



Assessment of Pollution and Risk of Elements and Primary Production Proxies in Putka Lake Wetland (Ardahan), Türkiye

Dilek Aykır^{1,a,*}

¹*İzmir Katip Çelebi University, Faculty of Social and Humanities Sciences, Department of Geography, İzmir, Türkiye*

*Corresponding author

ARTICLE INFO	ABSTRACT
<p><i>Research Article</i></p> <p>Received : 16-08-2023 Accepted : 28-08-2023</p> <p>Keywords: Ecological risk Putka Lake Wetland Spatial distribution Source identification Enrichment factor</p>	<p>This study aimed to determine Potential Toxic Element (PTE) concentrations and possible sources in surface sediments of Putka Lake Wetland (PLW) and to contribute to the sustainability of this wetland by determining the ecological risk level. In addition, the study set out to measure the concentrations of nitrogen, phosphorus and other primary production indicators to determine the level of organic pollution. For the study, surface sediment was taken from 8 different points identified on the lake surface. Multi-element analyses were conducted and Chlorophyll Degradation Products (CDP), Total Organic Carbon (TOC), Total Nitrogen (TN), Total Phosphorus (TP) and Biogenic Silica (BSi) were analyzed in the samples. Enrichment Factor (EF), Geoaccumulation index (I_{geo}), Toxic Risk Index (TRI), Modified Ecological Risk (mER), Modified Potential Ecological Risk (mPER) indices were used for ecological evaluations. The minimum and maximum values of the variables are as follows. 113.37-623.82 for CDP, 10.21-29.57 for TOC, 0.51-0.96 for TN, 0.054-0.115 for TP, 0.317-0.90 for BSi, 11.70- for Cu 32.88, 10.25-21.65 for Pb, 44.20-75.90 for Zn, 18.40-50.60 for Ni, 3.20-10.50 for Co, 142-331 for Mn, 0.80-2.73 for Fe, 2.30-6.70 for As, 0.15-0.25 for Cd, V 15.0-56.0, 12.40-52.40 for Cr, for Ti 0.01-0.04, 0.74-3.49 for Al, 0.12-0.35 for Tl, 0.03-0.08 for Hg. Minimal enrichment was detected for the elements Zn, Cu, Fe, Mn, Co, As, V, Ti, Al. Moderate enrichment was found for Ni, Cd, Cr, Tl, while significant accumulation was found for Pb and Hg. The average value of mPER, which expresses the integrated ecological risk level of the elements, was found to be 584. It is recommended that further studies should be continued in the lake to monitor its impact on the ecosystem to ensure the protection and sustainability of this wetland, which is home to a wide variety of species.</p>

Türk Tarım – Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi, 11(9): 1693-1705, 2023

Putka Gölü Sulak Alanı'nda (Ardahan) elementlerin ve birincil üretim proksilerinin kirlilik ve risk değerlendirmesi

MAKALE BİLGİSİ	ÖZ
<p><i>Araştırma Makalesi</i></p> <p>Geliş : 16-08-2023 Kabul : 28-08-2023</p> <p>Anahtar Kelimeler: Ekolojik risk Putka Gölü Sulak Alanı Mekansal dağılım Kaynak tanımlama Zenginleşme faktörü</p>	<p>Bu çalışmanın amacı Putka Gölü Sulak Alanı'nda (PGSA) yüzey sedimenterinde PTE konsantrasyonlarının ve muhtemel kaynakların tespit edilmesi, ekolojik risk seviyelerinin belirlenerek gelecekte bu sulak alanın sürdürülebilirliğine katkı sağlanmasıdır. Ayrıca azot, fosfor ve diğer birincil üretim indikatörlerinin konsantrasyonunun ölçülerek organik kirlilik seviyelerinin belirlenmesidir. Çalışma için göl yüzeyinde belirlenen 8 farklı noktadan yüzey sedimenti alınmıştır. Alınan örneklerde çoklu element analizleri, Klorofil Bozunma Ürünleri (CDP), Toplam Organik Karbon (TOC), Toplam Azot (TN), Toplam Fosfor (TP), Biyojenik Silika (BSi) analizleri yapılmıştır. Ekolojik değerlendirmeler için Zenginleşme Faktörü (EF), Jeoakümülyasyon İndeksi (I_{geo}), Toksik Risk İndeksi (TRI), Modifiye Ekolojik Risk İndeksi (mER), Modifiye Potansiyel Ekolojik risk İndeksi (mPER) indeksleri kullanılmıştır. Değişkenlerin minimum maksimum değerleri şu şekildedir. CDP için 113,37-623,82, TOC için 10,21-29,57, TN için 0,51-0,96, TP için 0,054-0,115, BSi için 0,317-0,90, Cu için 11,70-32,88, Pb için 10,25-21,65, Zn için 44,20-75,90, Ni için 18,40-50,60, Co için 3,20-10,50, Mn için 142-331, Fe için 0,80-2,73 As için 2,30-6,70, Cd için 0,15-0,25, V 15,0-56,0, Cr için 12,40-52,40, Ti için 0,01-0,04, Al için 0,74-3,49, Tl için 0,12-0,35, Hg için 0,03-0,08 bulunmuştur. Zn, Cu, Fe, Mn, Co, As, V, Ti, Al elementleri için minimum zenginleşme tespit edilmiştir. Ni, Cd, Cr, Tl için orta düzeyde zenginleşme tespit edilirken, Pb ve Hg için ise önemli düzeyde birikim bulunmuştur. Elementlerin bütünlük ekolojik risk seviyesini ifade eden mPER ortalama değeri 584 bulunmuştur. Çok çeşitli türlere ev sahipliği yapan bu sulak alanın korunması ve sürdürülebilirliğinin sağlanması için gölde izleme çalışmalarının devam ettirilerek ekosistem üzerindeki etkisinin takip edilmesi önerilmektedir.</p>

^a dlkaykr@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-2748-4055>



Giriş

Sulak alanlar; su kuşları, sürüngenler, balıklar gibi pek çok tür için önemli bir habitat alanı olmasının yanı sıra karbon tutma, su kalitesi yönetimi, iklim değişikliğine uyum gibi birçok ekolojik, ekonomik ve sosyal fayda sağlamaktadır (Costanza ve ark., 1997; Barbier ve ark., 2011; Mitsch ve Gosselink, 2015). Aynı zamanda göçmen kuşların geçiş yaptığı bazı sulak alanlar, biyoçeşitliliğin korunması ve sürdürülebilirliği açısından büyük önem taşımaktadır.

Deniz, lagün, göl, nehir, kıyı ve sulak alanlar gibi bölgelerde element birikimi günümüz dünyasında en önemli küresel sorunların başında gelmektedir (Yang ve ark., 2019; Andersen ve ark., 2019; Li ve ark., 2013; Jahan ve Strezov 2018; Talukder ve ark., 2022).

Küresel ısınma, endüstriyel faaliyetler, kentleşme, nüfus artışı, su kaynaklarının bilinçsizce kullanımı ve sulak alanların insanlar tarafından yok edilmesi gibi birçok faktör nedeniyle ekosistemdeki elementler kirliliği 1900 lü yıllardan bu yana bugüne kadar önemli ölçüde artmaya devam etmektedir.

Elementler, atmosferik birikim, atık su ve karasal akışlardan kaynaklanır (Guo ve ark., 2010; Fural ve ark., 2021) ve yüksek toksisite nedeniyle doğal sistemlere zarar verir (Rai, 2008; Uwah ve ark., 2013; Tagliaferro ve ark., 2018; Sun ve ark., 2020; Zhu ve ark., 2020; Li ve ark., 2022; Aykır ve ark., 2023). Su kaynaklarına katılan elementlerin sedimentte birikimi ekolojik dengeyi bozar (Cao ve ark., 2016; Taş, 2011; Mutlu ve ark., 2018; Kükre ve ark., 2021). Bu elementler, potansiyel toksik element (PTE) olarak isimlendirilir (Wei ve Cen, 2020; Ustaoglu ve ark., 2020). Bu elementlerin lagün, körfez, baraj vb. alanlarda birikmesi PTE kaynaklı ekolojik risk sorunları (zamanla su kalitesinin bozulmasına, bu alanlarda yaşayan canlıların neslinin tükenmesi, biyoçeşitliliğinin azalması vb.) yaratmaktadır (Ramsar Convention on Wetlands, 1971; Audry ve ark., 2004; Lorenzana ve ark., 2008; Green and Elmberg, 2013; Goher ve ark., 2014; 2018; Soliman, ve ark., 2018; Yang ve ark., 2019; Hu vd; Kükre ve ark., 2020; Ustaoglu ve ark., 2020; Karthikeyan ve ark., 2020; Deng ve ark., 2020; Elsagh ve ark., 2021;). Zaman içerisinde sulak alan sedimentlerindeki PTE kirliliği su ve sedimentten beslenen canlıların tüketilmesiyle insan bünyesine geçerek sağlık sorunlarına da neden olabilir (Nargis ve ark., 2019; Magni ve ark., 2021). Bu nedenle, sulak alanlardaki element kirliliğinin, doğal habitatlara ve insan sağlığına olumsuz etkileri yüzünden takip edilmesi için yapılan ekolojik risk analizi çalışmaları, büyük önem taşımaktadır. Bu tür çalışmalar, metal kirliliğinin sulak alanlardaki doğal sistemlere ve insan sağlığına olası etkilerini anlamamıza yardımcı olur ve önleyici tedbirler alınmasına katkıda bulunur. Sulak alanların ekolojik önemine ve bu alanlardaki ekolojik risk değerlendirmesine dair pek çok araştırma yapılmıştır (Zhang ve ark., 2016; Kükre ve ark., 2018; Pehlivan, 2017; Wang ve ark., 2018; Cunningham, ve ark., 2019; Ustaoglu ve ark., 2020; Ustaoglu ve İslam, 2020; Fural ve ark., 2020; Kükre ve ark., 2020; Aykır ve ark.; 2023).

Ekolojik risk analizi çalışmalarında, PTE'nin doğal/antropojenik kaynaklarının belirlenmesi için zenginleşme faktörü (EF) (Sutherland, 2000; Brady ve ark., 2015), jeoakümülyasyon indeksi (I_{geo}) (Müller, 1969),

ekolojik ve toksik riskleri hesaplamak için modifiye potansiyel ekolojik risk indeksi (mPER) (Hakanson 1980; Brady ve ark., 2015), toksik risk indeksi (TRI) hesaplanmaktadır (MacDonald ve ark., 2000; Zhang, ve ark., 2016; Benson ve ark., 2018).

