değerlerine göre II. kalite, TN'ye göre IV kalite sulardır (OECD 1999). Azot değerlerinin nispeten yüksek olması bölgede yoğun tarım ve sanayi faaliyetlerine özellikle Kütahya Azot fabrikasının bölgede bulunmasına ve evsel atıklara bağlanabilir. Azotlu suni gübrelerin yağmur suları ile yer altına geçtiklerini ve kuyu sularının kalitelerini riskli duruma getirdikleri bilinmektedir. Kullanma ve içme sularındaki yüksek azot miktarları insan sağlığı açısından çok tehlikelidir. İnsan ve hayvan vücuduna ulaşan nitrat, nitrite indirgenerek bağırsak zarlarına zarar verip parçalanmasına sebep olmakta ve özellikle bebeklerde tehlikeli olmaktadır. Nitrozamin formuna dönüşerek de kanserojen etki göstermektedir (Özdestan vd. 2010). Azotlu kirleticilerin tespit edilmesi ve takip edilmesi önemli hale gelmiş ve çevre ve halk sağlığını korumak amacıyla bazı Avrupa ülkelerinde olduğu gibi ülkemizde de azotlu bileşiklerin yüzey sularında ve yeraltı sularında izin verilebilir standart değerleri saptanmıştır (OECD 1999). Porsuk Çayı'nda 2004 yılında yapılan bir çalışmada nehre ulaşan günlük gelen azot miktarı 6007 kg olarak bildirilmiş ve bu miktarın 4850 kg 'ının Kütahya Azot Fabrikası'ndan kaynaklandığı anlaşılmıştır. Bu miktar günlük yükün %80.7'sidir, Eskişehir'den Porsuk Çayı'na katılan azot miktarı ise 713 kg dır ve bu miktarın %52.2 sini evsel atıklar, %40.2 sini ise Eskişehir Şeker Fabrikası'nın atıkları oluşturmaktadır (Kıvanç vd. 2004). Ardıç (2013), Eskişehir'in de dahil olduğu 8 ilde Eskişehir yerüstü suları istasyonlarına ait nitrat ve nitrit değerlerini Devlet Su İşleri Genel

Müdürlüğü tarafından içme suyu kaynaklarında rutin olarak yapılan su kalitesi izleme çalışmaları verilerini kullanarak izlemiş ve nitrat değerlerinin 0,087- 24,25 mg/L arasında, nitrit değerlerinin ise 0,0033-1,75 mg/L arasında olduğunu ve hiçbir yüzeysel su istasyonistasyonnda nitrat konsantrasyonu standart değerinin aşılmadığı görülmüştür.

Sucul sistemlerde fosfor, bu ortamlarda var olan karmaşık ve çok yönlü kimyasal ve biyokimyasal dengelerin sağlanmasında çok önemlidir. Fotosentez yapan ototrof ve heterotrof organizmaların büyümlerinde fazla miktarı engelleyici etki gösterirken suda yeterli miktarda yoksa büyümleri engellenir(Ünlü ve Çoban 2008). Evsel atıksular genellikle fosfor bileşiklerince zengindir. Atıksudaki insan kaynaklı inorganik fosforun çoğu, insan atığındaki proteinlerin metabolik olarak parçalanmasından kaynaklanmaktadır. Doğal sularda fosfat inorganik ve organik formlarda bulunur. Kaya ve topraklardan geçişinin yanı sıra endüstriyel atıklardan ve yapay gübrelerden de suya geçebilmektedir (Uysal, 2015). Fazla miktarda suya karışan fosfatlar, oksijence zengin olan üst kısmını tercih eden alg ve fotosentez yapan diğer bitkilerin aşırı miktarda çoğalmasına sebep olurlar (Serdar, 2015). Sudaki sertlik maddeleri kompleks fosfatlar tarafından durdurularak suyun sertliği biraz azaltılır. Bu da inaktif zehirli maddelerin etkisinin artmasının yanı sıra ağır metallerle kompleks yapmasına sebep olmaktadır. Deterjan yapımında günümüzde fosfat ve polifosfat bileşikleri önemli ölçüde kullanılmaktadır. Fosfor içeren deterjan tüketiminin artışı ile birlikte yüzeysel sulara fosfor atıklarının karışması da artmıştır. Yaptığımız çalışmada lotik ve lentik $PO_4\text{-}P$ ve toplam Fosfor (TP) değerleri birbirlerine oldukça yakındır. YSKY'e göre lotik istasyonlarda $PO_4\text{-}P$ değerlerine göre su kalitesi sınıfı III, lentik alanlarda ise II dir. Toplam fosfor değerlerine göre lotik alanlar ve lentik alanlarda su kalitesi sınıfı III'dür. OECD'ye göre ise lotik $PO_4\text{-}P$ değerleri için su kalite sınıfı 2, lentik alanlar için ise 2 dir, TP değerlerine göre ise lotik alanlar III, lentik alanlar II. kalite sınıfı sulardır (OECD 1999). Mann-Whitney-U testi sonuçları su sıcaklığı (Z: -4.858, $p<0.001$) ve tuzluluk (Z: -2.006, $p<0.05$) dışında ölçülen çevresel değişkenlerin lotik ve lentik habitatlarda farklı olmadığını göstermiştir.

