

DOI: 10.26650/JGEOG2023-1180818

COĞRAFYA DERGİSİ
JOURNAL OF GEOGRAPHY
2023, (46)

<https://iupress.istanbul.edu.tr/en/journal/jgeography/home>


Havran Lagünü'nde (Balıkesir) Ekolojik Risk Seviyesinin Zamansal Değişimi*

Temporal Change in The Ecological Risk Level of The Havran Lagoon (Balıkesir)

Dilek AYKIR¹ , Şakir FURAL² , Serkan KÜKRER³ , Yunus Emre MUTLU⁴ 

¹Dr. Öğr. Üyesi, İzmir Katip Çelebi Üniversitesi, Sosyal ve Beşeri Bilimler Fakültesi, Coğrafya Bölümü, İzmir, Türkiye

²Dr. Öğr. Üyesi, Kırşehir Ahi Evran Üniversitesi, Fen – Edebiyat Fakültesi, Coğrafya Bölümü, Kırşehir, Türkiye

³Doç. Dr, İzmir Katip Çelebi Üniversitesi, Gemi İnşaatı ve Denizcilik Fakültesi, Gemi ve Deniz Teknolojisi Mühendisliği Bölümü, İzmir, Türkiye

⁴Arş. Gör. Dr. Sakarya Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Coğrafya Bölümü, Sakarya, Türkiye

ORCID: D.A. 0000-0002-2748-4055; Ş.F. 0000-0002-1603-2424; S.K. 0000-0001-6924-3199; Y.E.M. 0000-0003-0421-4535

ÖZ

Havran Lagünü; Balıkesir'in Havran ilçesinde, Ege Denizi kıyısında, Havran Çayı'nın ağız kısmında oluşan bir sulak alandır. Bu çalışmanın amacı; yörede hızla artan antropojenik aktivitelerden kaynaklanan element kirliliğinin lagün üzerindeki ekolojik etkilerini araştırmaktır. Bu kapsamda; Havran Lagünü'nden 34 cm uzunluğunda bir sediment karotu alınmıştır. Elementlerin taşınım süreçlerindeki rollerini belirlemek için klorofil bozunma ürünleri ve toplam organik karbon analizi yapılmıştır. Çoklu element analizleri ICP-MS ile Bureau Veritas Analytical Laboratuvarı'nda (Kanada) gerçekleştirilmiştir. Zenginleşme faktörü ve jeoakümülyasyon indeksi ile element kaynakları belirlenmiştir. Ekolojik risk değerlendirmesi için toksik risk indeksi, ekolojik ve potansiyel ekolojik risk indeksi kullanılmıştır. Zenginleşme faktörü sonuçlarına göre karotun farklı bölümlerinde Mo, Ti, Mn ve Cd orta düzeyde, As önemli düzeyde zenginleşmiştir. Bu durum, bahsi geçen elementlerin antropojenik aktivitelerden etkilendiğini göstermektedir. Temel Bileşen Analizi sonuçlarına göre; Mo, Cu, Mn, Cd, Zn, Ni, Hg ve Cu, Pb, As ortak kaynaklı görünmektedir. Toksik risk karotun alt bölümlerinde yüksek As kontaminasyonuna bağlı olarak orta dereceye ulaşmış ancak yüzeyde düşük seviyeye inmiştir. Hg ve As orta derecede, Cd orta – önemli derecede ekolojik risk oluşturmaktadır. Lagünde orta derecede potansiyel ekolojik risk bulunmaktadır. Karot yüzeyinde artan organik karbon ve klorofil bozunma ürünleri konsantrasyonu organik kirliliğin bir göstergesidir. Elementlerin kaynak tanımlamalarında tarım, endüstri, yerleşme baskın antropojenik faaliyetler olarak belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Kıyı ekosistemi, Ekolojik risk, Element kontaminasyonu

ABSTRACT

The Havran Lagoon is formed at the mouth of the Havran Stream in the Havran district of Balıkesir, located on the Aegean Sea coast. This study aimed to investigate the ecological effects of element pollution on the lagoon caused by rapidly increasing anthropogenic activities in the region. In this context, 34 cm-long core was taken from the Havran Lagoon, and then to determine their role in the transport processes of the elements, chlorophyll degradation products and total organic carbon analysis were performed. Element concentration analyzes were performed with ICP-MS at the Bureau Veritas Analytical Laboratory (Canada). Element sources were identified with the help of the enrichment factor and geo-accumulation index. The toxic risk index, ecological risk index, and potential ecological risk index were used for ecological risk assessment. According to the findings obtained from enrichment factor, Mo, Ti, Mn and Cd were found to be moderately enriched, while As was significantly enriched in different parts of the core. Hence, it was confirmed that the mentioned elements were affected by anthropogenic activities. According to the results of the principal component analysis, Mo, Cu, Mn, Cd, Zn, Ni, and Hg and Cu, Pb, and As appear to have common sources. The toxic risk reached a moderate level due to high As contamination in the lower parts of the core, but decreased to a low level at the surface. Hg and As produced a moderate ecological risk, while Cd was associated with a moderate to significant ecological risk. There is a moderate potential ecological risk in the lagoon. The increasing concentration of organic carbon and chlorophyll degradation products in recent years indicates organic pollution. The dominant anthropogenic activities were identified to be agriculture, industry, and settlement during the resource definition of the elements.

Keywords: Coastal Ecosystem, Ecological Risk, Element Contamination

*Bu çalışma, Ardahan Üniversitesi, Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından 2020-006 nolu proje kapsamında desteklenmiştir. Destekleri için Ardahan Üniversitesi BAP birimine teşekkür ederiz. Arazi çalışmasındaki destekleri için Prof. Dr. Abdullah SOYKAN ve Uzman Furkan İNAN'a teşekkür ederiz.

Başvuru/Submitted: 27.09.2022 • **Revizyon Talebi/Revision Requested:** 09.11.2022 • **Son Revizyon/Last Revision Received:** 20.11.2022 •

Kabul/Accepted: 01.12.2022



Sorumlu yazar/Corresponding author: Dilek Aykır / dlkaykr@gmail.com

Atıf/Citation: Aykır, D., Fural, S., Kukrer, S., Mutlu, Y.E.. (2023). Havran Lagünü'nde (Balıkesir) ekolojik risk seviyesinin zamansal değişimi. *Coğrafya Dergisi*, 46, 123-135. <https://doi.org/10.26650/JGEOG2023-1180818>



EXTENDED ABSTRACT

The Havran Lagoon, an ecologically valuable wetland covering an area of approximately 1 km², is located at the mouth of the Havran Stream, the Havran district of Balıkesir, on the Aegean Sea coast. The lagoon is open to the anthropogenic effects of the Havran Stream basin and the coastal region. The Edremit–Havran region is characterized by intensive agriculture, industry, and settlement activities. There are agricultural areas dedicated to olive, citrus, and pulse production, as well as factories processing olive products, solvent factories, and mines around the lagoon and in the Havran Stream basin. Summer residences, which have increased rapidly in recent years, have surrounded the lagoon. This study hypothesized that increased anthropogenic activities in the region would cause ecological risk by increasing the metal accumulation in the lagoon sediments.

The study aimed to investigate the ecological effects of heavy metal pollution in the lagoon sediments as a result of the rapidly expanding agriculture, tourism, settlement, mining, and other industrial activities in the region. In this context, a 34 cm-long core was obtained and divided into 2 cm slices. Then, chlorophyll degradation products (CDP) and total organic carbon (TOC) analysis were performed to determine their role in the transport processes of the elements. Elemental analyzes were performed with ICP-MS at the Bureau Veritas Analytical Laboratory, Canada. The natural/anthropogenic sources of the elements were determined using the enrichment factor (EF) and geo-accumulation index (I_{geo}). The toxic risk index (TRI), ecological (mER), and potential ecological risk (mPER) indices were used for ecological risk assessment. Elemental sources were identified by multivariate statistical analyzes and GIS-supported land use maps.

The average concentrations of the elements (ppm) were as follows: Fe (25700) > Al (15000) > Mn (980) > Ti (500) > Zn (60) > Cu (33) > Pb (32) > Cr (31) > As (27) > Ni (22) > Mo (2) > Cd (0,18) > Hg (0,05). According to mean values, the enrichment factor for the elements is in a decreasing order of: As (2.31) > Cd (1.92) > Ti (1.58) > Mn (1.57) > Mo (1.53) > Fe (1.16) > Hg (1.09) > Cr (1.03) > Pb (0.99) > Zn (0.96) > Ni (0.95) > Cu (0.92) > Al (0.90). Based on mean data, As shows moderate enrichment. However, the minimum and maximum values reveal that Mo, Ti, Mn, and Cd were moderately enriched and As was significantly enriched in different parts of the core, suggesting that these specific elements were affected by anthropogenic activities.

The toxic risk index data was shown to be at a moderate level due to high As contamination in the deep part of core. The toxic risk index values also decreased due to the decreasing As concentration on the surface of the core. According to the mean data, the toxic risk in the lagoon was low. As was identified to be responsible for 51.33% of the toxic risk in the lagoon, while Ni explained 12.35% of the toxic risk.

