



T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



DOKTORA TEZİ

İSTANBUL HALIÇ SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE METAL VE
RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARI İLE
SEDİMENTASYON HIZININ BELİRLENMESİ

Gülşah KALAYCI

Biyoloji Anabilim Dalı

Radyobiyojoloji Programı

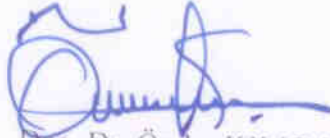
DANIŞMAN
Doç. Dr. Önder KILIÇ

Haziran, 2017

İSTANBUL

Bu çalışma 7.06.2017 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Biyoloji Anabilim Dalı,
Radyobiyojoloji Programında Doktora tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi



Doç. Dr. Önder KILIÇ (Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi



Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi



Doç. Dr. Halim Aytekin ERGÜL
Kocaeli Üniversitesi
Fen-Edebiyat Fakültesi



Prof. Dr. Erol SARI
İstanbul Üniversitesi
Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği
Enstitüsü



Doç. Dr. Akın CAYIR
Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi
Çanakkale Sağlık Hizmetleri Meslek
Yüksek Okulu



20.04.2016 tarihli resmi gazetede yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, İstanbul Üniversitesi'nin abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Fen Bilimleri Enstitüsü'nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

Bu tez, İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin 35687 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

Bu tez, 112Y060 numaralı TÜBİTAK projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Lisansüstü eğitimim süresince ve yaptığım tez çalışmasının hem teorik hem de pratik kısmında desteklerini ve fikirlerini benden esirgemeyen danışman hocam Doç. Dr. Önder KILIÇ'a çok teşekkür ederim. Tez çalışmamın başlangıcından sonuna kadar her konuda bana yardımcı olan ve desteğini esirgemeyen değerli hocam Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ'e teşekkürü bir borç bilirim.

Tez çalışmamın başlangıç aşamasında gerekli alt yapıyı oluşturan ve kendilerinden çok şey öğrendiğim değerli hocalarım Prof. Dr. Yavuz Çotuk ve Dr. Sayhan Topçuoğlu'na çok teşekkür ederim. Bu doktora tezinin oluşumunda ve çalışmaların başlama konusunda bana cesaret veren hocam Dr. Sayhan Topçuoğlu'nu her daim saygı ve minnetle anacağımı belirtmek isterim. Sediment tuzaklarının çalışma alanına yerleştirilmesinde ve devam eden süreçte değerli fikirlerini esirgemeyen hocam Doç. Dr. Halim Aytekin ERGÜL'e teşekkürü bir borç bilirim.

Çalışma süresince yardımlarını her an hissettiğim ve çalışmamı benimseyerek her türlü gayreti gösteren sevgili arkadaşlarım Narin SEZER ve Furkan GÖZEL'e ne kadar teşekkür etsem azdır. Ayrıca tez çalışmamın devamlılığı için bana gerekli zamanı sağlayan DİYALOG OSGB ailesine çok teşekkür ederim. Son olarak, yaşamım süresince her zaman yanımda olacaklarını bildiğim aileme herşey için çok teşekkür ederim.

Bu çalışmanın uygulama kısmını destekleyen İstanbul Üniversitesi'ne ve Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK)'na teşekkür ederim. Ayrıca çalışma alanındaki yardımlarından dolayı İ.B.B. Çevre Koruma ve Kontrol Daire Başkanlığı'na teşekkür ederim.

Haziran 2017

Gülşah KALAYCI

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	iv
TABLO LİSTESİ	vii
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ	x
ÖZET.....	xi
SUMMARY	xiv
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL KISIMLAR	3
2.1. HALİÇLERİN GENEL ÖZELLİKLERİ VE ÖNEMİ.....	3
2.2. İSTANBUL HALİCİ.....	5
2.3. SEDİMENT OLUŞUM KAYNAKLARI VE ÖNEMİ.....	8
2.4. SEDİMENT TUZAKLARI VE SU KOLONU BOYUNCA BATAN PARTİKÜLLER	10
2.5. SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE RADYOAKTİVİTE	15
2.5.1. Doğal ve Yapay Radyonüklidler	15
2.5.2. Po-210 ve ²¹⁰ Pb Radyonüklidlerinin Önemi	17
2.6. SUCUL ORTAMLARDA METALLER	19
3. MALZEME VE YÖNTEM	23
3.1. ÇALIŞMA ALANI.....	23
3.2. SEDİMENT TUZAKLARI VE ÖRNEKLEME	24
3.3. ÖRNEKLEME PERİYOTLARI	27
3.4. DİP SEDİMENT ÖRNEKLERİNİN ELDE EDİLMESİ.....	28
3.5. SU ÖRNEKLEMESİ.....	29
3.5.1. Suyun Oşinografik Parametrelerinin Belirlenmesi	30
3.5.2. Toplam Askıda Katı Madde Tayini.....	31
3.6. SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE TOPLAM ORGANİK MADDE (%) TAYİNİ.....	34