TN değerlerine karşı Trofik Seviye İndeksi (TSI)-TN ve TP değerlerine göre Trofik Seviye İndeksi (TSI)-TP trofik seviyeyi gösteren indekslerdir. Lotik istasyonlarda (TSI)-

TN değerleri ortalaması lentik istasyonlar ortalamasına çok yakındır. İstatistiksel olarak ta aralarında anlamlı fark tespit edilmemiştir. Bu değerlere göre tüm istasyonlar hipertrofiktir. (TSI)-TP değerleri incelendiğinde lotik ve lentik istasyonların ortalamaları hemen hemen aynıdır, 7 lotik istasyon ötrofik, 3 lentik istasyon ötrofik ve tüm kalan noktalar ise hipertrofiktir. Bu durumu istasyonların olduğu bölgelerde yoğun noktasal ve noktasal olmayan kirlile bağlayabiliriz.

Lotik istasyonlardan 5 örnekleme noktasında diyatome türlerine rastlanmamıştır. Lotik istasyonlarda 235, lentik istasyonlarda 173 takson olmak üzere toplam 265 diyatome taksonu tespit edilmiştir. Bu taksonlar iinde% 40,93 ile nispi bolluk değeri tüm istasyonlarda en yüksek oranda tespit edilen takson olarak *Humidophila* sp. belirlenmiştir. Tekerrür oranı en yüksek taksonlar ise *Cocconeis placentula* (39), *Ulnaria ulna* (32) ve *Ulnaria biceps* (31)' tir. Mann-Whitney-U testi sonuçlarına göre lentik ve lotik istasyonların takson sayılarının oranında anlamlı bir fark bulunmamıştır. DCA uygulamasında gradyan uzunluğu 2 nin üzerinde tespit edildiği için CCA analizi uygulanmış, 3'n altında tekkerrr gösteren diyatome türleri analize dahil edilmemiştir. Monte Carlo permutasyon testi ile 15 çevresel değişkenden sadece anlamlı farklılık gösteren yükseklik ve su sıcaklığıdır. CCA analizine göre lentik ve lotik alanlardaki diyatome dağılımının besin tuzlarından çok yükseklik ve sıcaklıktan etkilendiği anlaşılmaktadır. Dalkıran vd. (2021), Ağrı bölgesinde yaptıkları bir çalışmada diyatome türlerinin çeşitlilik göstermesinin diyatomelerin kozmopolit özelliklerine bağlı olduğunu bildirmiştir. Bulgularına göre iklimsel faktörler (sıcaklık) ve yükseklik diyatome türlerinin eşitliğinde belirleyici olmaktadır. Barinova (2011), Doğu Akdeniz ekolojik bölgelerinde (İsrail) ve Pakistan dağlık alanlarında yükseklik ile çeşitliliğin ve baskınlığının artığını belirtmiştir (Barinova vd. 2013). Araştırmamızın sonuçları Dalkıran ve Barinova'nın bulgularını desteklemektedir. Benzer bir şekilde Dunck vd. (2019), trafikasyonun kalabalık yerleşim bölgelerinde artmasına bağlı olarak türlerinin çeşitliliğinin de arttığını belirtmiştir. Bu çalışmalara göre hassas türlerin yerlerini toleranslı türlere örneğin kozmopolit türlere bıraktığı ve habitatın bozulmasına bağlı olarak da biyoeşitlilikte ciddi oranlarda azalma meydana gelmektedir.

Bu çalışmada besin tuzları ile diyatomeleler arasında anlamlı bir ilişki gözlenmemesi ölçülen çevresel değişkenler dışında başka faktörlerin diyatome tür çeşitliliğini etkilediğine işaret etmektedir. CCA analizi sonucu açıklanamayan varyansın yaklaşık % 93,5 olarak belirlenmesi bu durumu desteklemektedir. Özellikle akarsularda debi ve akış hızı diyatome topluluklarının komünite yapısını belirleyen önemli bir faktör olarak bilinmektedir. Ayrıca ışık miktarı da fotosentez oranında etkii olduğu için önemli bir fiziksel değişkendir. Ancak bu çalışmada her iki çevresel değişken de ölçülemedi.

Lotik alanların büyük çoğunluğunda TDI değeri 50'nin üzerindedir ve TDI indekslerine göre istasyonlarının büyük çoğunluğu ötrofikdir. Lentik alanlarda ise LTDI indeksine göre istasyonların çoğunluğu lotik alanlara benzer şekilde ötrofikdir. İki örneklem t-testi sonuçlarına göre lentik istasyonlarda belirlenen TDI ve LTDI indeks sonuçları karşılaştırıldığında (Şekil 4.70) aralarında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunamamıştır ($p>0,05$). Spearman rank korelasyon analizine göre iki indeks arasında kuvvetli pozitif korelasyon ($r: 0,808^{**}$, $p<0,001$) tespit edilmiştir.