The following values were obtained based on mean values of ecological risk analysis (mER) data: Cd (57.48) > Hg (43.79) > As (23.08) > Cu (7.66) > Pb (4.58) > Ni (4.81) > Cr (2.06) > Mn (1.02) > Zn (0.99). According to these data, Hg and Cd account for a moderate ecological risk, while the other elements did not. According to the potential ecological risk index data, there was a moderate ecological risk hazard in the lagoon. The agricultural lands make up an important area in the river basin. The increases in mER values are thought to be related to the fertilizers used in agricultural areas.

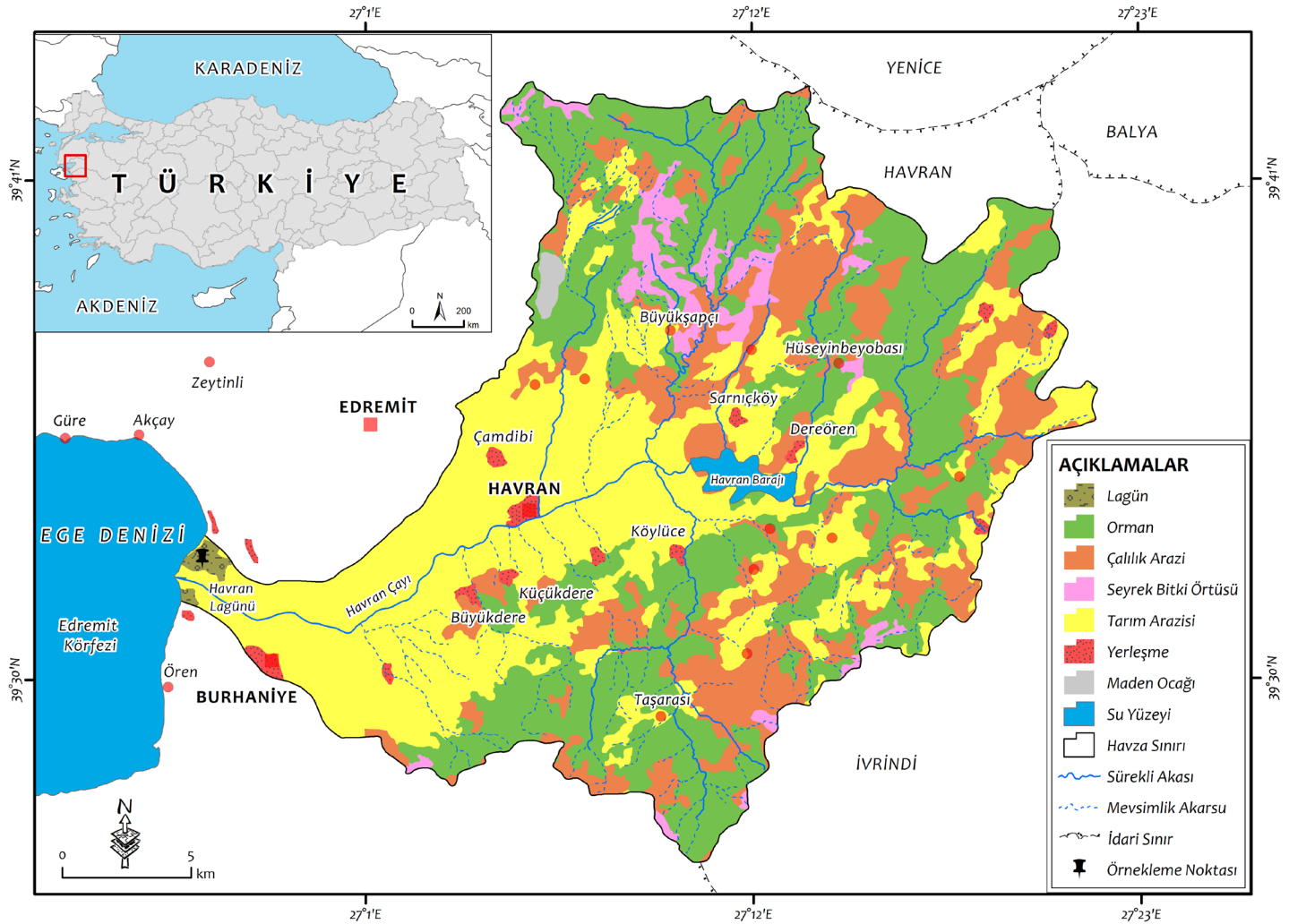
Findings of the research indicated that Havran Lagoon has experienced ecological problems in terms of Mo, As, Ti and Hg due to discharges in the past years. Today, Mn and Cd produce moderate enrichment and continue to pose an ecological threat. Cd especially causes a moderate-to-significant ecological risk in the lagoon due to its high toxic effect. In addition, the rapidly increasing CDP and TOC concentration in recent years indicate organic pollution. In order to eliminate this risk, discharge of organic pollutants into the lagoon ecosystem should be prevented.

Increasing primary production indicators towards the surface of the core indicate that domestic waste inputs are increasing. Preventive measures should be taken to prevent the input of domestic waste. It is recommended to take the necessary measures to control the increase in elements associated with agricultural activities carried out in the region.

1. GİRİŞ

Sulak alanlar; doğal ya da yapay, sürekli ya da mevsimsel, tatlı, acı ya da tuzlu, durgun ya da akan su kütleleri, bataklıklar, turbalıklar ve gelgitin çekilmiş anında derinliği altı metreyi aşmayan sahalar olarak tanımlanmaktadır (Hoşgören, 2015). Lagünler; deniz ve akarsu sularıyla beslenen, doğal bir bariyer ile denizden ayrılan sığ su kütleleridir (Ribeiro vd., 2016). Sulak alanlar arasında önemli bir yeri olan lagünler; biyoçeşitliliğin korunması, ekolojik sürdürülebilirlik ve doğal ortam- insan ilişkileri açısından önemli ekosistemlerdir (Obi vd., 2016; Gier vd., 2017). Lagünler antropojenik etkilere karşı son derece hassas olan ve titizlikle korunması gereken alanlardır (Botello vd., 2018). Ancak, son yıllarda hızla artan antropojenik aktiviteler lagün ekosistemlerini tehdit eder düzeye gelmiştir (Uluturhan vd., 2011; Arienzo vd., 2013; Kükrer, vd., 2020).

Lagünler ve diğer sulak alanların çevresinde gerçekleştirilen antropojenik aktivitelerin en büyük etkilerinden birisi element kontaminasyonundan kaynaklanan ekolojik risk sorunlarıdır (Gonzalez vd., 2007). Sulak alan sedimentlerinde depolanan elementler bazı uygun koşullarda suya geri salınabilmekte ve ileri biyolojik artıma sistemleri dışında diğer yöntemler ile arıtılmamaktadır (Deng vd., 2020; Karthikeyan vd., 2020). Elementler sulak alan ekosistemlerinde yarattığı toksik etki ile canlı yaşamını ve sulak alanların sürdürülebilir kullanımını risk altına sokmaktadır (Goher vd., 2014; Mutlu vd., 2016; Ustaoglu ve Islam, 2020). Yerleşme, tarım, endüstri, ulaşım gibi antropojenik aktivitelerden kaynaklanan potansiyel toksik element kirliliği lagün ekosistemlerini tehdit etmektedir (Obi vd., 2016; Botello vd. 2018)



Şekil 1: Havran Lagünü'nün lokasyonu ve Havran Çayı havzasının arazi kullanım haritası.

Figure 1: Location of Havran Lagoon and land use map of Havran Stream basin.

Türkiye'nin kıyı ekosistemlerinde yapılan araştırmalar ekolojik risk sorununun göz ardı edilemeyecek seviyede olduğunu göstermektedir (Uluturhan vd., 2011; Bat vd., 2017; Ustaoglu vd., 2020; Özkan vd., 2022). Antropojenik etkiler lagün ekosistemlerinin sürdürülebilirliğini tehdit eden önemli bir risk faktörüdür. Yoğun antropojenik faaliyetlerin yapıldığı bölgelerdeki lagünlerde element kontaminasyonuna bağlı ekolojik risk kaçınılmaz bir çevre sorunu haline gelmiştir. Örneğin; Çanakkale'de bulunan Çardak Lagünü (Kükrer vd., 2020), Gediz Nehri ağzında bulunan Homa Lagünü (Atılğan ve Egemen 2001), Adana'nın Karataş kıyılarında bulunan Çamlık Lagünü'nde (Dural ve Göksu, 2006) antropojenik kaynaklı element kontaminasyonuna bağlı ekolojik risk sorunları tespit edilmiştir. Ancak, bahsi geçen lagünlere göre antropojenik baskılardan daha uzak bir sulak alan olan Köyceğiz Lagünü'nde yapılan son araştırmalarda ekolojik risk sorunu tespit edilmemiştir (Yabanlı vd., 2022).

Bu çalışmanın konusunu oluşturan Havran Lagünü'nün çevresi ve Havran Çayı havzasında yerleşme, tarım ve endüstriyel faaliyetler gibi antropojenik aktivitelerin arttığı görülmektedir (Mutlu, 2020). Bahsi geçen antropojenik aktivitelerin Havran Lagünü'nün ekolojik özelliklerini tehdit etme ihtimali oldukça yüksektir. Lagünlerin element kontaminasyonu kaynaklı ekolojik risk sorunları ile karşı karşıya kalmaması için lagün ekosistemlerinde analitik metotlara dayalı ekolojik risk analizleri gerçekleştirilmelidir. Bu kapsamda son yıllarda çok sayıda ekolojik risk analizi ve istatistiksel metot geliştirilmiştir (Fural ve Kükrer, 2021).