Göller, sedimette birincil üretimin uzun yıllar kaydını tutan önemli ekolojik alanlardan biridir. Bu çökellerden birincil üretim göstergeleri olan TOC (Toplam Organik Karbon), TN (ToplamAzot), TP (toplama fosfor), CDP (Klorofil Bozunma Ürünleri) ve BSi (Biyojenik Silika) miktarlarının zamansal ve mekansal değişimini takip etmek mümkündür. Ekolojik risk çalışmalarında biyojeokimyasal süreçlerde önemli rol oynayan ikincil kaynak özelliği gösteren bu birincil üretim göstergeleri büyük önem taşımaktadır (Nazneen ve Raju, 2017). Göl ortamındaki ötrofikasyon azot ve fosfor girdileri ile başlar. Antropojenik kaynaklı olan bu girdiler bitki biyomasının artışı sonucu ötrofikasyona neden olur (Yağcı, 2010). Göl ortamlarında biriken organik maddenin ayrıştırıcılar tarafından parçalanması esnasında gerçekleşen aşırı miktarda oksijen tüketiminin gerçekleşmesi sonucunda oksijenin yaşam seviyesinin altına düşmesiyle anoksik koşullar başlar ve bu durum göldeki canlılar açısından bir tehdit oluşturur. Göllerde alg çoğalmasının yaşanması ile suyun ışık geçirgenliği azalır, TOC miktarı artar, tabanda oksijensiz süreçler yaşanır ve hidrojen sülfür (H_2S), bisülfid iyonu (HSO_4), sülfür anyonu (S), metan (CH_4), amonyak (NH_3) gibi toksik madde üretimi artar (Ulutaş, 2014). Göllerdeki organik materyallerin kaynağı otokton/allokton olabileceği gibi karışık kökenli de olabilir. Bunun yanı sıra doğal kaynaklı olabileceği gibi sanayi, evsel atıkların göl ortamına deşarj edilmesi, tarım gibi beşeri faaliyetler de olabilir (Nazneen ve Raju, 2017; Fural ve ark., 2021).

Birincil üretim sonucunda oluşan karbon organik maddenin kaynağını belirlemede önemlidir. Toplam organik karbonun toplam azot oranına bölünmesi kaynağın karasal kökenli mi gölsel mi olduğu hakkında bir fikir vermektedir (Kaushal ve Binford, 1999).

Birincil üretimin önemli bir bölümünü oluşturan diatomeler sulak alanlardaki üretimin % 40'tan fazlasını gerçekleştirir ve göllerdeki karbondioksiti uzaklaştırarak karbon pompası işlevi görmektedir (Li ve ark., 2019). Çökellerdeki BSi miktarının belirlenmesi sedimentte depolanan diatomeler ve genel fitoplankton verimliliği ile ilgili önemli bilgiler sunmaktadır (Sha ve ark., 2020).

PGSA; 4.181 ha. alanı ile 08.04.2015 tarihinde Ulusal Öne Haiz Sulak Alan statüsünde koruma altına alınmıştır. Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nün Türkiye'nin uluslararası sulak alanları listesinin 33. sırasında yer alan sulak alan, göçmen kuşlar ve endemik bitki türleri açısından önem taşımaktadır. Göl çevresi sazlıklarla kaplıdır ve fauna ortamı olarak birçok yerli ve göçmen kuşa ev sahipliği yapmaktadır. 16 – 17 tür göçmen kuş Nisan – Mayıs aylarında gelip sahada üreme dönemini geçirerek Ekim-Kasım aylarında yeniden göç ederler. PGSA, yakınında bulunan Çıldır ve Çalı gölleri ile birlikte içerdikleri endemik bitki türleri ve bitki örtüsü tipiyle "Önemli Bitki Alanı" olarak belirlenmiştir (<https://bolge13.tarimorman.gov.tr/Menu/41/Sulak-Alanlar>).

Çalışma alanı çevresinde bulunan göllerde daha önce yapılan araştırmalarda atmosferik depozisyona bağlı kirlilik tespit edilmiştir (Kükreler ve ark., 2014; Kükreler vd., 2017; Kükreler ve ark., 2018; Kükreler ve ark., 2021). Göl çevresinde hayvancılık yapılması, sulak alanın şehir merkezine ve uluslararası karayoluna yakın olması yüzünden yoğun insan faaliyeti ile karşı karşıya kalması insan baskısının zaman içerisinde daha da artacağını göstermektedir. Sulak alanın bir yönetim planının bulunmaması ve diğer tüm faktörler göz önüne alındığında alandaki ekolojik risklerinin ortaya konulması bugün ve gelecekte sulak alanın sürdürülebilirliği ve alanda yaşayan canlılar açısından büyük önem taşımaktadır.

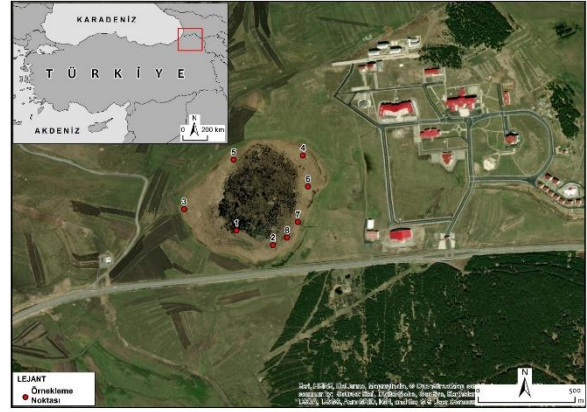
Bu çalışma ile, (i) gölde yüzey sedimentlerinde PTE konsantrasyonlarının belirlenmesi, (ii) muhtemel kaynaklarının tespiti ve PTE kaynaklı ekolojik risk seviyelerinin belirlenmesi, (iii) (iv) Sulak alanın sürdürülebilir kullanımına katkı sağlamak, (v) Azot, fosfor ve diğer birincil üretim indikatörlerinin konsantrasyonunu belirleyerek organik kirlilik seviyelerini ortaya koymak amaçlanmaktadır.

Materyal ve Yöntem

Ekolojik risk analizi çalışmalarında sedimentler, ekolojik risk seviyesi ve PTE konsantrasyonu ile ilgili daha spesifik bilgiler verdiği için çalışma kapsamında sediment örnekleri kullanılmıştır. Çalışma kapsamında belirlenen noktalardan 8 tane yüzey sediment örneği plastik kürek ile alınmıştır. Yaş sediment örneklerine aseton ekstraksiyonu yapılmış ve spektrofotometrik yöntemle CDP analizi gerçekleştirilmiştir (Lorenzen, 1971). Geri kalan örnekler petri kaplarına alınarak etüvde 80°C'de kurutulmuştur. Kuru sediment örnekleri mortarda dövülerek toz haline getirildikten sonra 11 meshlik elekten geçirilmiştir. Kurutulmuş örneklerden Walkley Black Titrasyon yöntemiyle TOC analizi yapılmıştır (Walkley ve Black 1934; Gaudetta ve ark., 1974). TN analizleri CHN analizörü ile Kastamonu Üniversitesi Merkez laboratuvarında gerçekleştirilmiştir. BSi analizi, silikatın alkali ortamda ekstrakte edilerek, standart yöntemle ölçümü esasına göre gerçekleştirilmiştir (Conley ve Schelske, 2006). Değişkenler arasındaki ilişkilerin belirlenmesi için çok değişkenli istatistiksel analizler yapılmıştır. Elde edilen bulgular Arc – Map 10,5 yazılımına aktararak haritalanmıştır. PTE konsantrasyonları Bureau Veritas laboratuvarında (Kanada) İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometresi (ICP-MS) ile gerçekleştirilmiştir. ICP – MS ölçümlerinin geçerliliğini test etmek için dublike ve kör örnek analizleri yapılmıştır. Referans analizler ICP – MS ölçüm sonuçlarının geçerli ve güvenilir olduğunu göstermiştir (Çizelge 1).

PTE'lerin doğal ve antropojenik kaynaklı olup olmadığının tespit edilmesi amacıyla zenginleşme faktörü (EF) (Formül 1) ve jeoakümülyasyon faktörü (I_{geo}) (Formül 2) kullanılmıştır. Ardalan değerleri Ardahan ilinden alınan anakaya örneklerindeki element konsantrasyonlarından elde edildi.

$$EF = \frac{(C_i/C_{referans})_{örnek}}{(B_i/B_{referans})_{ardalan}} \quad (1)$$



Şekil 1. Lokasyon Haritası
Figure 1. Location Map

Çizelge 1. ICP - MS ölçümlerinin kalite kontrol sonuçları
Table 1. Quality control results of ICP - MS measurements

Element	Gözlenen Değer	Beklenen Değer	Ölçüm Limitleri
Cu (ppm)	4.251,9	4.415	0,01
Pb (ppm)	170,55	187	0,01
Zn (ppm)	1.713,1	1.741	0,1
Ni (ppm)	162,2	163	0,1
Co (ppm)	23,9	25	0,1
Mn (ppm)	689	733	1
Fe (%)	3,61	3,7	0,01
As (ppm)	113,9	121	0,1
Cd (ppm)	5,70	6.5	0,01
V (ppm)	70	73	1
Ti (%)	0,228	0,233	0,001
Al (%)	2,16	2,34	0,01
Tl (ppm)	0,56	0,62	0,02
Hg (ppb)	88	100	5

Formülde; C_i element konsantrasyonu, $C_{referans}$, jeokimyasal normalizasyon için kullanılan element konsantrasyonu, B_i elementin bölgesel ardalan değeri, $B_{referans}$ ise normalizasyon için tercih edilen elementin ardalan değerini temsil etmektedir.

Elementlerin doğal ve antropojenik kaynaklarının belirlenmesi amacıyla kullanılan diğer indeks jeoakümülyasyon indeksidir. Jeoakümülyasyon indeksi (I_{geo}) formül 2'ye göre hesaplanmıştır.

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_m}{(B_m \cdot 1,5)} \quad (2)$$

Formülde, C_m : element konsantrasyonu, B_m : elementin ardalan değerini, 1,5 ise sabit katsayı değerini temsil etmektedir.