3.7.	SEDİMENT ÖRNEKLERİNİN ANALİZLERE HAZIRLANMASI VE ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ	35
3.7.1.	Günlük Sedimentasyon Miktarının (GSM) Belirlenmesi	36
3.7.2.	Sediment Örneklerinin Gama İzotopik Analizi.....	38
3.7.3.	Sediment örneklerinde ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb analizi	43
3.7.4.	Sediment Örneklerinde Metal Analizi	50
3.8.	SONUÇLARIN İSTATİKSEL OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ.....	53
4.	BULGULAR	54
4.1.	SU ÖRNEKLERİNİN OŞİNOGRAFIK PARAMETRELERİ	54
4.2.	TOPLAM ASKIDA KATI MADDE MİKTARI (TAKM).....	59
4.3.	TOPLAM ORGANİK MADDE MİKTARI (%).....	61
4.4.	GÜNLÜK SEDİMENTASYON MİKTARI (GSM) SONUÇLARI.....	62
4.5.	TUZAK ÖRNEKLERİNDE ¹³⁷ CS, ⁴⁰ K, ²²⁶ RA VE ²²⁸ RA AKTİVİTE KONSANTRASYON VE AKİ DEĞERLERİ	65
4.6.	TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰ PO AKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİ	67
4.7.	TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰ PO RADYONÜKLİDİNİN AKİ DEĞERLERİ	70
4.8.	TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰ PB AKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİ	73
4.9.	TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰ PB RADYONÜKLİDİNİN AKİ DEĞERLERİ	80
4.10.	TUZAK ÖRNEKLERİNDE METAL KONSANTRASYON DEĞERLERİ	84
4.11.	TUZAK ÖRNEKLERİNDE METALLERİN AKİ DEĞERLERİ.....	103
5.	TARTIŞMA VE SONUÇ	110
5.1.	OŞİNOGRAFIK PARAMETRELERİN DEĞERLENDİRİLMESİ.....	110
5.2.	TOPLAM ASKIDA KATI MADDE (TAKM) VE GÜNLÜK SEDİMENTASYON MİKTARININ (GSM) DEĞERLENDİRİLMESİ.....	111
5.3.	CS-137, ²²⁶ RA, ²²⁸ RA VE ⁴⁰ K AKTİVİTE KONSANTRASYON VE AKİ SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	116
5.4.	PO-210 VE ²¹⁰ PB AKTİVİTE KONSANTRASYON VE AKİ SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	121
5.5.	METAL KONSANTRASYON VE AKİ SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	128
5.6.	SONUÇLAR.....	139
	KAYNAKLAR	141
	ÖZGEÇMİŞ.....	162

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Haliç'in kısımları (Tas ve diğ., 2009).	6
Şekil 2.2: Sediment tuzağı tipleri.	12
Şekil 2.3: Su kolonu boyunca batan partikül dinamikleri.	14
Şekil 2.4: Metallerin su ortamında izlediği yol (Rainbow, 1995).	21
Şekil 3.1: Atatürk (Unkapanı) Köprüsü'nün genel görünümü ve tuzak istasyonları.	23
Şekil 3.2: Tuzak sistemlerinin asılması.	24
Şekil 3.3: Sediment tuzağı sisteminin genel görüntüsü.	25
Şekil 3.4: Toplama kabının tuzağa yerleştirilmesi.	26
Şekil 3.5: Sediment tuzağının su yüzeyine çıkarılması.	27
Şekil 3.6: Dip sediment örneklemesinin yapılması.	29
Şekil 3.7: Nansen şişesi ile yapılan su örneklemesi.	30
Şekil 3.8: Suyun oşinografik parametrelerinin belirlenmesi.	31
Şekil 3.9: Filtre kağıdı ağırlığının belirlenmesi.	33
Şekil 3.10: Filtrasyon sisteminde süzme işlemi.	33
Şekil 3.11: Sediment örneklerinin kül fırınına yerleştirilmesi.	34
Şekil 3.12: Kül fırınından çıkan sediment örnekleri.	35
Şekil 3.13: Sediment örneklerinde yaş eleme yöntemi.	36
Şekil 3.14: Sediment örneğinin filtrasyonu.	37
Şekil 3.15: Kurutulmuş sediment örneği.	38
Şekil 3.16: 170 ml ölçüm kaplarında bulunan sediment örnekleri.	39
Şekil 3.17: Gama spektrometresinin şematik görünümü.	39