Bu çalışma (a) Havran Lagünü sedimentlerinde element kontaminasyonu kaynaklı ekolojik risk seviyesinin zamansal değişiminin analiz edilmesi, (b) Ekolojik risk seviyesini yükselten antropojenik kaynakların tespit edilmesi ve bu kaynakların olumsuz etkilerinin ortadan kaldırılması için yetkili kurumlara bilgi verilmesi, (c) Havran Lagünü'nün ekolojik sürdürülebilirliğinin sağlanmasına katkı sunmak amacıyla gerçekleştirilmiştir.

1.1. Havran Lagünü'nün konumu ve genel Coğrafi özellikleri

Havran Lagünü; Ege bölgesinde, Balıkesir'in Havran ilçe sınırları içerisinde yer almaktadır. Lagün, Havran Çayı'nın Ege Denizi'ne ulaştığı bölgenin kuzeyinde oluşmuştur (**Şekil 1**). Havran Lagünü yaklaşık 1 km² alan kaplamakta olup, Havran Çayı ve Ege Denizi'nin sularıyla beslenmektedir. Havran Lagünü çevresindeki kıyı bölgesinde son 20 yılda yazlık konut sayısı ve nüfus hızla artmaktadır (Mutlu, 2020). Havran Çayı havzasında

Tablo 1: ICP - MS ölçümlerinin kalite kontrol sonuçları

Table 1: Quality control results of ICP - MS measurements

Element	Gözlenen Değer	Beklenen Değer	Ölçüm Limitleri
Mo (ppm)	15,35	13,9	0,01
Ti (%)	0,093	0,097	0,001
As (ppm)	43,9	42,8	0,1
Al (%)	1,11	1,12	0,01
Cd (ppm)	2,37	2,37	0,01
Cr (ppm)	59,4	61,5	0,5
Cu (ppm)	140,73	149	0,01
Fe (%)	3,07	3,01	0,01
Hg (ppb)	240	260	5
Mn (ppm)	1024	1055	1
Ni (ppm)	81,3	77,7	0,1
Pb (ppm)	136,61	138	0,01
Zn (ppm)	342,4	345	0,1

tarım, sanayi ve madencilik faaliyetleri yapılmaktadır. Havzada zeytin ürünü işleyen fabrikalar ve solvent fabrikasının yanı sıra Mo ve Cu maden ocakları yer almaktadır.

Lagünü besleyen önemli bir tatlı su ekosistemi olan Havran Çayı'nın ana kol uzunluğu yaklaşık 25 km, havza alanı ise 537 km² 'dir. 2010 yılında havzanın 187 km² 'lik kısmının sularını toplayan Havran Barajı inşa edilmiştir. Havran Çayı; havzasının sularını 1609 km uzunluğunda, 3358 adet sürekli ve süreksiz yan kol ile toplamaktadır. Akarsuyun drenaj yoğunluğu 2,8 km/km²'dir. Morfometrik analiz verileri Havran Çayı havzasının sularının yüksek yoğunlukta bir drenaj ağı ile topladığını göstermektedir (Mutlu, 2020). Suları yüksek drenaj yoğunluğuna sahip akarsular tarafından toplanan havzalarda gerçekleşen antropojenik faaliyetlerden kaynaklanan atık sular drenaj ağı ile koy, körfez, baraj, göl, vb. sulak alanlara hızlı şekilde ulaştırılır (Fural, 2020). Bu nedenle, lagünün ekolojik risk seviyesini Havran Çayı havzasında ve lagünün yakın çevresindeki kıyı alanlarındaki antropojenik faaliyetlerin etkileyeceği düşünülmektedir.

2. YÖNTEM

Çalışmanın bu bölümünde; araştırmanın laboratuvar süreçleri, analitik metotlar ve kullanılan yazılımlar detaylı şekilde aktarılmıştır.

2.1. Laboratuvar analizleri

Havran Lagünü'nde element kontaminasyonuna bağlı ekolojik risk seviyesinin zamansal değişiminin belirlenmesi için Kajak marka sediment örnekleyici kullanılarak 34 cm uzunluğunda bir adet sediment karotu alınmıştır. Karot 2'şer cm'lik dilimlere ayrılmış ve örnekler uygun saklama koşullarında Ardahan Üniversitesi Coğrafya Bölümü Sedimentoloji ve Hidrobiyoloji

Laboratuvarı'na ulaştırılmıştır. Yaş sediment örnekleri üzerinde aseton ekstraksiyon yöntemi ile klorofil bozunma ürünleri analizi spektrofotometrik olarak gerçekleştirilmiştir (Lorenzen, 1971). Yaş sediment örnekleri petri kaplarına koyularak 70 °C'ye ayarlanmış etüvde 24 saat boyunca kurutulmuştur. Kurutulmuş sedimentler porselen havanda dövülerek 11 mesh elekten geçirilmiştir. Kurutulmuş sediment örnekleri ile Walkley Black Titrasyon Yöntemi kullanılarak organik karbon analizi gerçekleştirilmiştir (Gaudette vd., 1974).

Element konsantrasyonu analizleri ICP-MS ile Bureau Veritas Analytical Laboratuvarı'nda (Kanada) gerçekleştirilmiştir. Element konsantrasyonları parçalanmış faz boyunca ICP-MS ile belirlendi (Bureau Veritas, Canada). Örnekler HCl, HNO₃ ve deiyonize suyun konsantrasyonuna edilmiş, eşit miktarlardan oluşan modifiye edilen çözelti (Aqua Region) ile parçalanmıştır. Analizlerin geçerliliğini test etmek amacıyla referans materyal, duplike ölçümler ve kör örnek ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Referans değerler Tablo 1'de sunulmuştur.

2.2. Ekolojik risk indeksleri

Araştırma kapsamında elementlerin doğal ve antropojenik kaynaklarını tespit etmek amacıyla zenginleşme faktörü (EF) kullanılmıştır. EF formül 1'e göre hesaplanmıştır.

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

Formülde; C_i element konsantrasyonu, C_{referans} jeokimyasal normalizasyon için kullanılan element konsantrasyonu, B_i elementin bölgesel ardaalan değeri, B_{referans} ise normalizasyon için tercih edilen elementin ardaalan değerini temsil etmektedir. Elementlerin doğal ve antropojenik kaynaklarının belirlenmesi amacıyla kullanılan diğer indeks 2. formüle göre hesaplanan jeoakümülyasyon indeksidir (I_{geo}).

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

Formülde; C_m element konsantrasyonunu, B_m elementin ardaalan değerini, 1,5 ise sabit katsayı değerini temsil etmektedir (Müller, 1969).

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

Tablo 2: İndeks ölççekleri

Table 2: Index scales

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
Jeokümülyasyon 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

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

Formülde; C_i element konsantrasyonunu, TEL "eşik etki seviyesini", PEL "olası etki seviyesini" temsil etmektedir (MacDonald vd., 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 vd., 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 katsayısı 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).

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

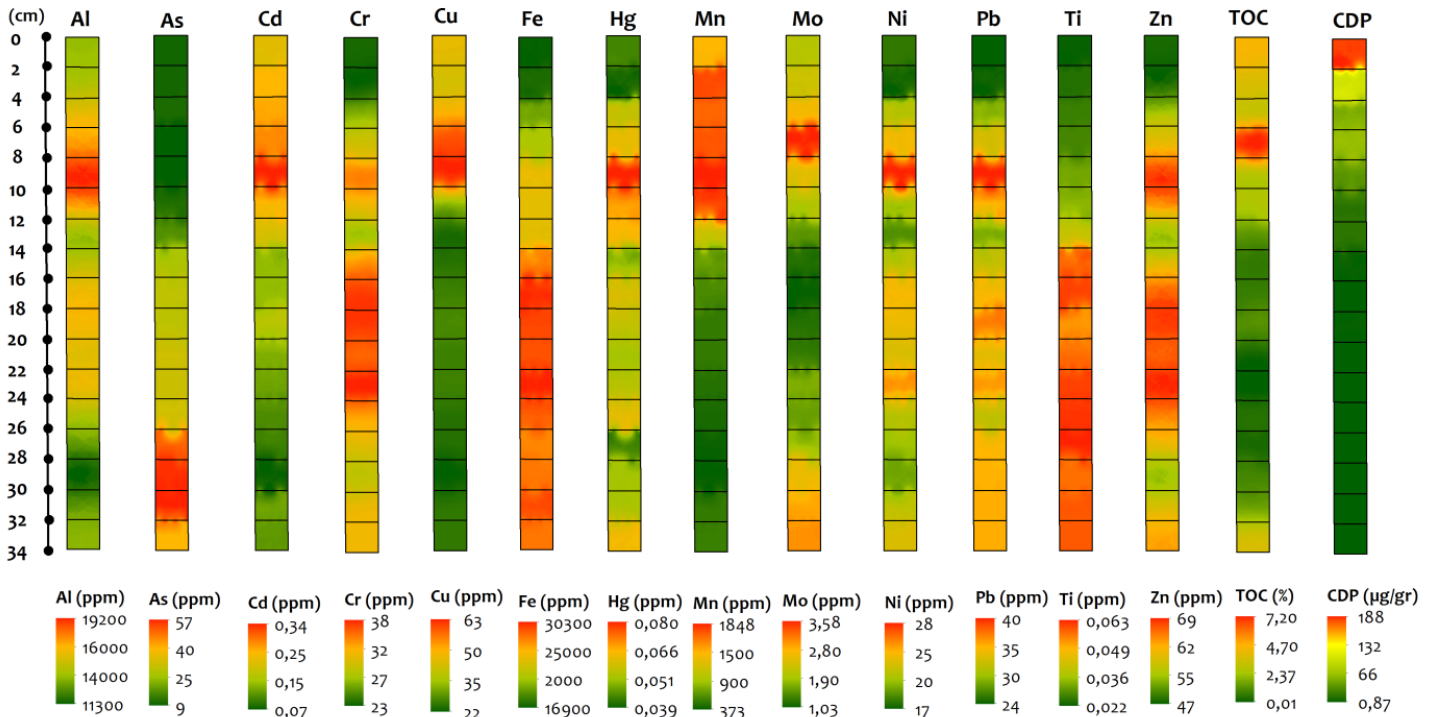
Çalışmada kullanılan ekolojik risk indekslerinin ölçekleri tablo 2'de sunulmuştur.