Sedimentteki toksik risk seviyesini belirlemek için toksik risk indeksi (TRI) kullanılmıştır. Elementlerin bireysel toksik risk katsayısını (TRI_i) tespit etmek için formül 3 kullanılmıştır.

$$TRI_i = \sqrt{\frac{(C_i/TEL)^2 + (C_i/PEL)^2}{2}} \quad (3)$$

Formülde; C_i element konsantrasyonunu, TEL "eşik etki seviyesini", PEL "olası etki seviyesini" temsil etmektedir (MacDonald ve ark., 2000). Elementlerin bireysel toksik risklerini sınıflandıran bir ölçek bulunmamaktadır. Bu nedenle toksik risk değerlendirmesi bütün elementlerin

toplam risk seviyesine göre yapılmaktadır. Bütünleşik TRI değeri formül 4'e göre hesaplanmıştır.

$$TRI = \sum_{i=1}^n TRI_i \quad (4)$$

Formülde; TRI_i bir elementin toksik risk katsayısı, i element konsantrasyonu, n formüle dahil edilen element sayısını, TRI ise toplam toksik riski temsil etmektedir (Zhang ve ark., 2016).

Elementlerin neden olduğu bireysel ekolojik risk seviyesinin tespit edilmesi amacıyla modifiye ekolojik risk (mER) indeksi kullanılmıştır. mER formül 5'e göre hesaplanmıştır (Hakanson, 1980; Brady vd, 2015).

$$mER = EF \times Tr_i \quad (5)$$

Formülde; EF zenginleşme faktörü, Tr_i elementlerin toksik risk katsayısı değerlerini temsil etmektedir. Elementlerin toksik risk katsayı değerleri şu şekildedir; Hg = 40, Cd = 30, As = 10, Cu = Pb = Ni = 5, Cr = 2, Zn = 1, Mn = 1, Co = 5, Tl = 10, V = 2 (Hakanson, 1980).

Elementlerden kaynaklanan toplam ekolojik riskin tespit edilmesi için modifiye potansiyel ekolojik risk indeksi (mPER) kullanılmıştır. mPER formül 6'ya göre hesaplanmıştır (Hakanson, 1980).

$$mPER = \sum_{i=1}^n mER \quad (6)$$

Çalışmada kullanılan ekolojik risk indekslerinin skalaları Çizelge 2'de sunulmuştur.

Bulgular ve Tartışma

Metal Birikimlerinin Değerlendirilmesi

Değişkenlere ait istatistikler Çizelge 3'de verilmiştir. Elementlerin ham dağılımına bakıldığında Cu, göldeki 2-7-8 nolu istasyonlarda, Zn, 1-2-3-7 ve 8 nolu istasyonlarda, Ni, 2-7-8. İstasyonlarda, Pb, 5-8. İstasyonlarda, Co, 7-8 nolu istasyonlarda, Mn, 1-3-4-7 ve 8 nolu istasyonlarda, Fe, 2-4-7-8 nolu istasyonlarda, As, 2-4-7 ve 8 nolu istasyonlarda, Cd, 1-3-5-7 ve 8 nolu istasyonlarda, V, 2-7 ve 8 nolu istasyonlarda, Cr, 2-7-8 nolu istasyonlarda, Ti, 2 nolu istasyonda, Al, 2-7-8 nolu istasyonda, Tl, 2-7-8 nolu istasyonda, Hg, 8 nolu istasyon dışında tüm istasyonlarda yüksek konsantrasyonda gözlenmiştir (Şekil 2).

EF (Zenginleşme Faktörü)

Cu için istasyonların hiçbirinde önemli derecede zenginleşme tespit edilmemiştir. Pb için, 1-3-5-6-7-8 nolu istasyonlarda çok yüksek düzeyde zenginleşme, 2-4 nolu istasyonlarda orta düzeyde zenginleşme tespit edilmiştir. Bu zenginleşmenin göle yaklaşık 100 m. mesafede bulunan karayolu trafiğinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Wiseman ve ark., 2013, 2015; Sun ve Chen, 2018; Sung ve Park, 2018; Zwolak ve ark., 2019; Uka ve ark., 2021; Huang ve ark., 2022).

Zn için doğudaki 6 nolu istasyonda orta derecede, diğer tüm istasyonlarda minimal zenginleşme tespit edilmiştir. Ni için, 4 nolu istasyon hariç diğer tüm istasyonlarda orta derecede zenginleşme tespit edilmiştir. Co, As, Ti, V, Al için tüm istasyonlarda minimal zenginleşme görülmektedir. Mn için batıda yer alan 3 nolu istasyon hariç diğer tüm istasyonlarda minimum zenginleşme görülmektedir. Fe için, doğudaki 4 nolu istasyonda orta düzeyde zenginleşme tespit edilirken diğer tüm istasyonlarda minimum zenginleşme görülmektedir. Cd, 8 nolu istasyon hariç diğer tüm istasyonlarda orta düzeyde zenginleşme tespit edilmiştir.

Çizelge 2. Ekolojik değerlendirmede kullanılan indekslerin ölçekleri

Table 2. Scales of indexes used in ecological assessments

Zenginleşme Faktörü	
EF	(Sutherland, 2000)
EF<2	Zenginleşme yok -Minimum
2-EF-5	Orta derecede zenginleşme
5-EF-20	Önemli derecede zenginleşme
20-EF-40	Yüksek derecede zenginleşme
EF>40	Çok yüksek derecede zenginleşme
Jeoakümülyasyon İndeksi	
I _{geo}	(Müller, 1969).
I _{geo} ≤0	Kirletilmemiş
0<I _{geo} <1	Düşük – orta derecede kirletilmiş
1<I _{geo} <2	Orta derecede kirletilmiş
2<I _{geo} <3	Orta – yüksek derecede kirletilmiş
3<I _{geo} <4	Güçlü derecede kirletilmiş
4<I _{geo} <5	Oldukça güçlü derecede kirletilmiş
I _{geo} ≥5	Çok güçlü derecede kirletilmiş
Toksik Risk İndeksi	
TRI	(Zhang vd., 2016).
TRI≤5	Toksik risk yok
5<TRI≤10	Düşük derecede toksik risk
10<TRI≤15	Orta derecede toksik risk
15<TRI≤20	Önemli derecede toksik risk
TRI>20	Çok yüksek derecede toksik risk
Modifiye Ekolojik Risk İndeksi	
mER	(Hakanson, 1980).
mER<40	Düşük derecede ekolojik risk
40≤mER<80	Orta derecede ekolojik risk
80≤mER<160	Önemli derecede ekolojik risk
160≤mER<320	Yüksek derecede ekolojik risk
mER≥320	Çok yüksek derecede ekolojik risk
Modifiye Potansiyel Ekolojik Risk İndeksi	
mPER	(Hakanson, 1980)
mPER<150	Düşük potansiyel ekolojik risk
150≤mPER<300	Orta potansiyel ekolojik risk
300≤mPER<600	Önemli potansiyel ekolojik risk
mPER≥600	Çok yüksek potansiyel ekolojik risk

Bu durum gölün karayolunun yakınlığına bağlı olarak yoğun araç trafiğine maruz kalması ile ilişkilendirilebilir (Huang ve ark., 2022). Cr, doğudaki 4 nolu istasyonda minimal düzey, diğer tüm istasyonlarda orta derecede zenginleşme tespit edilmiştir. Tl için kuzeydeki 5 nolu istasyonda önemli derecede zenginleşme, 4 nolu istasyonda minimal kalan istasyonlarda orta derecede zenginleşme görülmektedir. Hg için 8 nolu istasyonda orta düzeyde zenginleşme, diğer tüm istasyonlarda önemli derecede zenginleşme tespit edilmiştir (Şekil 3).

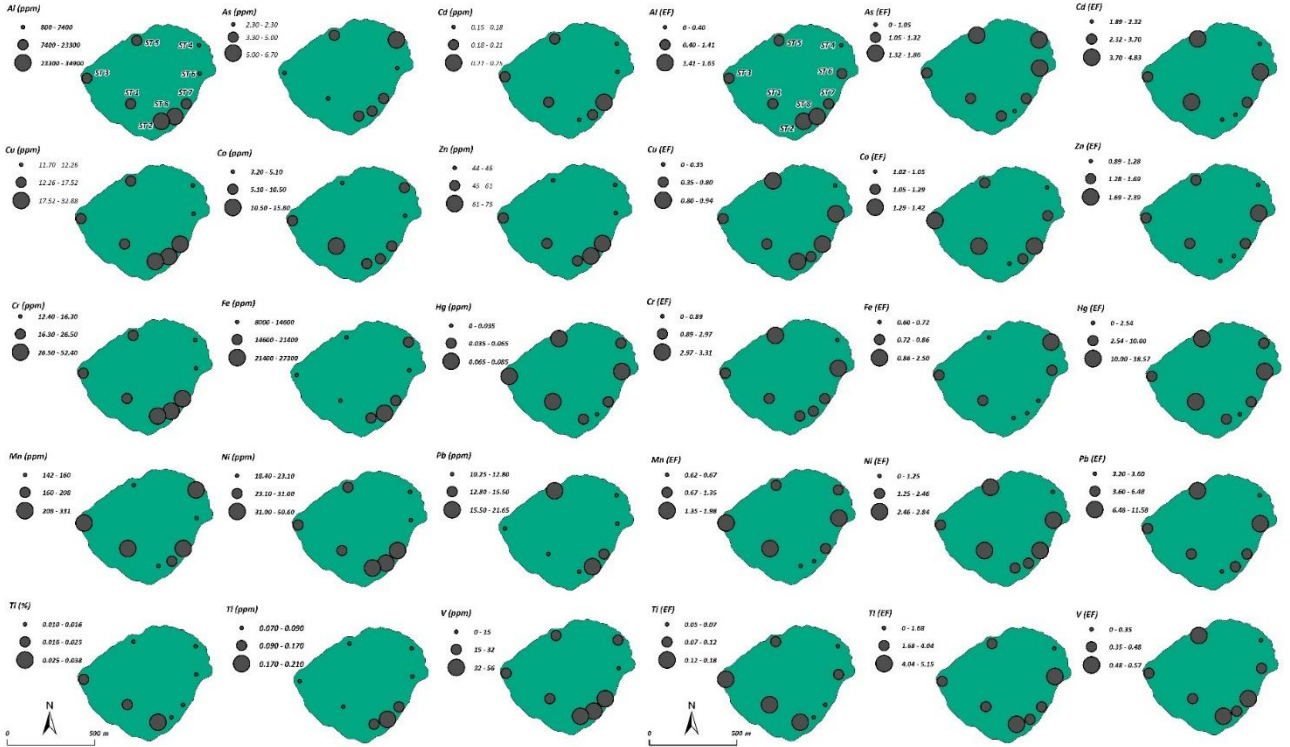
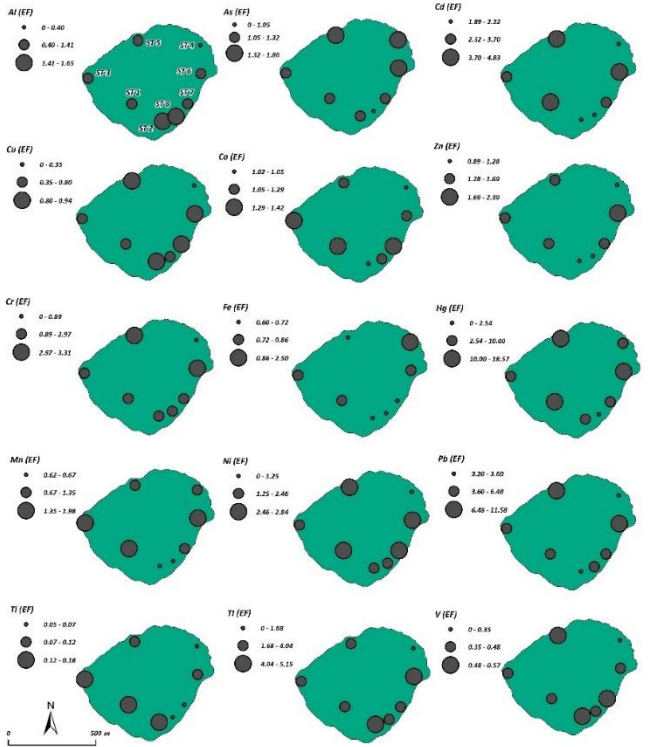
Jeoakümülyasyon İndeksi (I_{geo})