Son yıllardaki çalışmaların birçoğu, kentsel alanların gelişmesi ve kontrolsüz tarım uygulamalarının yol açtığı ciddi kirlilik nedeniyle indekslere dayalı su kalitesi izleme, özellikle 2000'li yıllardan sonra Türkiye'de kullanılmaya başlanmıştır ve bu konu her geçen gün daha da önem kazanmaktadır. Diyatomeleler, bilindiği gibi su ekosistemlerinin önemli bir grubudur ve diyatome tabanlı indeksler, lotik sistemlerinde ekolojik koşulların değerlendirilmesi için giderek daha önemli araçlar haline gelmektedir. Birçok araştırmacı uyguladıkları indekslerin bölgelere ya da ülkelere göre farklı sonuçlar verdiğini tespit etmişlerdir. Avusturyada yapılan bir çalışmada sentrik diyatomelelerin eksikliğinin besin tuzu fazlalığının belirteci olduğu ve TDI'nin tek başına Avusturya'daki göllerin trofik durumunu belirleyemediğini belirtmişlerdir (Kitner ve Poulícková, 2003). Göl Trofik Diyatome İndeksi (LTDI2), Trofik Diyatome İndeksi (TDI)'nin bir modifikasyonudur. TDI, Zelinka ve Marvan (1961)'in ağırlıklı ortalama eşitliği temeline dayanmaktadır. İki indeksin en önemli farkı LTDI2'de indikatör değerlerinin (v_j) kullanılmamasıdır.

Ülkemizdeki Diyatomelelere dayalı indeks çalışmalarının ilkleri Bodrum Çayı (Muğla) (Barlas vd. 2001), Akçapınar Çayı ve Kadınazmağı (Muğla) (Barlas vd. 2001), Aksu Çayı

(Isparta) (Kalyoncu, 2002 doktora tezi), Isparta Çayı (Kalyoncu, 2006) çalışmalarıdır. Muğla, Akçay'da (Solak vd. (2007) yaptıkları çalışmada Avrupa ve diğer ülkelerde kullanılan yaygın indeksleri kullanarak bu indekslerin su kalitesini değerlendirmedeki önemini belirlemek ve Türkiye'deki sucul sistemler için en iyi indeksin belirlenmesine çalışmayı amaçlamışlardır. Maraşlıoğlu vd. (2020) Mert Çayı'nın su kalitesini ve ekolojik durumunu değerlendirmek için diyatome tabanlı diatom metriklerinin (TDI, BDI, GDI) performansları karşılaştırmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, özellikle GDI başta olmak üzere diyatome metriklerinin kalitesi metriklerinin, lotik sistemlerin izlenmesi için kullanılabileceğini belirtmişlerdir. Solak vd. (2020), Sakarya su havzasında 46 örnekleme istasyonunda 2018 Mayıs ayında yaptıkları çalışmada fizikokimyasal çalışmaların yanı sıra diyatome türlerini de araştırmışlardır. 18 diyatome indeksi uygulanmıştır. Bakılan indeksler arasında bizim de çalıştığımız TDI indeksinin çevresel değişkenlerden oldukça çok etkilendiğini bildirmişlerdir. Çalışma bizim araştırmamız gibi zamansal değil mekânsal bir çalışmadır ve bu yönüyle çalışmamızla benzerlik göstermektedir. Zümbülgil (2015), yaptığı çalışmada Uluabat Gölü'nün biyolojik su kalitesinin belirlenmesinde epifitik diatomeleri kullanmıştır Epifitik alglerin su kalitesi belirlenmesinde iyi bir indikatör organizma grubu olduğu ve dağılımlarına göre hesaplanan LTDI indeksinin göllerde trofik seviyenin belirlenmesinde uygun bir metrik olduğu sonucuna varılmıştır. Sevindik ve Kucuk (2016), Acarlar Longoz ormanı taşkın alanı su örneklerinin epilitik ve epifitik diyatome topluluğunu incelemiş, TDI ve TDIL ile çevre değişkenleri arasındaki ilgiyi araştırmışlardır. TDI ve TDIL'nin birbirleriyle ilişkili olduğunu ve su taşkın alanının kalitesinin anlaşılması için uygulanabileceğini belirtmişlerdir.

Hem çevresel değişkenler hem de diyatome indeksleri bir arada değerlendirildiğinde Eskişehir ili lotik ve lentik habitatlarında ötrofikasyon seviyesinin yüksek olduğu tespit edilmiştir. Tarımsal ve evsel kirliliğin yanında endüstriyel kirliliğin de ötrofikasyonun temel kaynakları olduğu sonucuna varılmıştır.