2.3. Harita, grafik, tablo ve istatistik verilerinin hazırlanması

Araştırma kapsamında kullanılan harita ve karot grafikleri Arc – Map 10.5 yazılımı kullanılarak hazırlanmıştır. Arazi kullanımı haritasının hazırlanmasında 2018 yılına ait Copernicus uydu görüntüsü altlık veri olarak kullanılmıştır (CORINE, 2018). Copernicus verileri havza sınırlarına göre kesilerek farklı arazi kullanım türlerine göre sınıflandırılmıştır. Arazi kullanım sınıflarının geçerliliği Google Earth yazılımı ve arazi çalışmalarıyla teyit edilmiştir. Temel Bileşen Analizi Statgraphics Centurion 16 yazılımı ile gerçekleştirilmiştir. Box – Whisker diyagramı Grapher 9, diğer dağılım grafikleri ve tablolar Microsoft Office Excel yazılımı ile hazırlanmıştır.

3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Çalışmanın bu bölümünde element, TOC ve CDP konsantrasyonlarının zamansal değişimi incelenmiştir. Ardından ekolojik risk indekslerinden elde edilen bulgular tartışılarak değerlendirilmiştir.



Şekil 2: Element, TOC ve CDP konsantrasyonlarının zamansal değişimi.

Figure 2: Temporal variation of element, TOC and CDP concentrations.

3.1. Element konsantrasyonlarının zamansal değişimi

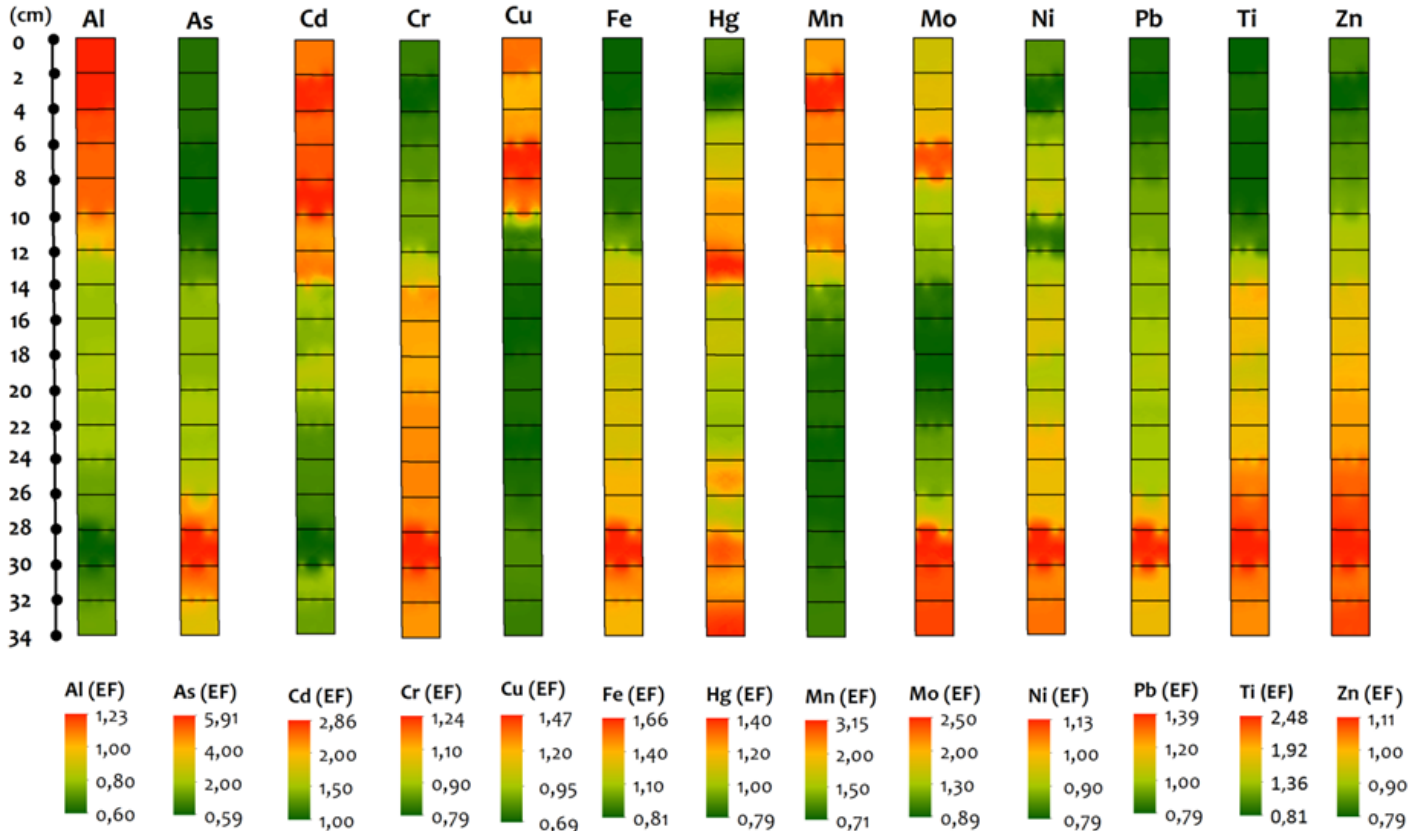
Element konsantrasyonu ortalama değerlere (ppm) göre Fe (25700) > Al (15000) > Mn (980) > Ti (500) > Zn (60) > Cu (33) > Pb (32) > Cr (31) > As (27) > Ni (22) > Mo (2) > Cd (0,18) > Hg (0,05) şeklinde sıralanmaktadır (Tablo 4). Geçmişten günümüze, yani karot tabanından günümüze doğru Mo, Pb, Zn, Ni, Mn, As, Cd, Cr, Ti, Al ve Hg konsantrasyonları azalma eğilimindedir. Karotun taban dilimi ile yüzey dilimi arasında bir karşılaştırma yapıldığında Mo, Pb, Zn, Fe, As, Cd, Cr ve Hg konsantrasyonlarının önemli oranda azaldığı görülmektedir. Mo, Cu, Zn, Mn, As, Cd ve Hg önemli artış – azalış eğilimleri gösterirken diğer elementler daha az oranda değişim eğilimi izlemiştir (Şekil 2).

Havran Lagünü'nün element konsantrasyonları dünyanın farklı bölgelerindeki lagünler ile karşılaştırıldığında maksimum As ve Hg konsantrasyonunun diğer lagünlerden oldukça yüksek olduğu görülmektedir. Havran Lagünü'ndeki maksimum Cu konsantrasyonu Rabigh Lagünü dışındaki bütün sulak alanlardan yüksektir. Tehlikeli düzeyde toksik etkileri olan As ve Hg'nin Havran Lagünü'nde yüksek konsantrasyon değerlerine ulaşması dikkat çekici bir durumdur. Diğer elementlerin karşılaştırması tablo 3'te sunulmuştur.

3.2. Toplam Organik Karbon (TOC) ve Klorofil Bozunma Ürünleri'nin (CDP) zamansal değişimi

Deniz ve tatlı su ekosistemleri dünyadaki en büyük organik karbon depolarıdır (Ibach, 1982). Organik karbon sulak alanlardaki yaşam döngüsü ve elementlerin taşınma – depolanma süreçlerinde önemli rol oynarken aynı zamanda organik kökenli kirliliğin bir göstergesidir (Fural vd., 2019). TOC konsantrasyonunun karot içerisindeki zamansal değişimi incelendiğinde; karot tabanından orta bölüme doğru bir azalma eğilimi izlenmektedir. Ancak, TOC konsantrasyonunun karot yüzeyinde tekrar artışa geçmesi lagündeki organik kirliliğin günümüzdeki artışını açıklamaktadır.

Lagündeki birincil üretim süreçlerinin önemli bir göstergesi olan CDP konsantrasyonu karot içerisinde 0,87 – 187,8 µg/gr arasında değişmekte olup, karot tabanından yüzeye doğru genel bir artış eğilimi içerisindedir. CDP konsantrasyonu karot tabanında düşük seviyede iken günümüzde, yani karot yüzeyinde maksimum seviyeye ulaşmıştır (Şekil 2). Bu durum lagün içerisinde bitkisel üretim süreçlerinin hız kazandığının önemli bir göstergesidir. Son yıllarda hızlı şekilde artan CDP konsantrasyonu organik kirliliğin bir diğer göstergesidir.