I_{geo} verilerine göre sediment, Ti, V tarafından hiç kirletilmemiştir. Sedimentte Cu açısından, 2-7-8 nolu istasyonlarda düşük-orta düzeyde kirletilmiş, Co, için 6 nolu istasyon hariç, Mn için 2-5-6 nolu istasyon dışında, Fe için, 1-3-5-6 dışındaki diğer istasyonlarda, Al için ise 4-6 nolu istasyonlar dışındaki istasyonlarda düşük-orta derecede kirlenme tespit edilmiştir. Yüzeysel sedimentinde tüm istasyonlarda orta dereceli Zn, Ni, Cd, Cr, Tl birikimi belirlenmiştir. Sediment Pb açısından, 5-8 nolu istasyonlarda orta derecede, Hg açısından ise 8. istasyonda orta derecede kirlilik tespit edilirken, diğer tüm istasyonlarda kuvvetli derecede kirletilmiştir (Şekil 4). Bu belirtilen elementler açısından izleme faaliyetleri devam ettirilmelidir.

Çizelge 3. Değişkenlerin açıklayıcı istatistikleri

Table 3. Descriptive statistics of variables

	Minimum	Maksimum	Ortalama	Ardalan	Standart Sapma
Cu (ppm)	11,70	32,88	21,15	17,00	8,55
Pb (ppm)	10,25	21,65	14,46	1,54	4,61
Zn (ppm)	44,20	75,90	57,48	24,60	12,88
Ni (ppm)	18,40	50,60	33,28	8,92	10,77
Co (ppm)	3,20	10,50	6,69	3,30	2,21
Mn (ppm)	142	331,00	228,25	117,60	74,62
Fe (%)	0,80	2,73	1,70	1,03	0,612
As (ppm)	2,30	6,70	4,11	1,82	1,37
Cd (ppm)	0,15	0,25	0,20	0,036	0,03
V (ppm)	15,00	56,00	34,00	43,8	13,15
Cr (ppm)	12,40	52,40	28,83	6,68	13,07
Ti (%)	0,01	0,04	0,02	0,11	0,009
Al (%)	0,74	3,49	1,85	0,89	0,97
Tl (ppm)	0,12	0,35	0,23	0,02	0,05
Hg (ppm)	0,03	0,08	0,06	0,003	15,51
TRI	2,70	5,92	4,19	-	-
mPER	259,04	1.033,33	584,92	-	-
CDP (µg/g)	113,37	623,82	303,15	-	183,69
TOC (%)	10,21	29,57	21,82	-	6,91
TP (%)	0,054	0,11	0,08	-	0,21
TN (%)	0,519	0,96	0,77	-	0,16
BSİ (%)	0,317	0,90	0,61	-	0,20

Şekil 2. Elementlerin mekânsal dağılımı
Figure 2. Spatial distribution of elementsŞekil 3. Elementlerin EF değerlerinin dağılımı
Figure 3. Distribution of EF values of elements**Muhtemel kaynaklar ile ilgili genel değerlendirme**

Göldeki Pb ve Zn elementlerindeki birikim göle yakın olan uluslararası karayolundaki yoğun araç trafiğinden kaynaklanıyor olabilir (Zhou ve ark., 2014; Huang ve ark., 2022). Hg tüm istasyonlarda çok yüksek düzeyde kontaminasyon göstermektedir. Bu durum atmosferik kaynaklı depozisyona bağlı olabilir (Huang ve ark., 2022). Çalışmanın yapıldığı şehirde yılın 8 ayı fosil yakıt

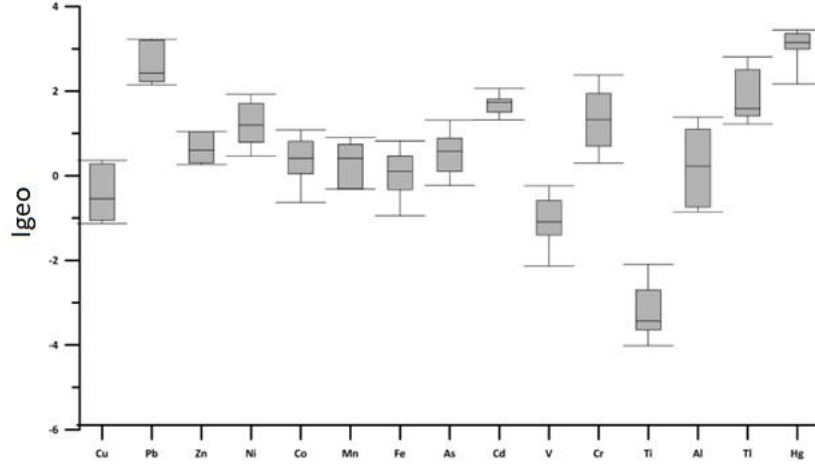
kullanılmasının Ti, Hg, Ni, Cr, Cd elementlerinin kontaminasyonu ile ilişkili olduğu düşünülmektedir (Kükreler ve ark., 2022).

Ti, Fe, Co, Mn, V, Al elementlerinin ortalama zenginleşme değerlerinin minimal düzeyde kalması için bunların anakayanın aşınmasıyla sedimente taşındığını göstermektedir.

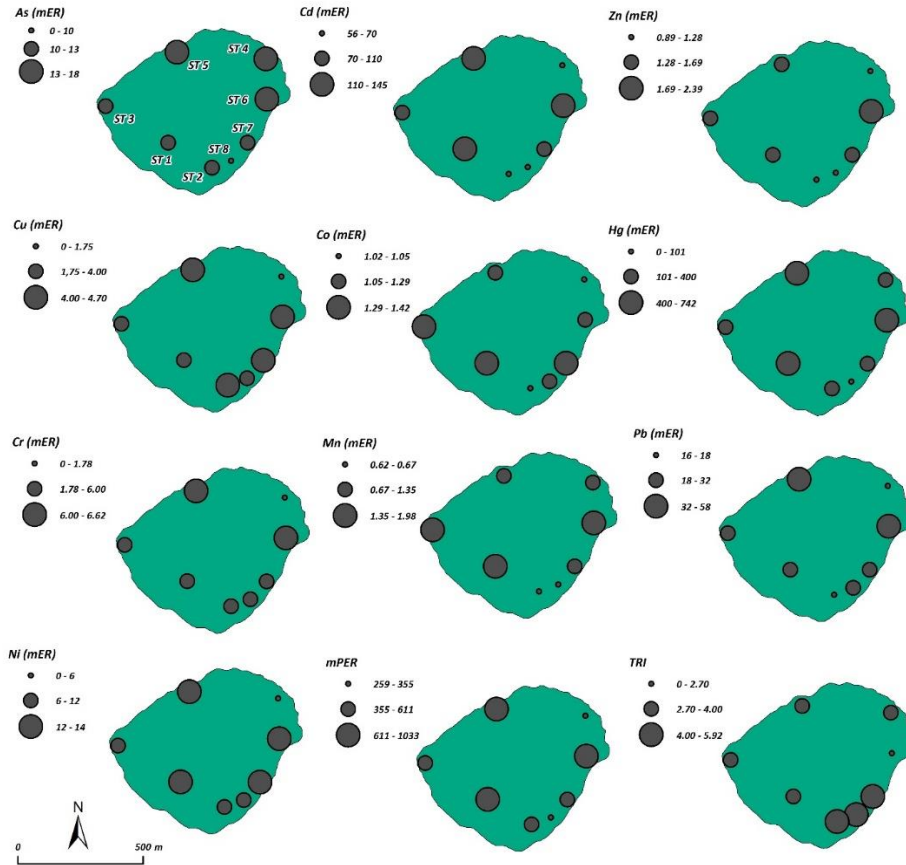
Modifiye Potansiyel Ekolojik Risk İndeksi (mER ve mPER)

Cu, Zn, Ni, Co, Mn, As, V ve Cr tüm istasyonlarda <40 değerine sahip olduklarından ekolojik risk oluşturma potansiyelleri düşüktür. Ortalama değerlere göre Cd (99,13) önemli, Hg (377,23) çok yüksek risk seviyesine sahiptir. Pb (31,64) ve Tl (36,56) şu an için düşük risk seviyesinde görülmesine rağmen sınır değere yakındır. Pb için, 5-6. istasyonlarda orta derecede ekolojik risk diğer istasyonlarda ise düşük ekolojik risk belirlenmiştir. Cd, 2-

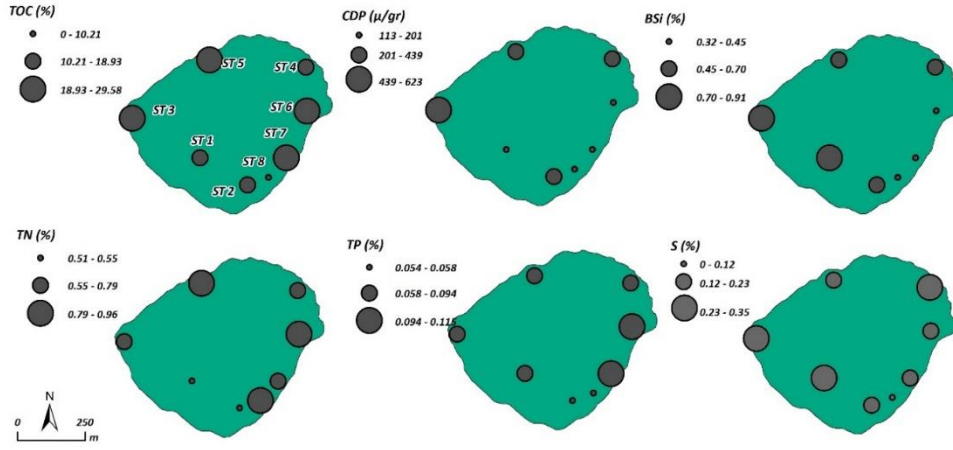
4-8 nolu istasyonlarda orta düzeyde ekolojik risk gösterirken, 1-3-5-6-7 nolu istasyonlarda önemli derecede ekolojik risk tespit edilmiştir. Tl, 2-6-7-8 nolu istasyonlarda orta derecede ekolojik risk oluştururken, diğer istasyonlarda düşük ekolojik risk oluşturmaktadır. Hg, 1-3-5-6 nolu istasyonlarda çok yüksek derecede ekolojik risk oluştururken, 8. istasyonda önemli derecede ekolojik risk, 2-4-7 nolu istasyonlarda ise yüksek derecede ekolojik risk oluşturmaktadır (Şekil 5).