Şekil 3.18: HPGe gama spektrometresi.	40
Şekil 3.19: HPGe gama detektörüne ait verim eğrisi.	42
Şekil 3.20: 170 ml'lik standart kaynağa ait verim grafiği.	42
Şekil 3.21: Örneklerin koyulduğu teflon kaplar.	44
Şekil 3.22: Mikrodalga sindirme sistemi.	44
Şekil 3.23: Örneklerin ısıtma tablası üzerine yerleştirilmesi.	45
Şekil 3.24: Örneklerin filtre kağıdından süzülmesi.	45
Şekil 3.25: Kapak ve manyetik bardan oluşan taşıyıcı sistem.	46
Şekil 3.26: Depozisyon işlemi.	46
Şekil 3.27: Gümüş disklerin ölçüme hazır hale getirilmesi.	47
Şekil 3.28: Alfa spektrumunda ^{209}Po ve ^{210}Po radyonüklidlerinin pik alanları.	47
Şekil 3.29: Ortec Alpha Ensemble spektrometre sistemi.	48
Şekil 3.30: Sediment örneklerinin liyofilizatör kullanılarak kurutulması.	52
Şekil 4.1: Tuzak-1 istasyonunda TAKM miktarı (mg/l).	60
Şekil 4.2: Tuzak-2 istasyonunda TAKM miktarı (mg/l).	61
Şekil 4.3: Tuzak-1 sistemine ait GSM değerleri.	64
Şekil 4.4: Tuzak-2 sistemine ait GSM değerleri.	64
Şekil 4.5: Tuzak-1 ^{210}Po aktivite konsantrasyonları (Bq kg^{-1}).	69
Şekil 4.6: Tuzak-2 ^{210}Po aktivite konsantrasyonları (Bq kg^{-1}).	69
Şekil 4.7: Tuzak-1 ^{210}Po radyonüklidinin toplam sediment materyalinde akı değerleri.	72
Şekil 4.8: Tuzak-2 ^{210}Po radyonüklidinin toplam sediment materyalinde akı değerleri.	72
Şekil 4.9: Tuzak-1 ^{210}Pb aktivite konsantrasyonları.	75
Şekil 4.10: Tuzak-2 ^{210}Pb aktivite konsantrasyonları.	75
Şekil 4.11: Tuzak-1 $<63\mu\text{m}$ fraksiyonda ^{210}Po ve ^{210}Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.	76

Şekil 4.12: Tuzak-1 >63µm fraksiyonda ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.	76
Şekil 4.13: Tuzak-1 toplam sediment materyalinde ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	77
Şekil 4.14: Tuzak-2 <63µm fraksiyonda ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	78
Şekil 4.15: Tuzak-2 >63µm fraksiyonda ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	78
Şekil 4.16: Tuzak-2 toplam sediment materyalinde ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	79
Şekil 4.17: Tuzak-1 ²¹⁰ Pb radyonüklidinin akı değerleri.....	82
Şekil 4.18: Tuzak-2 ²¹⁰ Pb radyonüklidinin akı değerleri.....	82
Şekil 4.19: Tuzak-1 sediment materyalinde ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb akı değerlerinin karşılaştırılması.	83
Şekil 4.20: Tuzak-2 toplam sediment materyalinde ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb akı değerlerinin karşılaştırılması.	83
Şekil 4.21: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	88
Şekil 4.22: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	88
Şekil 4.23: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	89
Şekil 4.24: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	89
Şekil 4.25: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	90
Şekil 4.26: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	90
Şekil 4.27: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	91
Şekil 4.28: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	91
Şekil 4.29: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	92
Şekil 4.30: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.	92