Şekil 3: EF'nin zamansal değişimi.
Figure 3: Temporal variation of EF.

Tablo 3: Element konsantrasyonlarının karşılaştırılması**Table 3:** Comparison of element concentrations

	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	
Havran Lagünü												
Min.	11300	9	0,07	23	22	16900	0,039	373	17	24	47	(Bu çalışma)
Max.	19200	56	0,34	38	63	30300	0,081	1945	28	39	69	
Çardak Lagünü												
Min.	800	13	0,05	34	12	15000	0,029	212	34	7	33	(Kükrer vd., 2020)
Max.	21000	29	0,32	70	54	33000	0,072	401	74	27	92	
Rabigh Lagünü												
Min.				15	73	1464		12	27	133	13	(Aljahdali vd., 2020)
Max.				6	218	8939		479	102	288	134	
Antinioti Lagünü												
Min.	9790		0,14		12	3130		140		4	9	(Botsou vd., 2019)
Max.	62500		3,42		25	31700		350		66	121	
Togo Lagünü												
Min.		1	0,17	8	2		0,02	109	5	2	11	(OuroSama vd., 2021)
Max.		7	2,24	165	24		0,06	2335	100	28	124	

Tablo 4: Değişken ve indekslerin minimum, maksimum ve ortalama değerleri**Table 4:** Minimum, maximum and average values of variables and indices

		Mo (ppm)	Cu (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Ni (ppm)	Mn (ppm)	Fe (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Ti (ppm)	Al (ppm)	Hg (ppm)	TOC (%)	CDP (µg/gr)	TRI	mPER
Ham Değer	Min.	1,03	22,00	24,50	47,75	17,06	373	16900	9,32	0,07	23,15	2300	11300	0,039	0,01	0,87	5,00	123
	Mak.	3,58	63,00	39,43	69,60	28,31	1945	30300	56,85	0,34	38,30	6300	19200	0,080	7,20	187,18	7,84	151
	Ort.	2,06	33,06	32,62	60,70	22,08	980	25700	27,76	0,18	31,41	500	15000	0,056	2,05	29,92	11,86	175
EF	Min.	0,70	0,70	0,79	0,79	0,79	0,69	0,81	0,59	1,00	0,79	0,81	0,60	0,79				
	Mak.	2,50	1,49	1,39	1,11	1,13	3,15	1,66	5,91	2,86	1,24	2,48	1,23	1,40				
	Ort.	1,53	0,93	0,99	0,96	0,95	1,57	1,16	2,31	1,92	1,03	1,58	0,90	1,09				
I_{geo}	Min.	-0,58	-0,88	-0,61	-0,58	-0,58	-0,88	-0,58	-0,63	-1,68	-0,58	-0,58	-0,58	-0,58				
	Mak.	1,21	0,66	0,08	-0,02	0,11	1,50	0,26	1,98	0,51	0,14	0,87	0,18	0,45				
	Ort.	0,32	-0,36	-0,21	-0,25	-0,26	0,23	0,00	0,68	-0,49	-0,16	0,36	-0,18	-0,07				
mER	Min.	-	3,48	3,95	0,79	3,95	0,69	-	5,89	30,00	1,58	-	-	31,61				
	Mak.	-	7,43	6,97	1,11	5,63	3,15	-	59,06	85,76	2,48	-	-	55,80				
	Ort.	-	4,63	4,97	0,96	4,76	1,57	-	23,08	57,48	2,06	-	-	43,79				

3.3. Antropojenik etki değerlendirmesi

Çalışmanın bu bölümünde zenginleşme faktörü ve jeoakümülyasyon indeksi kullanılarak elementlerin doğal ve antropojenik kaynakları tespit edilmiştir. İndeks verilerinden elde edilen bulgular kullanılarak antropojenik etki değerlendirmesi yapılmıştır.

3.3.1. Zenginleşme faktörü (EF)

Elementler ortalama zenginleşme seviyelerine göre As (2,31) > Cd (1,92) > Ti (1,58) > Mn (1,57) > Mo (1,53) > Fe (1,16) > Hg (1,09) > Cr (1,03) > Pb (0,99) > Zn (0,96) > Ni (0,95) > Cu (0,92) > Al (0,90) şeklinde sıralanmaktadır. Ortalama değerlere göre As orta derecede zenginleşmişken, diğer elementler için zenginleşme tespit edilmemiştir.

Elementlerin karot içerisindeki zenginleşme eğilimi incelendiğinde; karot tabanında Mo ve Ti'nin orta, As'nin ise önemli derecede zenginleştiği tespit edilmiştir (**Şekil 3**). Bu veriler Havran Lagünü çevresinde geçmiş yıllarda Mo, Ti ve As konsantrasyonlarının artışı tetikleyen antropojenik kaynak/kaynaklar olduğuna işaret etmektedir. Bu kaynakların Molibden ocağı ve solvent fabrikası olduğu düşünülmektedir. Mn ve Cd geçmişten günümüze düzenli sayılabilecek bir zenginleşme artışı sağlayarak karot yüzeyinde orta derecede zenginleşmiştir. Bu durum, lagün çevresinde son yıllarda ortaya çıkan Mn ve Cd konsantrasyon artışı tetikleyen antropojenik kaynak/kaynakların ortaya çıktığının önemli bir göstergesidir. Mn ve Cd tarımsal gübre ham maddesidir (Ghrefat vd., 2006). Cd'nin bir diğer kaynağı ise evsel ve endüstriyel atıklardır (Audry vd., 2004). Bu durumda, tarım, yerleşme, zeytinyağı ve solvent fabrikalarıyla maden ocaklarının elementlerin antropojenik kaynakları olduğu görülmektedir. Bahsi geçen elementler dışında kalanlar karot içerisinde zenginleşmemiş ve düzenli sayılabilecek zenginleşme artışı – azalışı eğilimi göstermiştir.

3.3.2. Jeoakümülayon indeksi (Igeo)

I_{geo} verilerinin ortalama değerleri $As (0,68) > Ti (0,36) > Mo (0,32) > Mn (0,23) > Fe (0,08) > Hg (0,07) > Cr (-0,16) > Al (-0,18) > Pb (-0,21) > Zn (-0,25) > Ni (-0,26) > Cu (-0,37) > Cd (-0,54)$ şeklinde bir sıralama göstermiştir. Ortalama verilere göre; As, Ti, Mo, Mn, Fe ve Hg “düşük – orta derecede kirlenmiş” sınıfına girmekte iken, diğer elementler için kirlilik söz konusu değildir (Şekil 4). Maksimum verilere göre bir değerlendirme yapıldığında Mn’nin karotun üst bölümünde, Mo’nun üst bölüme yakın kısımlarda, As’nin ise alt bölümde orta derece kirlilik yarattığı tespit edilmiştir.

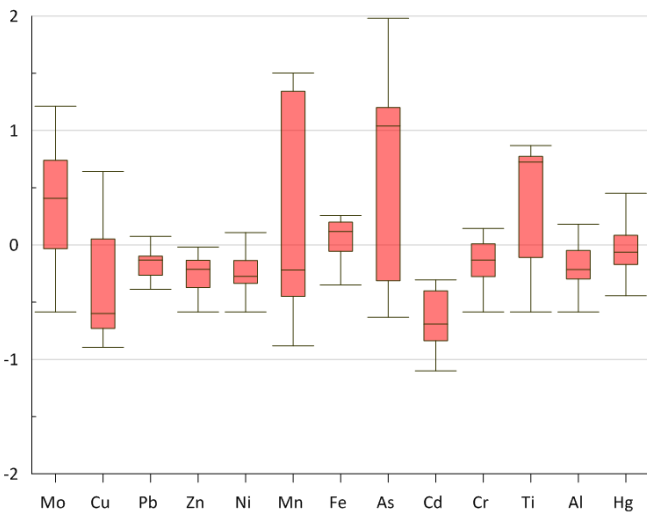
3.4. Ekolojik risk değerlendirmesi

Çalışmanın bu bölümünde toksik risk indeksi (TRI), modifiye ekolojik risk indeksi (mER) ve modifiye potansiyel ekolojik risk indeksi (mPER) kullanılarak ekolojik risk değerlendirmesi gerçekleştirilmiştir.

3.4.1. Toksik risk indeksi (TRI)

TRI_i verilerinin ortalama değerleri için $As (4,03) > Ni (0,97) > Pb (0,71) > Cu (0,67) > Cr (0,64) > Zn (0,37) > Hg (0,24) > Cd (0,22)$ şeklinde bir sıralama söz konusudur. Bu verilere göre Havran Lagünü sedimentlerindeki toksik riskin %51,33’ünden son derece toksik bir element olan As sorumludur (Şekil 5).

TRI değerleri 4,98 – 11,86 arasında değişmektedir. TRI’nin karottaki eğilimi izlendiğinde karotun alt bölümünde orta



Şekil 4: Jeoakümülayon indeksi değerlerinin

Box – Whisker diyagramı.

Figure 4: Box – Whisker diagram of geoaccumulation values.