Şekil 4. Geo-accumulation indeksinin Kutu grafiği
Figure 4. Box and Whisker graph of the geo-accumulation index



Şekil 5. mER, mPER, TRI değerlerinin dağılımı
Figure 5. Spatial distribution of mER, mPER, TRI values



Şekil 6. Birincil üretim proksilerinin mekânsal dağılımı
Figure 6. Spatial distribution of primary production proxies

Elementlerin bütünlük ekolojik risk seviyesini ifade eden mPER değerleri 259-1033 arasında değişmekte olup, ortalama değer 584'dür. Ortalama değere göre PGSA'da önemli potansiyel ekolojik risk tehlikesi bulunmaktadır. İstasyonlara göre mPER değerlerine bakıldığında 4-8 nolu istasyonlarda orta potansiyel ekolojik risk, 2-7 nolu istasyonlarda önemli potansiyel ekolojik risk görülürken 1-3-5-6 nolu istasyonlarda çok yüksek potansiyel ekolojik risk görülmektedir (Şekil 5).

Toksik Risk İndeksi (TRI)

TRI verilerinin ortalama değerleri için istasyon bazında 8 (5,92) > 7 (5,15) > 5 (4,07) > 3 (3,81) > 1 (3,68) > 4 (3,34) > 6 (2,70) şeklinde bir sıralama görülmektedir. TRI değerleri 2,70- 5,92 arasında değişmektedir ve ortalama değer 4,19 dur. 1-3-4-5-6 nolu istasyonlarda toksik tespit edilmezken, 7-8 nolu istasyonda düşük derecede toksik risk tespit edilmiştir (Şekil 5).

Birincil Üretim Parametrelerinin Değerlendirilmesi

CDP konsantrasyonu 6. istasyonda en küçük değeri (113,37 µg/g), 3. İstasyonda en yüksek değerini (623,82 µg/g) göstermektedir. Ortalama CDP konsantrasyonu 303,15 µg/g bulunmuştur (Şekil 6).

TOC değerleri incelendiğinde 8. istasyonda en küçük değer (%10,21), 5. istasyonda en yüksek değer (%29,57) görülürken, ortalama TOC değeri %21,82 olarak hesaplanmıştır (Şekil 6).

TP değerleri incelendiğinde; en küçük değer %0,054 ile 8. istasyonda hesaplanırken, en yüksek değer %0,115 ile 6 nolu istasyonda hesaplanmıştır. TP ortalama %0,084 olarak tespit edilmiştir (Şekil 6).

TN hesaplandığında en küçük değer %0,51 ile 1 nolu istasyonda görülürken, en yüksek değer %0,96 ile 8 nolu istasyonda hesaplanmıştır. TN ortalaması %0,77 bulunmuştur (Şekil 6).

SQGs ile ilgili Kanada Çevre ve Enerji Bakanlığı tarafından sınır değerler geliştirilmiştir. Bu değerlere göre TN için ≤ 550 ppm, TP için ≤ 600 ppm SQGs sınır değerleri, kontamine olmamış sedimenti gösterirken TN ≥ 4.800 ppm, TP ≥ 2.000 ppm değerleri ise ciddi kontamine olmuş sedimenti ifade etmektedir (Dan ve ark., 2021). Bu değerlere göre TN için tüm istasyonlarda ciddi kontaminasyon görülmektedir. TP için 2 ve 8 nolu

istasyonda kontaminasyon tespit edilmezken, diğer istasyonlarda da kontaminasyon bulunmasına rağmen ciddi seviyede değildir. Fakat 6 ve 7 nolu istasyonlardaki TP değerinin 1.000 ppm in üzerine çıkması dikkat çekicidir. Bu bakımdan göl TP kirliliği açısından takip edilmelidir (Şekil 6).

BSi değerleri hesaplandığında en küçük değer %0,31 ile 8. İstasyonda hesaplanırken, en yüksek değer %0,90 ile 3 nolu istasyonda hesaplanmıştır. Ortalama BSi %0,61 bulunmuştur (Şekil 6).

BSi değerlerine bakıldığında en küçük değer % 0,32 ile 8. istasyonda, en yüksek değer ise %0,91 ile 3. istasyonda hesaplanmıştır. Ortalama %0,62 hesaplanmıştır (Şekil 6).

Qinghai Gölü'nde karot örneklerinde uzun dönemli BSi değişimleri yağışın birincil üretim üzerindeki baskın etkisini gösterdiği ve durumun TOC ile uyumluluk gösterdiği belirtilmiştir. Kısa dönemli BSi-TOC uyumsuzluğunun nedeni iklimin yanı sıra bazı çevresel süreçlerin BSi üzerindeki etkisidir. Ayrıca göl çevresinde yapılan tarımsal faaliyetlerin de % BSi' nin artışına neden olduğu görülmüştür (Liu ve ark., 2014). Putka Gölü'nde BSi-TOC arasında ilişki bulunmamıştır. Bu durum muhtemelen TOC kaynağının karasal kökenli olmasıyla açıklanabilir.

Daya Körfezi'nde yapılan çalışmada yüzey sedimanlarındaki TOC, TN, TP ve BSi 'nin deniz ürünleri/aquakültür faaliyetleri ve diğer çevresel faktörlerden etkilendiği belirlenmiştir. Körfezde deniz ve su ürünleri yapılarının bulunması, körfeze akan büyük nehirlerin olmaması, zayıf hidrodinamik durum ve küçük adaların bulunması ince taneli sedimentin birikmesine neden olmuştur (Çizelge 4). Körfez sedimentinde TN nin orta ile yüksek düzeyde çıkması zayıf hidrodinamik koşullar ile birlikte deniz balıkçılığı dışkılarının artması körfez sularında zamanla ötrofikasyona neden olabileceği sonucunu göstermiştir. Körfez suyunun 1980 lerin başında iyi olduğunu daha sonradan nükleer santral ve su ürünleri yetiştiriciliği gibi antropojenik faaliyetler sonucu zamanla kirlenmeye başlamıştır (Dan ve ark., 2021). Her ne kadar PGSA bir körfezin dinamik özelliklerine sahip olmasa da akarsu giriş-çıkışının olmaması ve çevresinde hayvancılık faaliyetlerinin yapılması sebebiyle TN açısından benzer baskılar altındadır (Çizelge 4).

Çizelge 4. PGSA birincil üretim süreçlerinin dünyanın farklı bölgelerindeki göl değerleri ile karşılaştırılması

Table 4. Comparison of primary production proxies measured in PGSA with the values of lakes in different parts of the world

Location		TP (%)	TN (%)	TOC (%)	BSi (%)
Putka Gölü (Türkiye) (Bu çalışma)	Min	0,054	0,519	10,214	0,317
	Maks	0,115	0,966	29,578	0,908
	Ort.	0,084	0,770	21,826	0,617
Erhai Gölü (Zhao et al., 2020)	Min	0,087	0,128	0,143	-
	Maks.	0,150	0,546	0,825	-
	Ort.	0,100	0,224	0,244	-
Maojiabu Gölü (Lin et al., 2019)	Min	0,0779	0,1478	-	-
	Maks.	0,1599	0,4864	-	-
Xiaonanhu Gölü (Lin et al., 2019)	Min	0,1157	0,4548	-	-
	Maks.	0,1015	0,5581	-	-
Gorlushak Gölü (Wang et al., 2022)	Min	0,008	0,039	0,331	-
	Maks.	0,066	0,295	2,835	-
Ulan Ul Gölü (Wang et al., 2022)	Min	0,005	0,040	0,313	-
	Maks.	0,049	0,25	3,823	-
Xijir Ulan Gölü (Wang et al., 2022)	Min	0,003	0,029	0,237	-
	Maks.	0,05	0,162	1,452	-
Hoh Xil Gölü (Wang et al., 2022)	Min	0,005	0,017	0,665	-
	Maks.	0,050	0,283	5,51	-
Qinghai Gölü (Liu et al., 2014)	Min	-	-	2,00	1,2
	Maks.	-	-	5,5	2,0
	Ort.	-	-	-	2,3
Daya Körfezi (Dan et al. 2021)	Min	0,0293	0,07	0,28	0,94
	Maks.	0,0354	0,17	1,18	1,76
Cross River Haliçi ve kıta sahanlığı, Nigeria (Dan et al., 2019b, 2020a)	Min	0,0285	0,08	0,47	0,09
	Maks.	0,0564	0,33	5,28	0,74

Çizelge 5. Varimax rotasyonu sonrası faktör yükleri

Table 5. Factor loading matrix after varimax rotation

	Faktör 1	Faktör 2	Faktör 3	Faktör 4
CDP	-03,13317	0,163064	0,663745	0,191003
TOC	-0,375508	-0,708396	-0,280768	0,218104
TP	-0,595297	-0,514462	-0,469054	0,227848
TN	-0,0350592	0,0545424	-0,874832	-0,0646246
BSi	-0,394292	-0,14518	0,849962	0,223901
Cu	0,960523	0,214398	0,0128522	0,0252511
Pb	0,496433	0,0139754	-0,563226	0,0206323
Zn	0,842193	0,214784	-0,124392	0,389298
Ni	0,933111	0,277205	-0,0650049	0,200205
Co	0,650474	0,632136	-0,11065	0,40391
Mn	-0,174763	0,179674	0,19211	0,895125
Fe	0,518454	0,838767	-0,0139806	0,1414
As	-0,0351861	0,887436	0,0204077	0,0732766
Cd	0,522013	-0,193425	0,00435493	0,797556
V	0,793172	0,556401	-0,091948	0,0918667
Cr	0,964726	0,204426	-0,12172	-0,0307169
Ti	0,289045	0,0405589	0,922826	-0,181328
Al	0,961727	0,253594	0,0258812	-0,0413206
Tl	0,916194	0,335392	-0,0949362	-0,0945955
S	-0,872845	0,0677177	0,38973	0,271095
Hg	-0,522067	-0,746927	0,298595	-0,0142502
Özdeğer	10,885	3,84798	2,07457	2,04407
Kümülatif yüzde	51,833	18,324	9,879	9,734

Erhai Gölü'nde yapılan çalışmada göl çevresinin geçmişten günümüze yoğun nüfuslanması ve tarım, hayvancılık gibi faaliyetlerin yoğun olması nedeniyle TOC ve TP arasında pozitif korelasyon tespit edilmiştir. Daha sonraki dönemlerde göle dışsal girdilerin artmaya başlamasıyla göl taşıma kapasitesini aşmaya başlamıştır.