KAYNAKLAR

- Akbulut A, & Yıldız K. (2002). The planktonic diatoms of lake çıldır (Ardahan-Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 26(2), 55–75.
- Akın, M., & Akın, G. (2007). Suyun Önemi, Türkiye’de Su Potansiyeli, Su Havzaları ve Su Kirliliği. *Ankara Üniversitesi Dil ve Tarih-Coğrafya Fakültesi Dergisi*, 47(2), 105–118.
- Aküzüm, T., Çakmak, B., & Gökarp, Z. (2010). Türkiye’de su kaynakları yönetiminin değerlendirilmesi. *Tarım Bilimleri Araştırma Dergisi*, 1, 67–74.
- Alakananda, B., Karthick, B., Mahesh, M. K., & Ramachandra, T. v. (2011). Diatom-Based Pollution Monitoring in Urban Wetlands. *IUP Journal of Soil & Water Sciences*, 4(2).
- APHA] (1998), Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edn. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C
- Ardıç, C. (2013). (İçme suyundaki nitrat konsantrasyonunun insan sağlığı üzerine oluşturduğu risklerin belirlenmesi Yüksek Lisans tezi (basılmamış)]. Hacettepe Üniversitesi).
- Arnell, N. W., Charlton, M. B., & Lowe, J. A. (2014). The effect of climate policy on the impacts of climate change on river flows in the UK. *Journal of Hydrology*, 510, 424–435. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.046>
- Atici, T., Tokatlı, C., & Cicek, A. (2018). Diatoms of Seydisuyu stream basin (Turkey) and assessment of water quality by statistical and biological approaches. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences*, 36(1), 271–288.
- Ayça, O., Kaleli, M. A., Albay, R. A., Demo, L. K., Dorak, Z., Gaygusuz, Ö., Aydın, F., Çetin, T., Karaaslan, Y., & Albay, M. (2020). Composition and distribution of benthic diatoms in different habitats of Burdur River Basin. *Turkish Journal of Water Science and Management*, 4(1), 31–57.
- Barinova, S. (2011). The effect of altitude on distribution of freshwater algae in continental Israel. *Plant Biol*, 12, 89–95.
- Barinova, S., Ali, N., & Barkatullah, S. F. M. (2013). Ecological adaptation to altitude of algal communities in the Swat Valley (Hindu Cush Mountains, Pakistan). *Expert Opinion on Environmental Biology*, 2, 2.
- Barlas, M., Mumcu, F., Dirican, S., & Solak, C. N. (2001). Sarıçay (Muğla-Milas)’da yaşayan epilitik diatomların su kalitesine bağlı olarak incelenmesi. IV. *Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi Bildiri Kitabı*, 313.
- Barlas, M., Mumcu, F., Solak, C. N., & Çoban, O. (2002). Akçapınar Deresi ve Gökova Kadın Azmağı Deresi (Muğla) epilitik Algleri Üzerine Bir Araştırma. XVI. *Ulusal Biyoloji Kongresi, Malatya*.
- Bennion, H., Kelly, M. G., Juggins, S., Yallop, M. L., Burgess, A., Jamieson, J., & Krokowski, J. (2014). Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science*, 33(2), 639–654. <https://doi.org/DOI: 10.1086/675447>
- Bepka (2011), Çevre Durum Raporu, <https://bebka.org.tr/wp-content/uploads/2021/07/C%CC%A7evre-Durum-Raporu.pdf>
- Bingöl, N. A., Özyurt, M. S., Dayıoğlu, H., Yamık, A., & Solak, C. N. (2007). Yukarı Porsuk Çayı (Kütahya) Epilitik Diatomeleri. *Ekoloji*, 15(62), 23–29.
- Blinn, W., Shannon, J. P., Stevens, L. E., & Carder, J. P. (1995). Consequences of fluctuating discharge for lotic communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 14(2), 233–248.

- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes 1. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361–369.
- Çelekli, A., Kayhan, S., Lekesiz, Ö., Toudjani, A. A., & Çetin, T. (2019). Limno-ecological assessment of Aras River surface waters in Turkey: application of diatom indices. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 8028–8038.
- Celekli, A., Toudjani, A., Gümüş, E., Kayhan, S., Lekesiz, H., & Cetin, T. (2019). Determination of trophic weight and indicator values of diatoms in Turkish running waters for water quality assessment. *Turkish Journal of Botany*, 43(1), 90–101. <https://doi.org/10.3906/bot-1704-40>
- Cemegref, M. (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. *Rapport Cemagref QE Lyon-AF Bassin Rhône Méditerranée Corse*.
- Çetin, T. (2014). Su çerçeve direktifine göre biyolojik kalite elementleri: fitoplankton ve fitobentoz. *Uzmanlık Tezi, TC Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Ankara*.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., Mooney, H. A., & Vitousek, P. M. (2002). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*.
- Chen, X., Zhou, W., Luo, G., Luo, P., & Chen, Z. (2020). Spatial and temporal variations of the diatom communities in megacity streams and its implications for biological monitoring. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(30), 37581–37591. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09743-8>
- ÇŞB (2020). Eskişehir İli 2019 Yılı Çevre Durum Raporu (https://webdosya.csb.gov.tr/db/ced/icerikler/esk-seh-r_-cdr2019-20200814100218.pdf) Eskişehir. (2023, 19 Şubat). Wikipedia <https://tr.wikipedia.org/wiki/Eskişehir>
- Çiçek, N. L., & Ertan, Ö. O. (2015). Köprüçay Nehri (Antalya) su kalitesinin epilitik diyotomlarla belirlenmesi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 32(2), 65–78.
- Çiçek, N. L., Kalyoncu, H., Akköz, C., & Ertan, Ö. O. (2010a). Darıören Deresi ve Isparta Çayı (Isparta)'nın epilitik algleri ve mevsimsel dağılımlar. *Journal of FisheriesSciences. Com*, 4(1), 78.
- Çiçek, N. L., Kalyoncu, H., Akköz, C., & Ertan, Ö. O. (2010b). Darıören Deresi ve Isparta Çayı (Isparta)'nın epilitik algleri ve mevsimsel dağılımları. *Journal of FisheriesSciences. Com*, 4(1), 78.
- Coste, M., Bosca, C., & Dauta, A. (1991). Use of algae for monitoring rivers in France. *Use of Algae for Monitoring Rivers*, Whitton BA, Friedrich G., 75–88.
- Coste, M., & Lenoir, A. (1998). *Development of a practical diatomic index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network*.
- Dalkıran, N., Külköylüoğlu, O., Dere, Ş., Karacaoğlu, D., Akay, E., Yavuzatmaca, M., Akdemir, D., & Çelen, E. (2021). Effect of habitat type on algal species diversity and distribution at high altitudes. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 21(1), 189–199. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.05.003>
- Davraz, A., Şener, Ş., & Şener, E. (2016). Su kaynaklarının kullanma ve koruma metodolojisinin geliştirilmesi: Eğirdir Gölü Havzası örneği. *Mühendislik Bilimleri ve Tasarım Dergisi*, 4(3), 227–238.
- de Pauw, N., & Hawkes, H. A. (1994). Biological monitoring of river water quality. *River Water Quality Monitoring and Control*. WJ Walley & S. Judd (Eds). Aston University, Birmingham, 87–111.
- Dell'Uomo, A. (1996). Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. *Use of Algae for Monitoring Rivers*, 65–72.