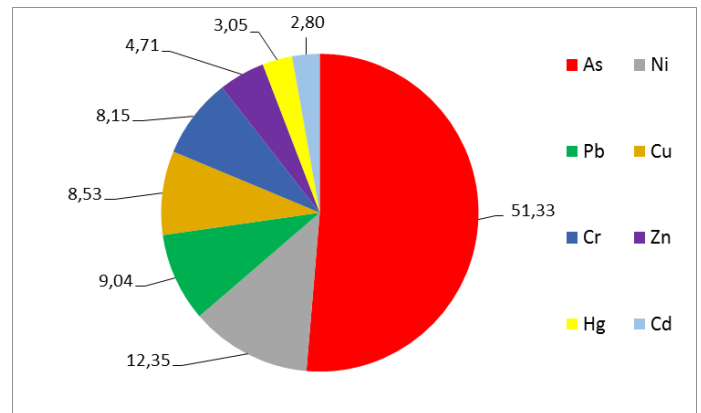
derecede, orta ve üst bölümünde düşük derecede toksik risk tespit edilmiştir. Toksik risk geçmişten günümüze, yani karot tabanından yüzeye doğru düzenli sayılabilecek bir eğilim ile azalmıştır (Şekil 6). Bunun temel nedeni toksik riskin ana kaynağı olan As konsantrasyonu ve zenginleşmesinin geçmişten günümüze azalma eğiliminde olmasıdır.

3.4.2. Modifiye ekolojik risk indeksi (mER)

mER ortalama verileri $Cd (57,48) > Hg (43,79) > As (23,08) > Cu (7,66) > Pb (4,58) > Ni (4,81) > Cr (2,06) > Mn (1,02) > Zn (0,99)$ şeklinde bir sıralama gösterir. Ortalama verilere göre As ve Hg orta derecede, Cd orta – önemli derecede ekolojik risk yaratırken, diğer elementler için ekolojik risk bulunmamaktadır. Elementlerin ekolojik risk seviyesinin geçmişten günümüze kadar olan değişimi incelendiğinde As’nin karot tabanında orta seviyede ekolojik risk yarattığı ancak günümüzde ekolojik riske neden olmadığı görülmektedir. Karot tabanında ve orta bölümlerde orta derecede ekolojik risk yaratan Hg günümüzde ekolojik risk yaratmamaktadır. Cd’nin ekolojik risk seviyesi karotun bazı bölümlerinde “önemli derecede ekolojik risk” seviyesine ulaşmıştır. Cd’nin ekolojik risk seviyesi karot tabanından yüzeye doğru genel anlamda artış eğilimindedir. Bahsi geçen elementler dışında kalanlar karotun hiçbir diliminde ekolojik riske neden olmamıştır (Şekil 6).

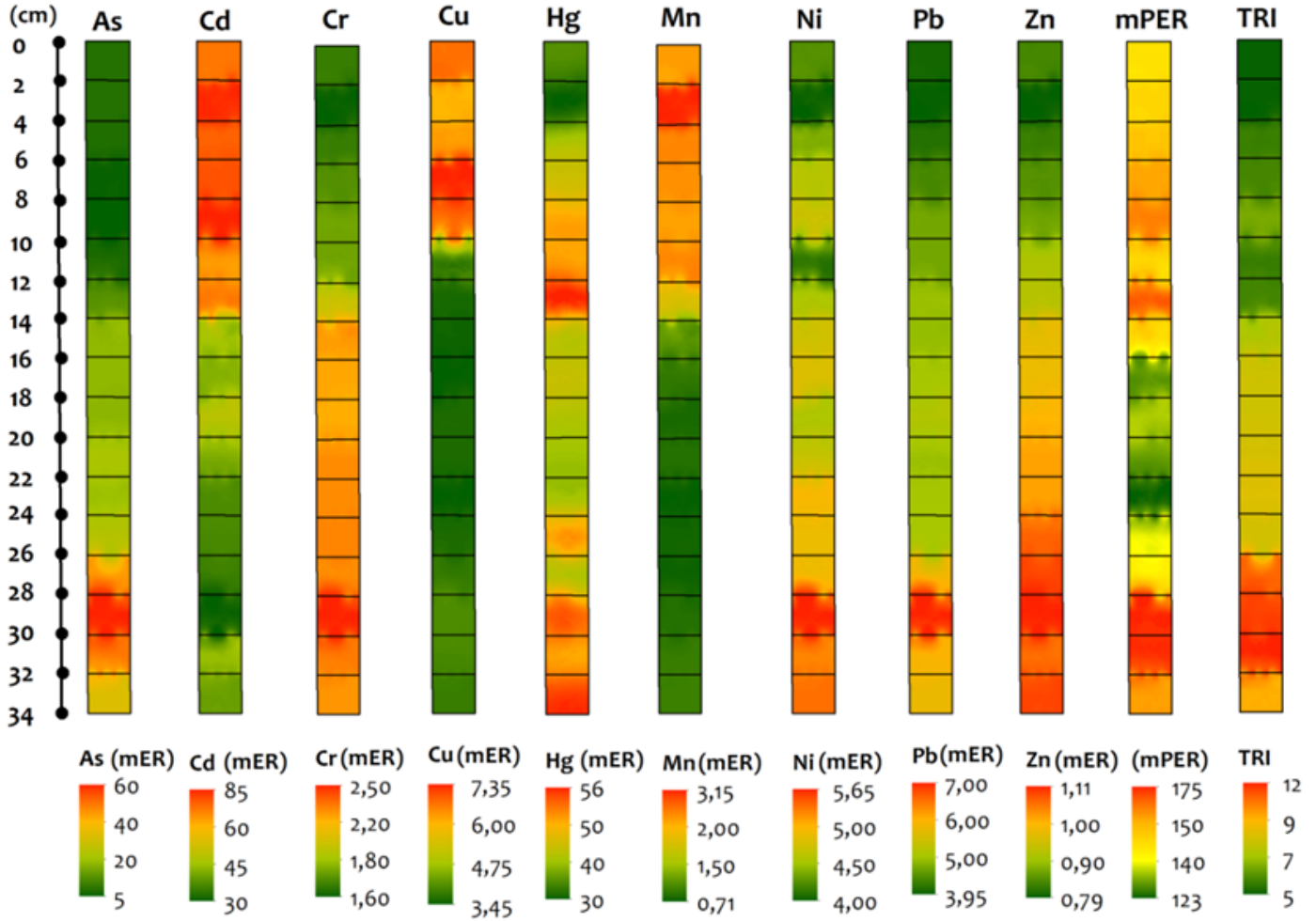
3.4.3. Modifiye potansiyel ekolojik risk indeksi (mPER)

Elementlerin bütünsel ekolojik risk seviyesini ifade eden mPER değerleri 123 – 175 arasında değişmekte olup, ortalama değer 150’dir. Karot tabanında orta derecede potansiyel ekolojik risk tespit edilmiştir. Karotun orta bölümlerinde potansiyel ekolojik risk tehlikesi ortadan kalkmıştır. Ancak karot yüzeyine doğru tekrar artmaya başlayan element kontaminasyonları “orta derecede



Şekil 5: Elementlerin toksik risk oranları (%).

Figure 5: Toxic risk ratios of the elements (%).



Şekil 6: mER, mPER ve TRI'nin zamansal değişimi.

Figure 6: Temporal variation of mER, mPER, and TRI.

potansiyel ekolojik risk” tehlikesinin tekrar etmesine neden olmuştur. Karot yüzeyinde 148 seviyesinde olan mPER değerleri Havran Lagünü’nde düşük – orta seviye arasında potansiyel ekolojik risk tehlikesi bulunduğu göstermektedir (Şekil 6).

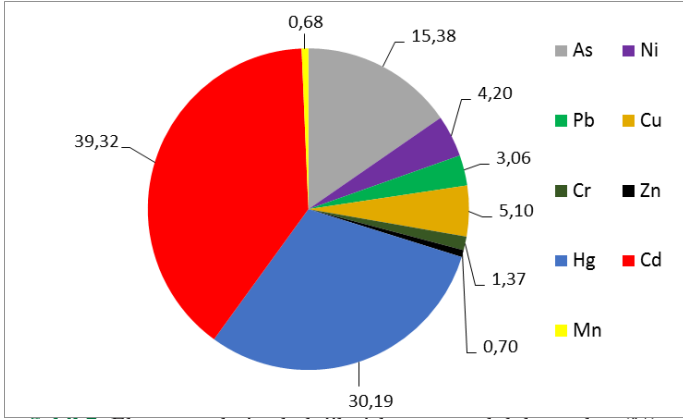
Lagünde ortaya çıkan potansiyel ekolojik riskin %39,32’sinden Cd, %30,19’undan Hg, %15,38’inden ise As sorumludur. Bu durumda, Cd, As ve Hg toplam ekolojik riskin %84,89’undan sorumludur. Diğer elementlerin ekolojik riskten sorumluluk oranları şekil 7’de sunulmuştur.