Sonuçlar Erhai Gölü sedimentlerindeki C, N ve P arasındaki bağlantının sosyal ve çevresel faktörlerden kaynaklandığını göstermiştir (Zhao ve ark., 2020). Benzer şekilde PGSA TOC-TP arasındaki bağlantının da sosyal ve çevresel faktörlerle ilişkili olabileceği düşünülmektedir.

Maojiabu Gölü'nde TN oranı üst katmanlarda daha yüksek bulundu, bunun nedeni Maojiabu Gölü'nün daha önce tarım alanı olması ve son 16 yıldır göl alanı olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Maojiabu Gölü'nde Al-TN arasında negatif korelasyon bulunmuş fakat Xiaonanhu Gölü'nde pozitif korelasyon bulunmuştur. Bu durumun farklı koşullardaki taşınma sürecinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Çizelge 4). Göldeki insan etkisinin yüzey sedimentlerinde net olarak etkisi görülürken alt katmanlarda bu etkinin az olduğu sonucuna varılmıştır (Lin ve ark., 2019). PGSA' da Al -TN arasında anlamlı ilişki bulunmamıştır. Bunun nedeni gölü su kaynağı olarak kullanan hayvanların gölü doğrudan kirletmesiyle ilişkili olabilir (Çizelge 4).

Wang ve ark.'nin (2022) yaptığı çalışmada Qinghai-Tibet Platosu üzerindeki Hoh Xil Tabiatı Koruma Alanı bölgesinden seçilen göllerde yaptıkları araştırmada farklı konumlarda yer alan göl kıyısındaki topraklarda ve göl çökellerinde sıcaklık, çevresel faktörlere bağlı yaşanan farklılıklara yönelik bulgular edinilmiştir. Buna göre farklı seçilen bölgelerde bakteri toplulukları ve bileşiminde önemli farklılıklar gözlenmiştir. TOC ve TN'nin bakteri ve tortu üzerinde doğrudan etkiye sahip olduğu ortaya çıkmıştır. Yıllık ortalama Sıcaklık, toprak tuzluluğunu değiştirdiği için toprak bakterisini önemli ölçüde etkilediği görülmüştür. PGSA'nın bulunduğu Ardahan yukarıda bahsedilen göllerle benzer olarak yüksek rakımda ve karasal iklim koşullarında konumlanmaktadır. Ancak TP, TN, TOC değerlerine ait aralıklar karşılaştırıldığında PLW birincil üretim proksilerinin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bu durum Çin'de çalışılan göllerle (Çizelge 4) benzer şekilde özel koruma alanı statüsündeki PGSA'da koruma tedbirlerinin yetersiz kaldığını göstermektedir.

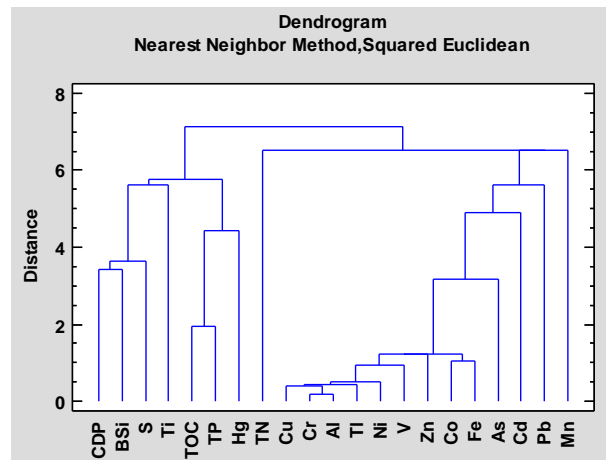
Çok Değişkenli İstatistikler

Elementlerin muhtemel kaynaklarını belirlemek için veri setine çok değişkenli istatistiksel analizler uygulandı. Özdeğer' su >1 olan 4 faktör hesaplandı. Bu 4 faktör toplam değişimlerin %89,77'sini açıklamaktadır. 1. Faktör toplam değişimin %51,83'ünü açıklamaktadır ve negatif yüklü TP, S ve pozitif yüklü Cu, Zn, Ni, Co, V, Cr, Al, Tl den oluşmaktadır. EF sonuçlarına göre bunlardan Cu, Zn, Ni, Tl antropojenik kaynaklı, Co, V, Cr, Al ise doğal kaynaklıdır (Çizelge 5). İki farklı kaynak içeren element grubunun aynı faktör içinde yer alması bunların kaynaklarının değil taşınma yollarının aynı olduğunu gösteriyor olabilir. Doğal kaynaklı elementler için yüzey aşınması atmosfer kaynaklı, antropojenik elementler için ise ıslak depozisyon taşınma yolu olarak değerlendirilmiştir. Sonuç olarak bu elementler yağışların varlığında göle taşınmaktadır. 2. Faktör toplam değişimin %18,32'sini açıklamaktadır ve negatif yüklü TOC, TP, Hg pozitif yüklü Co, Fe, As 'den oluşmaktadır. Co, Fe ve As doğal kaynaklı elementler olarak ayrılmaktadır. Hg ise birincil üretim indikatörleri ile ilişkili olarak taşınmaktadır. 3. Faktör toplam değişimin %9,87 'sini açıklamaktadır ve negatif yüklü TN, Pb pozitif yüklü CDP, BSi, Ti 'dan meydana gelmektedir. TN göl çevresinde yapılan hayvancılık, Pb ise karayolu trafiğinden kaynaklanmaktadır (Çizelge 5). Ti birincil üretim proksileri olan CDP ve BSi ile ilişkilidir. 4. Faktör toplam değişimin %9,73'ünü açıklamaktadır ve pozitif yüklü Mn ve Cd dan oluşmaktadır. Antropojenik kaynaklı Cd ve

doğal kaynaklı Mn in aynı faktör içinde bulunması ortak kaynağı değil, taşınma süreçlerindeki benzerlikten ileri gelmektedir. Bu ortak taşınma süreci yağışlarla ilişkili olabilir (Çizelge 5).

Korelasyon analizi sonuçlarına göre, CDP ile BSi arasındaki pozitif korelasyon klorofil üretiminde diatomelerin önemli bir paya sahip olduğunu göstermektedir (Çizelge 6). TOC ile TP arasındaki pozitif ilişki organik madde üretiminde TP'nin önemli katkı yapan nutrient olduğuna işaret etmektedir. TOC nun BSi ve CDP ile ilişkisinin olmaması onun kara bitkilerinden gelmesinden kaynaklanmaktadır. Sedimentteki TOC/TN oranları 10,57-36,03 arasında değişmektedir. Bu oranlar TOC kaynağının karasal bitkiler olduğunu göstermektedir. (Sampei and Matsumoto, 2001). BSi ile S ün çok güçlü korelasyona sahip olması göldeki anaerobik koşulların diyatome kormünitesince kontrol edildiğini göstermektedir. Pb, Mn, Cd, Ti elementlerinin diğer hiçbir değişken ile ilişkisi bulunamamıştır. Cu 'ın Zn, V, Cr, Al, Tl ile pozitif korelasyon vardır (Çizelge 6). Zn'nin Ni, Co, Al, Tl ile pozitif korelasyonu bulunmaktadır. Ni'nin Zn, V, Cr, Al, Tl ile pozitif ilişkisi vardır. Co; Zn, Fe, As, V ile pozitif Hg ile negatif ilişkilidir. Fe'nin Co, As, V ile pozitif Hg ile negatif korelasyonu bulunmuştur. As Co, V ile pozitif Hg ile negatif ilişkilidir. V'nin Cu, Ni, Co, Cr ile pozitif Hg ile negatif ilişkisi vardır. Cr ile Cu, Ni, V, Al, Tl arasında pozitif korelasyon bulunmaktadır. Al ve Tl'nin Cu, Zn, Ni, Cr, Tl arasında pozitif korelasyon tespit edilmiştir. S'nin BSi ile pozitif Cu, Ni, Cr, Al, Tl ile negatif ilişkisi bulunmaktadır (Çizelge 6).

Cluster analizine göre CDP, BSi ve S bir küme oluşturmaktadır. Bu durum organik üretim ile anaerobik koşullar arasındaki ilişkiyi açıklamaktadır. TOC ve TP arasındaki yakın ilişki faktör analizi ve korelasyon analizi ile uyumlu olup TOC u üreten kara bitkileri ile bunları besleyen TP arasındaki ilişkiyi yansıtmaktadır (Şekil 7). Cu, Cr, Al, Tl, Ni ve V farklı kaynaklara sahip elementler olmalarına rağmen taşınım yollarındaki ortaklık sebebiyle bir kümelenme göstermiş olabilir. Co ve Fe doğal kaynaklı iki element olarak kümelenmişlerdir. As, Cd, Pb ve Mn diğer elementlerle yakın kümelenme göstermeyen bağımsız elementler olarak dikkat çekmektedir (Şekil 7).