- Dell'Uomo, A. (2004). L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. *Linee Guida. APAT Agenzia per La Protezione Dell'ambiente e per I Servizi Tecnici, Roma*.
- Delpla, I., Jung, A.-V., Baures, E., Clement, M., & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35(8), 1225–1233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001>
- Directive, W. F. (2000). Water Framework Directive. *J. Ref. OJL*, 327, 1–73.
- Dixit, S. S., Smol, J. P., Kingston, J. C., & Charles, D. F. (1992). Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environmental Science & Technology*, 26(1), 22–33. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es00025a002>
- Doğan-Sağlamtimur, N., & Sağlamtimur, B. (2018). Sucul ortamlarda ötrofikasyon durumu ve senaryoları. *Niğde Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 7(1), 75–82. <https://doi.org/https://doi.org/10.28948/ngumuh.386307>
- Dorak, S., Aşık, B. B., & Özsoy, G. (2019). Tarımda su kalitesi ve su kirliliğinin önemi: Bursa Nilüfer çayı örneği. *Bursa Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 33(1), 155–166.
- DSİ (2020), DSİ 2019 Yılı Resmi Su Kaynakları İstatistikleri <https://www.dsi.gov.tr/Sayfa/Detay/1344>
- Dumnicka E., Jelonek M., Kwandrans J., Wojtal A. & Zurek R. 2006. Ichtiofauna i status ekologiczny wód Wisły, Raby, Dunajca i Wisloki. Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Kraków, 220 pp.
- Dunck, B., Felisberto, S. A., & de Souza Nogueira, I. (2019). Effects of freshwater eutrophication on species and functional beta diversity of periphytic algae. *Hydrobiologia*, 837, 195–204. [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10750-019-03971-x\(0123456789\(\).,-volV\)\(01234567](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10750-019-03971-x(0123456789().,-volV)(01234567)
- Ertan, Ö. O., & Morkoyunlu, A. (1998). The algae flora of aksu Stream (Isparta-Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 22(4), 239–256.
- Fritz, S. C., Kingston, J. C., & Engstrom, D. R. (1993). Quantitative trophic reconstruction from sedimentary diatom assemblages: a cautionary tale. *Freshwater Biology*, 30(1), 1–23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00784.x>
- Gómez, N., & Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 173–181.
- Gönüloğlu, A. (1986). Phytoplankton of Karamık Lake (Afyon) Turkey. *Communications Faculty of Sciences University of Ankara Series C Biology*, 4(01.02).
- Guiry M. D. & G. M. Guiry, 2023. AlgaeBase. World-Wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org/>
- Gurbuz, H., & Kivrak, E. (2002). Use of epilithic diatoms to evaluate water quality in the Karasu River of Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 23(3), 239–246.
- Harding, J. P. C., & Kelly, M. G. (1999). Recent developments in algal-based monitoring in the United Kingdom. *Use of Algae for Monitoring River Sill. Agence de LrEau Artois-Picardie, Douai, France*.
- Hopkins, K. G., Morse, N. B., Bain, D. J., Bettez, N. D., Grimm, N. B., Morse, J. L., Palta, M. M., Shuster, W. D., Bratt, A. R., & Suchy, A. K. (2015). Assessment of regional variation in streamflow responses to urbanization and the persistence of physiography. *Environmental Science & Technology*, 49(5), 2724–2732.
- Hurlimann, J., & Niederhauser, P. (2006). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flachendeckend) Bundesamt für Umwelt. *BAFU, Bern*.