3.5. Elementlerin muhtemel kaynaklarının belirlenmesi

Elementlerin muhtemel kaynaklarının ve taşınma süreçlerinin belirlenmesi için Temel Bileşen Analizi (Principal Component Analysis) gerçekleştirilmiştir. Analiz sonucunda özdeğeri >1 olan 3 adet bileşen belirlenmiştir. Bileşen 1, toplam değişimin %50,6’sını açıklamaktadır ve pozitif yüklü Mo, Cu, Mn, Cd ve

negatif yüklü Fe, Al, Cr ve Ti’den oluşmaktadır. Pozitif ve negatif yüklü element kümeleri kendi içinde ortak bir kaynağa sahip olabilir. Bileşen 2, toplam değişimin %33,4’ünü temsil ederken, pozitif yüklü Zn, Ni ve Hg’den oluşmaktadır. Bileşen 3, toplam değişimin %8,9’unu açıklamaktadır ve negatif yüklü Cu, Pb, As’den oluşmaktadır (Tablo 5).

Zenginleşme faktörü verilerine göre Mo, Ti, As, Mn ve Cd karotun farklı bölümlerinde çeşitli seviyelerde zenginleşmiştir. Bu durum bahsi geçen elementlerin antopojenik kaynaklardan etkilendiğini göstermiştir. Temel Bileşen Analizi verilerinde göre Mo, Ti, Mn ve Cd litofil elementler olan Fe ve Al ile birlikte bileşen 1’de yer almıştır. As ise zenginleşmeyen Cu ve Pb ile bileşen 3’te kümelenmiştir. Bu kümelenme elementlerin çeşitli kaynaklardan farklı taşınma süreçleriyle lagüne ulaştığını göstermektedir. Havran Lagünü’nün, Havran Çayı ve Ege Denizi’nin etkisine açık olduğu düşünüldüğünde elementlerin karmaşık kaynaklardan lagüne ulaştığı ihtimali güçlenmektedir.



Şekil 7: Elementlerin ekolojik riskten sorumluluk oranları (%).
Figure 7: Ecological risk ratio of elements (%).

Lagün sedimentlerinde tespit edilen antropojenik kaynaklı Mo'nun kaynağı Havran Çayı havzasındaki Mo madenidir. Mo dünya çapında ticareti yapılan önemli bir element olup, uçak parçaları, askeri mühimmatlar ve petrol sektöründe yaygın olarak kullanılmaktadır. Mo düşük toksik etkiye sahiptir, ancak yüksek zenginleşme düzeyinde ekosistem ve insan sağlığı açısından önemli zararlara neden olabilir (İpek, 2003). Ti'nin muhtemel antropojenik kaynağı Havran ilçesinde faaliyet gösteren solvent üretim tesisleridir. Çünkü, Ti solvent ile oldukça yakın ilişkili bir elementtir (Zhu vd., 2011). Cd toksik etkisi yüksek, ekosistem için ciddi ekolojik ve potansiyel ekolojik risk yaratabilecek bir elementtir. Cd'nin antropojenik kaynakları tarımsal faaliyetlerde kullanılan zirai gübreler ile evsel – endüstriyel atıklardır (Hani ve Pazira, 2011). Havran ilçesinin temel geçim kaynağının tarımdır. Havran'ın yerleşim alanı sürekli genişlerken sanayisi gelişmektedir. Bu durum, Cd'nin antropojenik kaynaklarının evsel ve endüstriyel atıklar ile tarımsal faaliyetlerde kullanılan gübreler olduğunu göstermektedir.

As, sulak alanların ekolojik özelliklerinin sürdürülebilirliği açısından tehlikeli bir elementtir. As'nin evsel ve endüstriyel atıklar, tarım ilaçları, litolojik özellikler vb. çok sayıda kaynağı bulunmaktadır (Liu vd., 2022). Temel bileşen analizinde As zenginleşmeyen elementler ile aynı kümede yer almıştır. Bu durum antropojenik kaynaklı As'nin doğal kaynaklı Cu ve Pb ile farklı kaynaklardan ancak aynı taşınma süreçleriyle lagüne ulaştığının bir göstergesidir. As'nin inceleme alanındaki muhtemel kaynakları evsel – endüstriyel atıklar ve madencilik faaliyetleridir.

Mn, toksik etkisi düşük ve genel olarak litofil kaynaklı bir elementtir. Orta derece zenginleşen ve temel bileşen analizinde zenginleşen diğer elementler ile pozitif ilişkide olan Mn'nin antropojenik kaynakları demir – çelik sanayisi ve tarımsal gübrelerdir (Ghrefat vd., 2006). Havran çevresinde büyük ölçekli demir – çelik sanayisi bulunmamaktadır. Bu durumda Mn'nin antropojenik kaynağının tarım olma ihtimali güçlenmektedir.

Tablo 5: Temel Bileşen Analizi sonuçları

Table 5: Principal Component Analysis results

Element	Bileşen 1	Bileşen 2	Bileşen 3
Mo	0,153	0,004	-0,726
Cu	0,260	0,224	-0,231
Pb	-0,231	0,244	-0,324
Zn	-0,229	0,306	-0,023
Ni	-0,140	0,363	-0,201
Mn	0,312	0,175	-0,022
Fe	-0,346	0,055	-0,029
As	-0,270	-0,210	-0,302
Cd	0,272	0,263	0,026
Cr	-0,284	0,237	0,079
Ti	-0,340	-0,084	-0,004
Al	0,056	0,411	0,099
Hg	-0,035	0,338	-0,174

4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Havran Lagünü'ndeki ekolojik risk seviyesinin analiz edilmesi amacıyla gerçekleştirilen araştırma sonucunda Mo, As ve Ti'nin geçmişte, Mn ve Cd'nin ise günümüzde antropojenik aktivitelerden etkilenecek orta derecede zenginleştiği tespit edilmiştir. Toksik risk indeksi verileri As kontaminasyonunun karot tabanında orta derecede toksik riske neden olduğunu ancak günümüzde düşük seviyede toksik risk tehlikesi bulunduğunu göstermiştir. As ve Hg'nin karot tabanında orta, Cd'nin ise karotun yüzey bölümüne önemli seviyede ekolojik risk yarattığı belirlenmiştir.

Havran Lagünü'nde orta derecede potansiyel ekolojik risk tehlikesi söz konusudur. Potansiyel ekolojik risk kaynaklarını madencilik, yerleşme, sanayi ve tarım faaliyetleri oluşturur. Elde edilen bulgulara göre Havran Lagünü'nde Cd kontaminasyonuna bağlı potansiyel ekolojik risk tehlikesi vardır. Lagünde potansiyel ekolojik risk seviyesinin artmaması için, Cd kaynağı olarak tanımlanan evsel - endüstriyel atık suların ve tarımsal gübre kalıntılarının Havran Çayı'na karışarak lagüne ulaşmaması için oldukça sıkı önlemlerin alınması önerilmektedir. Bunun için; arazi çalışmaları ve arazi kullanım haritasıyla tespit edilen, lagünün yakın çevresine kadar ilerleyen ikincil konut niteliğindeki yazlık yerleşmelerin genişleme yönünün kontrol altına alınması gerekmektedir. Havran Çayı havzasında sürdürülen tarım faaliyetlerinin denetlenmesi gerekmektedir. Sanayi tesislerinin Havran Çayı'na ya da doğrudan denize atık deşarj etmemesi için denetimler devam etmelidir. Lagünün ekolojik risk seviyesi farklı analitik metotlara dayalı çalışmalar ile izlenmeye devam edilmelidir. Bahsi geçen önlemlerin alınması durumunda Havran Lagünü ekolojik açıdan sürdürülebilir kullanımı sağlanan bir sulak alan olarak kalacaktır.

Teşekkür: Bu çalışma, Ardahan Üniversitesi, Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından 2020-006 nolu proje kapsamında desteklenmiştir. Destekleri için Ardahan Üniversitesi BAP birimine teşekkür ederiz. Arazi çalışmasındaki destekleri için Prof. Dr. Abdullah SOYKAN ve Uzman Furkan İNAN'a teşekkür ederiz.

Hakem Değerlendirmesi: Dış bağımsız.

Yazar Katkıları: Çalışma Konsepti/Tasarım- D.A., Ş.F., S.K.; Veri Toplama- D.A., S.K., Y.E.M.; Veri Analizi/Yorumlama- D.A., Ş.F., S.K.; Yazı Taslağı- D.A., Ş.F., S.K., Y.E.M.; İçeriğin Eleştirel İncelemesi- S.K., Ş.F.; Son Onay ve Sorumluluk- D.A., Ş.F., S.K., Y.E.M.

Çıkar Çatışması: Yazarlar çıkar çatışması beyan etmemişlerdir.

Finansal Destek: Bu çalışma Ardahan Üniversitesi, Bilimsel Araştırmalar Proje Birimi tarafından 2020-006 nolu proje kapsamında desteklenmiştir. Peer Review: Externally peer-reviewed.

Peer Review: Externally peer-reviewed.

Author Contributions: Conception/Design of Study- D.A., Ş.F., S.K.; Data Acquisition- D.A., S.K., Y.E.M.; Data Analysis/Interpretation- D.A., Ş.F., S.K.; Drafting Manuscript- D.A., Ş.F., S.K., Y.E.M.; Critical Revision of Manuscript- S.K., Ş.F.; Final Approval and Accountability- D.A., Ş.F., S.K., Y.E.M.

Conflict of Interest: Authors declared no conflict of interest.

Financial Disclosure: This study was supported by Ardahan University Scientific Research Project Unit within the scope of the project numbered 2020-006.