Şekil 7. Cluster analizi diyagramı
Figure 7. Dendrogram of cluster analysis

Çizelge 6. Spearman Rank Korelasyonu

Tablo 6. Spearman Rank Correlations

	CDP	TOC	TP	TN	BSi	Cu	Pb	Zn	Ni	Co	
CDP	*										
TOC	-0,0238	*									
TP	-0,2381	0,8810	*								
TN	-0,5952	0,2381	0,2619	*							
BSi	0,7857	-0,0476	-0,1429	-0,7619	*						
Cu	-0,1667	-0,5238	-0,6905	0,0000	-0,4048	*					
Pb	-0,4524	0,1190	-0,1429	0,5476	-0,5238	0,5238	*				
Zn	-0,1677	-0,4072	-0,3952	0,0240	-0,3473	0,7306	0,2635	*			
Ni	-0,0476	-0,3095	-0,5238	0,2143	-0,4286	0,8810	0,5714	0,8264	*		
Co	0,0476	-0,4762	-0,4762	0,0714	-0,3571	0,6429	0,1905	0,7545	0,7381	*	
Mn	0,3095	0,0000	0,0476	-0,2143	0,3333	-0,1429	-0,1190	0,4192	0,1190	0,4048	
Fe	0,2143	-0,6667	-0,6429	-0,0476	-0,1905	0,5714	-0,0238	0,5749	0,5952	0,9286	
As	0,2857	-0,4048	-0,4286	0,0000	-0,2381	0,4286	-0,0714	0,2994	0,4524	0,8095	
Cd	0,1084	0,1566	-0,1205	-0,1807	0,0964	0,4338	0,5543	0,5333	0,5543	0,3012	
V	0,0120	-0,3952	-0,4910	0,1796	-0,5150	0,7785	0,2874	0,6506	0,8264	0,8862	
Cr	-0,1905	-0,3095	-0,5238	0,2857	-0,5238	0,9048	0,5952	0,6826	0,9286	0,5238	
Ti	0,7186	-0,6108	-0,7306	-0,7306	0,6707	0,3114	-0,3713	0,2530	0,2275	0,2275	
Al	-0,1429	-0,5000	-0,6429	0,1190	-0,3571	0,9048	0,4762	0,8503	0,9286	0,5952	
Tl	-0,2410	-0,5543	-0,6386	0,0964	-0,3856	0,9037	0,4458	0,8667	0,8796	0,5784	
S	0,5629	0,2036	0,2755	-0,4671	0,8024	-0,8024	-0,5988	-0,5904	-0,7545	-0,4072	
Hg	0,0719	0,4910	0,3353	-0,2156	0,4311	-0,4311	0,0120	-0,6928	-0,5629	-0,9222	
	Mn	Fe	As	Cd	V	Cr	Ti	Al	Tl	S	Hg
Co											
Mn	*										
Fe	0,2619	*									
As	0,0476	0,9048	*								
Cd	0,5302	0,0361	-0,1205	*							
V	-0,0120	0,8503	0,8503	0,1697	*						
Cr	-0,2381	0,4286	0,3333	0,3615	0,7545	*					
Ti	0,2156	0,4192	0,2515	0,1636	0,1747	0,1557	*				
Al	0,0238	0,5000	0,2619	0,4579	0,6826	0,9286	0,3473	*			
Tl	0,0120	0,4820	0,2169	0,4207	0,6424	0,8916	0,3212	0,9880	*		
S	0,4192	-0,2755	-0,2275	-0,1576	-0,6627	-0,8982	0,1988	-0,7785	-0,7879	*	
Hg	-0,3952	-0,8862	-0,7545	-0,0121	-0,7771	-0,3713	-0,1024	-0,4671	-0,4727	0,3434	*

Sonuç

Özel koruma alanı statüsünde bulunan ve çevresinde uzun yıllardır yoğun fosil yakıt kullanımı bulunan, Türkiye-Gürcistan uluslararası karayolunun yanında konumlanan PGSA'da gerçekleşen bu çalışmada gölden alınan 8 adet yüzey sedimanı örneğinde çoklu element analizleri ve bunların muhtemel taşınma süreçleriyle ilgili birincil üretim proksileri çalışılmıştır. Hesaplanan ortalama değerlere göre;

- Zn, Cu, Fe, Mn, Co, As, V, Ti, Al elementleri için minimum zenginleşme tespit edilmiştir. Bu elementlerin kaynağı ağırlıklı olarak anakayanın aşınmasıdır.
- Ni, Cd, Cr, Tl için orta düzeyli zenginleşme tespit edilmiştir.
- Pb ve Hg için ise önemli düzeyde birikim bulunmuştur.
- Toksik özellikleri ile bilinen bu elementlerin insan kaynaklı olarak birikimi ekosistem sağlığının yanı sıra insan sağlığı için de ciddi problemlere yol açabilir (Sinir sistemi, kalp ve dolaşım sistemi hastalıkları ve kanser gibi).

- Göle herhangi bir akarsu girişi olmadığından orta ve önemli düzeyde zenginleşen elementler için muhtemel kaynağının atmosferik depozisyon olduğu düşünülmektedir.
- Uzun süreli fosil yakıt kullanımı ve araç trafiğine yakınlık bu elementlerin ana kaynağını oluşturmaktadır. Şehir genelinde fosil yakıt kullanımı azaltılması PTE kaynaklı riskin düşürülmesinde etkili olacaktır.

Şehir merkezinde son 10 yılda yaygınlaşmaya başlayan doğalgaz kullanımının göl sedimentindeki element yoğunluğunda bir iyileşmeye sebebiyet vermesi beklenebilir. Bu bakımdan çok sayıda türe ev sahipliği yapan gölde uzun süreli izleme çalışmalarının devam ettirilerek ekosistem üzerindeki etkisinin takip edilmesi önerilmektedir.

Kaynaklar

Andersen JH, Murray C, Reker JB, Green NW, Harvey ET. 2019. Contaminants in Europe's Seas. European Environment Agency.

- Antonovics J, Bradshaw AD, Turner RG. 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.* 7, 1–85.
- Audry S, Schafer J, Blanc G, Jouanneau JM. 2004. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environmental Pollution*, 132, 413–426. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.025>.
- Aykır D, Fural Ş, Kükreker S, Mutlu Y.E. 2023. Element-based ecological and human health risk assessment in a lagoon system in a densely populated basin. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. Volume 52, Issue 1. <https://doi.org/10.26881/oahs-2023.1.01>.
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81, 169–193.
- Benson UN, Adedapo EA, Fred Ahmadu, HO, Williams BA, Udosen DE, Ayejuvo O, Olejire AA. 2018. A new method for assessment of sediment associated contamination risks using multivariate statistical approach. *Methodx*, 30, 268–276. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.03.005>
- Brady JP, Ayoko GA, Martens WN, Goonetilleke A. 2015. Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments. *Environ. Monit. Assess.* 187 (306). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4563>.
- Cao SZ, Duan XL, Zhao XG, Chen YT, Wang BB, Sun CY, Zheng BH, Wei FS. 2016. Health risks of children's cumulative and aggregative exposure to metals. of the Bonny/New Calabar River Estuary, Niger Delta, Nigeria. *Appl. Water Sci.* 7, 951e959.
- Conley D, Schelske C. 2006. Biogenic Silica. In *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, 281–293. https://doi.org/10.1007/0-306-47668-1_14.
- Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R, Paruelo J. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Cunningham P, Sullivan E, Everett K, Kovach S, Rajan A, Barber M. 2019. Assessment of metal contamination in Arabian/Persian Gulf fish: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 143, 264–283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.007>.
- Dan FS, Li S, Yang B, Cui D, Ning Z, Huang H, Zhou J, Yang J. 2021. Influence of sedimentary organic matter sources on the distribution characteristics and preservation status of organic carbon, nitrogen, phosphorus, and biogenic silica in the Daya Bay, northern South China Sea. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146899>.
- Deng M, Yang X, Dai X, Zhang Q, Malik A, Sadeghpour A. 2020. Heavy metal pollution risk assessments and their transportation in sediment and overlay water for the typical Chinese reservoirs. *Ecological Indicators*, 112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106166>.
- Elsagh A, Jalilian H, Aslshabestari MG. 2021. Evaluation of heavy metal pollution in coastal sediments of Bandar Abbas, the Persian Gulf, Iran: Mercury pollution and environmental geochemical indices. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112314. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112314>.
- Fural Ş, Kükreker S, Cürebal İ. 2021. Geographical information systems based ecological risk analysis of metal accumulation in sediments of İkizcetepeler Dam Lake (Turkey). *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106784>.
- Gaudette HE, Flight WR, Toner L, Folger DW. 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentary Research*, 44 (1), 249–253. <https://doi.org/10.1306/74D729D7-2B21-11D7-8648000102C1865D>.
- Goher M, Farhat H, Abdo M, Salem G. 2014. Metal pollution assessment in the surface sediment of Lake Nasser, Egypt. *Egypt. J. Aquat. Res.* 40 (3), 203–224. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.09.004>.
- Green AJ, Elmberg J. 2013. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89(1), 105–122. <https://doi.org/10.1111/brv.12045>.
- Guo W, Liu X, Liu Z, Li G. 2010. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences* 2 (2010) 729–736.
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research* 14(8):975–1001.
- Huang C, Zhang L, Meng J, Yu Y, Qi J, Shen P, Li X, Ding P, Chen M, Hu G. 2022. Characteristics, source apportionment and health risk assessment of heavy metals in urban road dust of the Pearl River Delta, South China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113490>.
- Hu C, Yang X, Dong J, Zhang X. 2018. Heavy metal concentrations and chemical fractions in sediment from Swan Lagoon, China: Their relation to the physiochemical properties of sediment. *Chemosphere*, 209, 848–856.
- Jahan S, Strezov V. 2018. Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metals in the sediments of seaports of NSW. *Marine Pollution Bulletin* 128:295–306.
- Karthikeyan P, Vennila G, Nanthakumar G, Aswini M. 2020. Dataset for spatial distribution and pollution indices of heavy metals in the surface sediments of Emerald Lake, Tamil Nadu, India. *Data in Brief*, (28). <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104877>.
- Kaushal S, Binford MW. 1999. Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources, and historical deforestation in Lake Pleasant, Massachusetts, USA. *Journal of Paleolimnology*, 22 (4), 439–442. <https://doi.org/10.1023/A:1008027028029>.
- Kükreker S, Şeker S, Abacı ZT, Kutlu B. 2014. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of northern littoral zone of Lake Çıldır, Ardahan, Turkey. *Environ Monit Assess.* (2014) 186:3847–3857. DOI 10.1007/s10661-014-3662-4.
- Kükreker S. 2017. Pollution, source, and ecological risk assessment of trace elements in surface sediments of Lake Aktaş, NE Turkey. *Human and Ecological Risk Assessment*, 23(7), 1629–1644.
- Kükreker S. 2018. Vertical and horizontal distribution, source identification, ecological and toxic risk assessment of heavy metals in sediments of Lake Aygır, Kars, Turkey. *Environ. Forensics* 19 (2), 122–133. <https://doi.org/10.1080/15275922.2018.1448905>.
- Kükreker S, Erginal AE, Kılıç Ş, Bay Ö. 2020. Ecological risk assessment of surface sediments of Çardak Lagoon along a human disturbance gradient. *Environ. Monit. Assess.* 192 (359). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08336-9>.
- Kükreker S, Fural Ş, Aykır D. 2021. Aktaş Gölü (Ardahan) Yüzey Sularındaki Besleyici Elementlerin Yaz Dinamiklerinin Coğrafi Bilgi Sistemleri ile İncelenmesi. *Coğrafya Dergisi – Journal of Geography*, 2021, 42: 283–294
- Kükreker S, Fural Ş, Aykır D. 2021. Investigation of The Temporal Change of Primer Paleo-Production Proxies in Lake Aktaş (Ardahan) Sediments. *Ege Coğrafya Dergisi*, 30(2), 2021, s. 299–308, DOI: 10.51800/ecd.992726.
- Kükreker S, Tunç İO, Erginal AE, Bay Ö, Kılıç Ş. 2022. Distribution, sources and ecological risk assessment of metals in Kura river sediments along a human disturbance gradient. *Environmental Forensics* 2022, Vol. 23, NOS. 5–6, 491–501 <https://doi.org/10.1080/15275922.2021.1940378>.
- Li C, Wang H, Liao X, Xiao R, Liu K, Bai J, Li B, He Q. 2022. Heavy metal pollution in coastal wetlands: A systematic review of studies globally over the past three decades. *Journal of Hazardous Materials* 424 (2022) 127312.