- Hustedt, F. (1930). Bacillariophyta (Diatomeae) Zweite Auflage. In: Die Süsswasser-Flora Mitteleuropas. Heft 10. (Pascher, A. Eds), pp. [i]-vii, [1]-466. Jena: Verlag von Gustav Fischer.
- Ilin, I., Kalinina, O., Iliashenko, O., & Levina, A. (2016). Sustainable urban development as a driver of safety system development of the urban underground. *Procedia Engineering*, 165, 1673–1682. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.909>
- Iyinbor, A. A., Adebesin, B. O., Abimbola, O., & Adelani-Akande, A. (2018). Water pollution: Effects, prevention and climatic impact. *Water Chall. Urban. World*, 33. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.72018>
- Kalyoncu, H. (2006). Isparta Deresi su kalitesinin fizikokimyasal parametrelere ve epilitik diyatomelere göre belirlenmesi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fen Dergisi*, 1(1), 14–25.
- Kalyoncu, H., Barlas, M., & Yorulmaz, B. (2008). *Aksu Çayı'nda (Isparta-Antalya) epilitik alg çeşitliliği ve akarsuyun fizikokimyasal yapısı arasındaki ilişki*.
- Kalyoncu, H., & Şerbetçi, B. (2013). Applicability of diatom-based water quality assessment indices in Dari stream, Isparta-Turkey. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 7(6), 386–394.
- Karthick, B., & Kociolek, J. P. (2011). Four new centric diatoms (Bacillariophyceae) from the Western Ghats, South India. *Phytotaxa*, 22(1), 25–40.
- Karthikeyan, P., Vennila, G., Venkatachalapathy, R., Subramani, T., Prakash, R., & Aswini, M. K. (2018). Assessment of heavy metals in the surface sediments of the Emerald Lake using of spatial distribution and multivariate techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(11), 1–18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10661-018-7037-0>
- Kayaer, M., & Çiftçi, S. (2018). 'Su Sorunu' ve Türkiye'nin Tatlısu Potansiyeli Çerçevesinde Türkiye'nin Sınırışan Sularının Stratejik, Etik ve Hukuki Boyutlarının Değerlendirilmesi. *Pesa Uluslararası Sosyal Araştırmalar Dergisi*, 4(3), 386–404. <https://doi.org/https://doi.org/10.25272/j.2149-8385.2018.4.3.02>
- Kelly, M. G. (1998a). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, 32(1), 236–242. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00157-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00157-7)
- Kelly, M. G. (1998b). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, 32(1), 236–242.
- Kelly, M. G., Adams, C., Graves, A. C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E. B., Murray-Bligh, J., Pritchard, S., & Wilkins, C. (2001). *The trophic diatom index: A user's manual*. Environment Agency Bristol.
- Kelly, M. G., & Whitton, B. A. (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7(4), 433–444.
- Kitner, M., & Poulicková, A. (2003). Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506, 519–524.
- Kivrak, E. (2006). Seasonal and long term changes of the phytoplankton in the Lake Tortum in relation to environmental factors, Erzurum, Turkey. *Biologia*, 61(4), 339–345.
- Kivrak, E., & Gürbüz, H. (2005). The benthic algal flora of Demirdöven dam reservoir (Erzurum, Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 29(1), 1–10.
- Kıvanç, M., Güven, K., Uçan, N. K., Sarıözlü, N. Y., Mutlu, M. B., & Yılmaz, M. (2004). Porsuk Çayı'nda azot miktarı ve nitrifikasyon bakterilerinin dağılımı. *Orlab On-Line Mikrobiyoloji Dergisi*, 2(1), 2–11.

- Köse, E., Çiçek, A., Emiroğlu, Ö., Tokatli, C., Uğurluoğlu, A., Başkurt, S., Aksu, S., Uylaş, M. (2016). Water quality assesment of Porsuk stream basin. *Biological Diversity and Conservation*, 9(3),119-126.
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1991). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Bd. 02/3: *Bacillariophyceae Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*.
- Kratzer, C. R., & Brezonik, P. L. (1981). A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 17(4), 713–715.
- Lee, R. E. (2018). *Phycology*. Cambridge university press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/9781316407219>
- Liu, X., Han, J., Li, Y., Zhu, B., Li, Y., & Pan, K. (2022). The Structure of the Seasonal Benthic Diatom Community and Its Relationship With Environmental Factors in the Yellow River Delta. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2022.784238>
- Lowe, R. L. (1974). *Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms* (Vol. 1). National Environmental Research Center, Office of Research and Development
- Maraşlıoğlu, F., Bektaş, S., & Özen, A. (2020). Comparative Performance of Physicochemical and Diatom-Based Metrics in Assessing the Water Quality of Mert Stream, Turkey. *Journal of Ecological Engineering*, 21(8). <https://doi.org/https://doi.org/10.12911/22998993/127392>
- M.D. Guiry in Guiry, M. D. & G. G. M. (2022, December 9). *Algaebase*.
- Muhammetoglu, A., Muhammetoglu, H., Oktas, S., Oztokcen, L., & Soyupak, S. (2005). Impact Assessment of Different Management Scenarios on Water Quality of Porsuk River and Dam System – Turkey. *Water Resources Management*, 19(2), 199–210. <https://doi.org/10.1007/s11269-005-3473-z>
- Newall, P., Bate, N., & Metzeling, L. (2006). A comparison of diatom and macroinvertebrate classification of sites in the Kiewa River system, Australia. *Hydrobiologia*, 572(1), 131–149.
- Norton, T. A., Melkonian, M., & Andersen, R. A. (1996a). Algal biodiversity. *Phycologia*, 35(4), 308–326.
- Norton, T. A., Melkonian, M., & Andersen, R. A. (1996b). Algal biodiversity. *Phycologia*, 35(4), 308–326.
- Ölmez, M., & Saraç, D. (2009). Su Ürünleri İçin Ph'nın Önemi. *Ziraat Mühendisliği*, 353, 12–17.
- Özdestan, Ö., Üren, A., Üniversitesi, E., Fakültesi, M., & Bölümü, G. M. (n.d.). *Akademik Gıda 8(6) (2010) 35-43 Derleme Makale / Review Paper Gıdalarda Nitrat ve Nitrit*. <http://www.academicfoodjournal.com>
- OECD (1999), <https://www.oecd.org/env/outreach/38205662.pdf>
- Oztetik, E., Cicek, A., & Arslan, N. (2013). Early antioxidative defence responses in the aquatic worms (*Limnodrilus* sp.) in Porsuk Creek in Eskisehir (Turkey). *Toxicology and Industrial Health*, 29(6), 541–554. <https://doi.org/10.1177/0748233712442734>
- Pabuccu, K., Gulecek, R., & Solak, C. N. (2011). *Seasonal Variation of Epipellic Algal Flora in Gunyuzu Pond (Eskisehir/Turkey)*.
- Pabuçcu, K., Solak, C. N., Barlas, M., & Feher, G. (2007a). Use of epilithic diatoms to evaluate water quality of Akçay Stream (Büyük-Menderes River) in Mugla/Turkey. *Hydrobiologia*, 17(3).