KAYNAKÇA/REFERENCES

- Aljahdali, O.M., Alhassan, B.A. (2020). Ecological risk assessment of heavy metal contamination in mangrove habitats, using biochemical markers and pollution indices: A case study of *Avicennia marina* L. in the Rabigh lagoon, Red Sea. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27, (4), 1174 – 1184. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.02.004>.
- Audry, S., Schafer, J., Blanc, G., Jouanneau, J. M. (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>.
- Arienzo, M., Masuccio, A. A., & Ferrara, L. (2013). Evaluation of Sediment Contamination by Heavy Metals, Organochlorinated Pesticides, and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Berre Coastal Lagoon (Southeast France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, (65), 396-406. <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9915-3>.
- Atılğan, İ., & Egemen, Ö. (2001). Güllük ve Homa Lagünü Sedimentlerinde Karbon, Yanabilen Madde ve Bazı Ağır Metal (Cu, Zn) Düzeylerinin Karşılaştırmalı Olarak Araştırılması. *Su Ürünleri Dergisi*, 18, (1), 225 - 232.
- Bat, L., Özkan, E. Y., Büyükkışık, H. B., & Öztekin, H. C. (2017). Assessment of Metal Pollution in Sediments along Sinop peninsula of the Black Sea. *International Journal of Marine Science*, 7, (22), 205 - 213. <https://doi.org/10.5376/ijms.2017.07.0022>.
- Botsou, F., Karageorgis, P.A., Paraskevopoulou, V., Dassenakis, M., Scoullou, M. (2019). Critical Processes of Trace Metals Mobility in Transitional Waters: Implications from the Remote, Antinioti Lagoon, Corfu Island, Greece. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7, 2-25. <https://doi.org/10.3390/jmse7090307>.
- Botello, A. V., Villanueva, F. S., & Rivera, R. F. (2018). Analysis and Tendencies of Metals and POPs in a Sediment Core from the Alvarado Lagoon System (ALS), Veracruz, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, (75), 157-173. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0516-z>.
- Brady, J. P., Ayoko, G. A., Martens, W. N., & Goonetilleke, A. (2015). Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (306). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4563-x>.
- Coordination of Information on the Environment (CORINE), (2018). <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>.
- 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>.
- Dural, M., & Göksoy, M. L. (2006). Çamlık Lagünü (Karataş, Adana), seston, bentoz ve sedimentinde mevsimsel ağır metal değişimi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 23, (1), 65-69.
- Fural, Ş. (2020). *İkizcetepeler Baraj Gölü (Balıkesir) Çökellerinin Ekolojik Risk Analizi*. (Doktora Tezi). Balıkesir Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Balıkesir.
- Fural, Ş., & Kükrer, S. (2021). Sulak alanlarda potansiyel toksik element (PTE) kaynaklı bölgesel ekolojik risk araştırmalarında kullanılan analitik metotlar. *Türk Coğrafya Dergisi*, 77, 211-222. <https://doi.org/10.17211/tcd.930273>.
- Fural, Ş., Kükrer, S., & Cürebal, İ. (2019). İkizcetepeler Baraj Gölü (Balıkesir) Çökellerindeki Organik Karbon Miktarının Zamansal ve Mekansal Dağılışı. *Turkish Journal of Agriculture - Food Science and Technology*, 7, (12), 2204-2208. <https://doi.org/10.24925/turjaf.v7i12.2204-2208.2966>
- Gaudette, H., Flight, V., Toner, L., & Folger, D. (1974). An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentary Research*, (44), 249-253.
- Gier, Y. G., Kaçar, A., Gönül, T., Pazı, İ., Küçüksezgin, F., Eraslanoglu, N., & Toker, K. (2017). Evaluation of the relationship of picoplankton and viruses to environmental variables in a lagoon system (Çakalburnu Lagoon, Turkey). *Chemistry and Ecology*, 34, (3), 211-228. <https://doi.org/10.1080/02757540.2018.1427230>.
- Goher, M., Farhat, H., Abdo, M., & Salem, G. (2014). Metal Pollution Assessment in the Surface Sediment of Lake Nasser, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 3, (40), 203-224. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.09.004>.
- Gonzalez, I., Aguila, E., & Galan, E. (2007). Partitioning, bioavailability and origin of heavy metals from the Nador Lagoon sediments (Morocco) as a basis for their management. *Environmental Geology*, (52), 15-33. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0602-9>.
- Ghrefat, H., Yusuf, N. (2006). Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*, 65, 2114-2121. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.043>.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 8, (14), 975-1001.
- Hani, A., & Pazira, E. (2011). Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176, 677-691. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1612-3>.

- Hoşgören, M. Y. (2015). *Hidrografiya'nın Ana Çizgileri II*. İstanbul: Çantay Kitabevi.
- Ibach, L. (1982). Relationship between sedimentation rate and total organic carbon content in ancient marine sediments. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, (66), 170-188.
- İpek, H. (2003). Molibden. *Yüzüncü Yıl Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 14, (1), 73-76.
- 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>.
- Kükrer, S., Erginal, A. E., Kılıç, Ş., Bay, Ö., Akarsu, T., & Öztura, E. (2020). Ecological risk assesment of surface sediments of Çardak Lagoon along a human disturbance gradient. *Environmental Monitoring and Assesment* (192). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08336-9>.
- Kükrer, S., Erginal, A. E., Şeker, S., & Karabıyıkoglu, M. (2015). Distribution and environmental risk evaluation of heavy metal in core sediments from Lake Çıldır (NE Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, (187). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4685-1>
- Liu, X., Zeng, B., & Lin, G. (2022). Arsenic (As) contamination in sediments from coastal areas of China. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113350>.
- Lorenzen, C. (1971). Chlorophyll-degradation products in sediments of Black Sea. *Woods Hole Oceanographic Institution Contribution*, (28), 426-428.
- MacDonald, D., Ingersoll, C., & Berger, T. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, (39), 20 - 31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>.
- Mutlu, E., Demir, T., Yanık, T., & Şutan, N. A. (2016). Determination of environmentally relevant water quality parameters in Serefiye Dam-Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25, (12), 5812 - 5818.
- Mutlu, Y. E. (2020). *Havran Çayı Havzası'nın (Balıkesir) Uygulamalı Jeomorfolojisi*. (Doktora Tezi) Balıkesir Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Balıkesir.
- Müller, G. (1969). Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine river. *GeoJournal*, 12, (2), 108 -118.
- Obi, C. C., Adebuseye, S. A., Ugoji, E. O., Ilori, M. O., Amund, O. O., & Hickey, W. J. (2016). Microbial communities in sediments of Lagos Lagoon, Nigeria: elucidation of community structure and potential impacts of contamination by municipal and industrial wastes. *Frontiers in Microbiology*, 5, (7). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01213>
- Ouro-Sama, K., Solitoke, D.H., Tanouayi, G., Lazar, M.L., Bran, P., Nadejde, M., et al. (2021). Spatial and seasonal variation of trace elements contamination in the sediments of a tropical lagoon ecosystem: the Lake TogoLagoon of Aného complex (southern Togo). *Environmental Earth Sciences*,80, <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09390-3>.
- Özkan, E. Y., Fural, Ş., Kükrer, S., & Büyükkışık, H. B. (2022). Seasonal and spatial variations of ecological risk from potential toxic elements in the southern littoral zone of İzmir Inner Gulf, Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, (29), 62669–62689. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19987-1>.
- Ribeiro, C., Ribeiro, A. R., & Tiritan, M. E. (2016). Occurrence of persistent organic pollutants in sediments and biota from Portugal versus European incidence: A critical overview. *Environmental Science and Health*, 51, (3), 143-153. <https://doi.org/10.1080/03601234.2015.1108793>.
- Uluturhan , E., Konaş, A., & Can, E. (2011). Sediment concentrations of heavy metals in the Homa Lagoon (Eastern Aegean Sea): Assessment of contamination and ecological risks. *Marine Pollution Bulletin*, 62, (9), 1989-1997. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.019>.
- Ustaoglu, F., & Saiful, I. M. (2020). Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun, Northeast Turkey: A preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk. *Ecological Indicators*, 113, 2 -15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106237>.
- Ustaoglu, F., Tepe, Y., & Aydın, H. (2020). Heavy metals in sediments of two nearby streams from Southeastern Black Sea coast: Contamination and ecological risk assessment. *Environmental Forensics*, 21, (2), 145-156. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1728433>.
- Yabanlı, M., Yozukmaz, A., Şener, İ., Çoker, T., Hasanhocaoğlu Yapıcı, H., Çetin Kasa, E., 2022. Heavy Metal Contamination Status and Risk Assessment in Surface Sediments of Köyceğiz Lagoon Estuary System (KLES) (South-West Anatolia), *Acta Aquatica Turcica*, 18, (1), 109-120. <https://doi.org/10.22392/actaqua.993135>.
- Zhang, G., Bai, J., Zhao, Q., & vd. (2016). Heavy metals in wetland soils along a wetland-forming chronose quence in the Yellow River Delta of China: Levels, sources and toxic risks. *Ecological Indicators*, (69), 331–339. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.042>.
- Zhu, Z., Zhang, W., & Cheng, C. Y. (2011). A literature review of titanium solvent extraction in chloride media. *Hydrometallurgy*, 105, (3-4), 304-313. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2011.006>.