- Li D, Dong M, Liu S, Chen H, Yao Q. 2019. Distribution and budget of biogenic silica in the Yangtze Estuary and its adjacent sea. *Science of The Total Environment*, 669, 590–599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.144>.
- Li F, Huang J, Zeng G. 2013. Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. *Journal of Geochemical Exploration* 132:75–83.
- Lin Q, Peng X, Liu B, Min F, Zhang Y, Zhou Q, Ma J, Wu Z. 2019. Aluminum distribution heterogeneity and relationship with nitrogen, phosphorus and humic acid content in the eutrophic lake sediment. *Environmental Pollution* 253 (2019) 516e524.
- Liu B, XU H, LaN J, Sheng E, Che S, Zhou X. 2014. Biogenic silica contents of Lake Qinghai sediments and its environmental significance. *Front. Earth Sci.* 2014, 8(4): 573–581. DOI 10.1007/s11707-014-0440-0.
- Lorenzen CJ. 1971. Chlorophyll-degradation products in sediments of Black Sea. *Woods Hole Oceanographic Institution Contribution*, 28, 426–428.
- Lorenzana MR, Yeow YA, Colman JT, ChaPpell LL, Choudhury H. 2008. Arsenic in seafood: Speciation issues for human health risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 15(1), 185–200.
- MacDonald D, Ingersoll C, Berger T. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>.
- Magni LF, Castro NL, Rendina AE. 2021. Evaluation of heavy metal contamination levels in river sediments and their risk to human health in urban areas: A case study in the Matanza-Riachuelo Basin, Argentina. *Environmental Research*, 197.
- Mitsch WJ, Gosselink JG. 2015. *Wetlands*. John Wiley & Sons.
- Mutlu E, Kutlu B, Demir T, Yanık T. 2018. Assessment of metal concentrations and physicochemical parameters in the waters of Lake Tecer. *Kastamonu Univ., Journal of Forestry Faculty*, 18(1), 1-10.
- Muller G. 1969. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine river. *Geochem. J.* 2, 108–118.
- Nargis A, Rashid HO, Jhumur AK, Haque ME, Islam MN, Habib A. 2019. Human health risk assessment of toxic elements in fish species collected from the river Buriganga, Bangladesh. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26(1), 120–146.
- Nazneen S, Raju NJ. 2017. Distribution and sources of carbon, nitrogen, phosphorus and biogenic silica in the sediments of Chilika lagoon. *Journal of Earth System Science*, 126 (1), 13. <https://doi.org/10.1007/s12040-016-0785-8>.
- Pehlivan H. 2017. Investigation of heavy metal quantity in Marmara Sea South (Kocasu Delta) sediments. Hacettepe University, Institute of Science, Environmental Engineering Department.
- Rai KP. 2008. Heavy Metal Pollution in Aquatic Ecosystems and its Phytoremediation using Wetland Plants: An ecosystem approach. *International Journal of Phytoremediation*. 10:2, 133-160, <https://doi.org/10.1080/15226510801913918>.
- Ramsar Convention on Wetlands. 1971. *The Ramsar Convention manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Sampei Y, Matsumoto E. 2001. C/N ratios in a sediment core from Nakaumi Lagoon, southwest Japan -usefulness as an organic source indicator-. *Geochemical Journal*, Vol. 35, pp. 189 to 205, 2001.
- Sha L, Li D, Liu Y, Wu B, Wu Y, Knudsen LK, Li Z, Xu H. 2020. Biogenic silica concentration as a marine primary productivity proxy in the Holsteinsborg Dyb, West Greenland, during the last millennium. *Acta Oceanol. Sin.*, 2020, Vol. 39, No. 9, P. 78–85 <https://doi.org/10.1007/s13131-020-1648-3>.
- Soliman FN, Younis MA, Elkady ME, Mohamedein IL. 2018. Geochemical associations, risk assessment, and source identification of selected metals in sediments from the Suez Gulf. *Egyptian Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(3), 738–754.
- Sun R, Yang J, Xia P, Wu S, Lin T, Yi Y. 2020. Contamination features and ecological risks of heavy metals in the farmland along shoreline of Caohai plateau wetland, China. *Chemosphere* 254,126828.
- Sun Z, Chen J. 2018. Risk assessment of potentially toxic elements (PTEs) pollution at a rural industrial wasteland in an abandoned metallurgy factory in north China. *International Journal Environmental Research and Public Health*, (15), 85. <https://doi.org/10.3390/ijerph15010085>.
- Sung CY, Park CB. 2018. The effect of site- and landscape-scale factors on lead contamination of leafy vegetables grown in urban gardens. *Landscape and Urban Planning*, 177, 38–46. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.013>.
- Sutherland R. 2000. Bed sediment associated trace metals in an urban stream, Oahu. *Hawaii Environ. Geol.* 39, 611–627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>.
- Tagliaferro M, Gonçalves A, Bergman M, Sobral O, Graça M. 2018. Assessment of metal exposure (uranium and copper) by the response of a set of integrated biomarkers in a stream shredder. *Ecol. Ind.* 95, 991–1000. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.065>.
- Talukder R, Rabbi H, Baharim BN, Carnicelli S. 2022. Source identification and ecological risk assessment of heavy metal pollution in sediments of Setiu wetland, Malaysia. *Environmental Forensics*, 23:1-2, 241-254, <https://doi.org/10.1080/15275922.2021.1892871>.
- Taş B. 2011. Gaga Gölü (Ordu, Türkiye) su kalitesinin incelenmesi. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*, 1(3), 43–61.
- Uka NU, Belford DJE, Elebe AF. 2021. Effects of road traffic on photosynthetic pigments and heavy metal accumulation in tree species of Kumasi Metropolis, Ghana. *SN Applied Sciences* 3: 131, <https://doi.org/10.1007/s42452-020-04027-9>.
- Ustaoğlu F, İslam MD, 2020. Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun, Northeast Turkey: a preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk. *Ecol. Ind.* 113, 106237. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106237>.
- Ustaoğlu F, Tepe Y, Taş B. 2020. Assessment of stream quality and health risk in a subtropical Turkey river system: a combined approach using statistical analysis and water quality index. *Ecol. Ind.* 113, 105815. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105815>.
- Uwah I, Dan S, Etiuma R, Umoh U. 2013. Evaluation of status of heavy metals pollution of sediments in qua-iboe river estuary and associated creeks, South Eastern Nigeria. *Environ. a Pollut.* 2 (4), 110–122. <https://doi.org/10.5539/ep.v2n4p110>.
- Walkley A, Black TA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- Wang X, Zhao L, Xu H, Zhang X. 2018. Spatial and seasonal characteristics of dissolved heavy metals in the surface seawater of the Yellow River Estuary, China. *Mar. Pollut. Bull.* 137, 465–473. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.052>.
- Wang X, Ren Y, Yu Z, Shen G, Cheng H, Tao S. 2022. Effects of environmental factors on the distribution of microbial communities across soils and lake sediments in the Hoh Xil Nature Reserve of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Science of the Total Environment* 838 (2022) 156148.
- Wei J, Cen K. 2020. Contamination and health risk assessment of heavy metals in cereals, legumes, and their products: A case study based on the dietary structure of the residents of Beijing, China. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121001>.

- Wiseman CL, Zereini SF, Püttmann W. 2013. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. *The Science of the Total Environment*, 442, 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.051>.
- Wiseman CL, Zereini SF, Püttmann W. 2015. Metal and metalloid accumulation in cultivated urban soils: a medium-term study of trends in Toronto, Canada. *The Science of the Total Environment*, 15, 564–572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.085>.
- Yağcı M. 2010. Göllerde Ötrofikasyon, Kontrolü ve Planktonik Gösterge Türler, *Yunus Araştırma Bülteni*, 1, 11-14.
- Yang S, Zhao J, Chang S, Collins C, Liu X. 2019. Status assessment and probabilistic health risk modeling of metals accumulation in agriculture soils across China: a synthesis. *Environ. Int.* 128, 165–174.
- Zhang G, Bai J, Zhao Q, Lu Q. 2016. Heavy metals in wetland soils along a wetland-forming chronosequence in the Yellow River Delta of China: levels, sources and toxic risks. *Ecol Indic.* 69, 331–339. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.042>.
- Zhao H, Zhao H, Wang Ş, Zhang L, Qiao. 2020. Coupling characteristics and environmental significance of nitrogen, phosphorus and organic carbon in the sediments of Erhai Lake. *Environmental Science and Pollution Research* 27:19901–19914. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08120-9>.
- Zhou S, Yuan Q, Li W, Lu Y, Zhang Y, Wang W. 2014. Trace metals in atmospheric fine particles in one industrial urban city: Spatial variations, sources, and health implications. *Journal of Environmental Sciences* 26(2014)205–213.
- Zhu M, Kong F, Li Y, Li M, Zhang J, Xi M. 2020. Effects of moisture and salinity on soil dissolved organic matter and ecological risk of coastal wetland. *Environmental Research* 187. 109659. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109659>.
- Zwolak A, Sarzyńska M, Szpyrka E, Stawarczyk K. 2019. Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in Vegetables: a Review. *Water Air Soil Pollut.* 230: 164 <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>.