- Pabuçcu, K., Solak, C. N., Barlas, M., & Feher, G. (2007b). Use of epilithic diatoms to evaluate water quality of Akçay Stream (Büyük-Menderes River) in Mugla/Turkey. *Hydrobiologia*, 17(3).
- Parker, A. R., & Townley, H. E. (2007). Biomimetics of photonic nanostructures. *Nature Nanotechnology*, 2(6), 347–353.
- Passy, S. I., Bode, R. W., Carlson, D. M., & Novak, M. A. (2004). Comparative environmental assessment in the studies of benthic diatom, macroinvertebrate, and fish communities. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering All Aspects of Limnology and Marine Biology*, 89(2), 121–138.
- Patrick, R.M. and Reimer, C.W. (1975) The Diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii, V. 2 Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 13.
- Pentecost, A., Bayari, S., & Yesertener, C. (1997). Phototrophic microorganisms of the Pamukkale travertine, Turkey: their distribution and influence on travertine deposition. *Geomicrobiology Journal*, 14(4), 269–283.
- Perales-Vela, H. V., Pena-Castro, J. M., & Canizares-Villanueva, R. O. (2006). Heavy metal detoxification in eukaryotic microalgae. *Chemosphere*, 64(1), 1–10.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., & Nilon, C. H. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331–362.
- Prygiel, J., & Coste, M. (1993). The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. *Hydrobiologia*, 269(1), 343–349.
- Resmi Gazete, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, 31513 sayılı Resmi Gazete, Ankara., (2021).
- Round, F. E., Crawford, R. M., & Mann, D. G. (1990). *Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge university press.
- Satoh, A., Vudikaria, L. Q., Kurano, N., & Miyachi, S. (2005). Evaluation of the sensitivity of marine microalgal strains to the heavy metals, Cu, As, Sb, Pb and Cd. *Environment International*, 31(5), 713–722.
- Schmedtje, U., Gutowski, A., Hofmann, G., Leukart, P., Melzer, A., Mollenhauer, D., Schneider, S., & Tremp, H. (1998). Trophiekartierung von aufwuchs-und makrophytendominierten Fließgewässern (Mapping of the trophic status of running waters dominated by periphytic algae and macrophytes). *Informationsberichte Des Bayerischen Landesamtes Für Wasserwirtschaft (Information Reports of the Bavarian Water Management Agency)*, 4(98), 501.
- Schoeman, F. R., Archibald, R. E. M., & Ashton, P. J. (1984). The diatom flora in the vicinity of the Pretoria Salt Pan, Transvaal, Republic of South Africa. Part III (final). *South African Journal of Botany*, 3(4), 191–207.
- Scuri, S., Torrisi, M., Cocchioni, M., & Dell’Uomo, A. (2006). The European Water Framework Directive 2000/60/EC in the evaluation of the ecological status of watercourses. Case study: the river Chienti (central Apennines, Italy). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34(5), 498–505.
- Şen, B., Pala, T. G., & Çağlar, M. (2005). Özlüce Baraj Gölü (Kiğı/Bingöl) epilithic diatomeleri ve mevsimsel değişimleri. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 17(2), 310–318.
- Serdar, S. (2015). Doğu karadeniz havzası akarsularının fizikokimyasal su kalitesi mevsimsel değişimlerinin belirlenmesi. Yayımlanmamış Yüksek Lisans Tezi. Rize: Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü

- Sevindik, T. O., & Kucuk, F. (2016). Benthic Diatoms as Indicators of Water Quality in the Acarlar Floodplain Forest (Northern Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(10), 4013–4025.
- Sládeček, V. (1986). Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 14(5), 555–566.
- Smol, J. P., & Stoermer, E. F. (2010). *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press.
- Solak, C. N. (2011). The application of diatom indices in the upper Porsuk Creek Kütahya-Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(1).
- Solak, C. N., & Ács, É. (2009). The application of diatom indices in the Felent Creek (Porsuk-Kütahya). In *Diatomededelingen* (Vol. 33).
- Solak, C. N., & Kulikovskiy, M. (2013). Species composition and distribution of centric diatoms from Türkmen Mountain (Sakarya River Basin/Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 37(3), 589–596.
- Solak, C. N., Peszek, Ł., Yilmaz, E., Ergül, H. A., Kayal, M., Ekmekçi, F., Várbíró, G., Yüce, A. M., Canli, O., Binici, M. S., & Ács, É. (2020). Use of diatoms in monitoring the Sakarya River Basin, Turkey. *Water (Switzerland)*, 12(3), 1–20. <https://doi.org/10.3390/w12030703>
- Solak, C. N., Wojtal, A. Z., Ács, É., & Morales, E. A. (2012). A review of investigations on diatoms (Bacillariophyta) in Turkish inland waters. In *Nova Hedwigia, Beiheft* (Vol. 141). www.borntreager-cramer.de
- Spaulding, S. A., Potapova, M. G., Bishop, I. W., Lee, S. S., Gasperak, T. S., Jovanoska, E., Furey, P. C., & Edlund, M. B. (2021). Diatoms. org: supporting taxonomists, connecting communities. *Diatom Research*, 36(4), 291–304.
- Taş, B., & Çetin, M. (2012). Biyolojik orijinli tek doğal mineral: diyatomit. *Tübbav Bilim Dergisi*, 5(2), 28–46.
- T.C Tarım ve Orman Bakanlığı Ekosistem esaslı su kalitesi. (2019). *Toprak Su Kaynakları*.
- Tokatli, C., Solak, C. N., Yılmaz, E., Atıcı, T., & Dayıoğlu, H. (2020). Research into the epipellic diatoms of the Meriç and Tunca Rivers and the application of the biological diatom index in water quality assessment. *Aquatic Sciences and Engineering*, 35(1), 19–26.
- Tokatlı C. (2013). Evaluation of water quality by using trophic diatom index: Example of Porsuk dam lake. *Journal of Applied Biological Sciences*, 7(1), 1–4.
- Turan, T., & Bayhan, Y. K. (2009). Avrupa Birliği ve Türkiye’de su kaynaklarının korunması politikalarının karşılaştırılması. *Atatürk Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi*, 13(2), 331–340.
- Ünlü, A., & Çoban ve Sara Tunç, F. M. (2008). Hazar Gölü su kalitesinin fiziksel ve inorganik-kimyasal parametreler açısından incelenmesi. In *Fak. Der. J. Fac. Eng. Arch. Gazi Univ. Cilt* (Vol. 23, Issue 1).
- Uyanık, S., & Cebe, A. (2017). AB Su Çerçeve Direktifi kapsamında biyolojik kalite unsurları ile su kalitesinin izlenmesi. *Harran Üniversitesi Mühendislik Dergisi*, 2(3), 64–72.
- Uysal, E. (2015). Eskişehir’deki sulama göletlerinin su kalite indekslerinin belirlenmesi ve ekolojik açıdan değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi. Eskişehir: Anadolu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117–133.

- van Vliet, M. T. H., Franssen, W. H. P., Yearsley, J. R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D. P., & Kabat, P. (2013). Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change*, 23(2), 450–464.
- Yuce, G., Pinarbasi, A., Ozcelik, S., & Ugurluoglu, D. (2006). Soil and water pollution derived from anthropogenic activities in the Porsuk River Basin, Turkey. *Environmental Geology*, 49(3), 359–375. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0072-5>
- Zümbülgil, B. (2015). Uluabat Gölü sulak alan bölgesi epifitik diyatomeleleri ile su kalitesindeki ilişkiler [Yüksek lisans tezi]. Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Ahmet Can OGAN
Doğum Yeri ve Tarihi : Bakırköy/İstanbul 21.08.1995
Yabancı Dil : İngilizce

Eğitim Durumu
Lise : Fenerbahçe Lisesi (2009-2013)
Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi/Biyoloji
Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü/Hidrobiyoloji

Çalıştığı Kurum/Kurumlar :

İletişim (e-posta) : ahmetcanogan@hotmail.com

Yayınları: :

Ogan, A. C., Dalkıran, N., Sanbur, A. & Yavuzatmaca, M. (2022) Determination of eutrophication levels in water bodies of Eskişehir province. IV. International Agricultural, Biological & Life Science Conference, Edirne, Turkey, 29-31 August 2022. P: 187. Sözlü sunum

Sanbur A., Dalkıran N., Ogan A.C., Yavuzatmaca M. & Külköylüoğlu O. (2023). Determination of water quality and eutrophication levels of troughs in Eskişehir province (Turkey). 3rd International Conference on Engineering and Applied Natural Sciences, January 14-17, 2023, Konya, Turkey, p: 259. Sözlü sunum