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 3.1: Tuzak istasyonlarında örnekleme süreleri.	28
Tablo 3.2: ICP-MS metal ölçüm deteksiyon limitleri.	51
Tablo 3.3: Sertifika edilen element konsantrasyonları ve recovery değerleri.	53
Tablo 4.1: Birinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (17.06.2013).	54
Tablo 4.2: İkinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.07.2013).	54
Tablo 4.3: Üçüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (20.09.2013).	54
Tablo 4.4: Dördüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (04.12.13).	55
Tablo 4.5: Beşinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (08.01.14).	55
Tablo 4.6: Altıncı örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (27.02.2014).	55
Tablo 4.7: Yedinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (27.03.2017).	55
Tablo 4.8: Sekizinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (12.06.2014).	56
Tablo 4.9: Dokuzuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (05.11.14).	56
Tablo 4.10: Onuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.12.14).	56
Tablo 4.11: Birinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (17.06.13).	56
Tablo 4.12: İkinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.07.2013).	57
Tablo 4.13: Üçüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (22.10.13).	57
Tablo 4.14: Dördüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (04.12.13).	57
Tablo 4.15: Beşinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (06.02.14).	57
Tablo 4.16: Altıncı örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (13.05.14).	58
Tablo 4.17: Yedinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (17.07.14).	58
Tablo 4.18: Sekizinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (21.08.14).	58
Tablo 4.19: Dokuzuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (30.09.14).	58

Tablo 4.20: Onuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (25.11.14).....	59
Tablo 4.21: Onbirinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.12.14).....	59
Tablo 4.22: Toplam askıda katı madde miktarları (mg/l).	60
Tablo 4.23: Toplam organik madde miktarı (%).	62
Tablo 4.24: Tuzak istasyonlarına ait GSM değerleri.	63
Tablo 4.25: ¹³⁷ Cs, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra ve ⁴⁰ K aktivite konsantrasyonları ve akı değerleri.....	66
Tablo 4.26: Dip sedimentinde ¹³⁷ Cs, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra ve ⁴⁰ K aktivite konsantrasyonları.	66
Tablo 4.27: Sediment tuzaklarında ²¹⁰ Po aktivite konsantrasyon değerleri.....	68
Tablo 4.28: Tuzak-1 ve Tuzak-2 için ²¹⁰ Po akı değerleri.....	71
Tablo 4.29: Tuzak sistemlerinde ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonları.	74
Tablo 4.30: Tuzak-1 toplam sediment materyalinde ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	77
Tablo 4.31: Tuzak-2 toplam sediment materyalinde ²¹⁰ Po ve ²¹⁰ Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.....	79
Tablo 4.32: Tuzak-1 ve Tuzak-2 ²¹⁰ Pb akı değerleri.....	81
Tablo 4.33: Tuzak-1 sedimentinde <63µm altı ve >63 µm fraksiyonlarda metal konsantrasyon değerleri.	85
Tablo 4.34: Tuzak-2 sedimentinde <63µm altı ve >63 µm fraksiyonlarda metal konsantrasyon değerleri.	86
Tablo 4.35: Tuzak-1 ve Tuzak-2 toplam sediment materyalinde metal konsantrasyon değerleri.	87
Tablo 4.36: Tuzaklardan elde edilen toplam sediment materyalinde Zenginleşme Faktörü (EF) değerleri.....	95
Tablo 4.37: Jeolojik Birikim İndeksi, Muller sınıflandırması (1981).....	96
Tablo 4.38: Tuzaklardan elde edilen toplam sediment materyalinde Jeolojik Birikim İndeksi (<i>I_{geo}</i>).....	98
Tablo 4.39: Her iki tuzak istasyonunda EF ve <i>I_{geo}</i> sonuçlarının dizilimi.....	99
Tablo 4.40: Kontaminasyon Faktörü skalası (Hakanson, 1980).	99
Tablo 4.41: Tuzak örneklerinde metallere ait Kontaminasyon Faktörü (CF) ve PLI değerleri.	102

Tablo 4.42: Sediment tuzak örneklerinde akı değerleri (Al, Fe,K için $\text{mg m}^{-2}\text{gün}^{-1}$; diğer elementler için $\mu\text{g m}^{-2}\text{gün}^{-1}$).	104
Tablo 4.43: Tuzak-1 sediment örneklerinde metal ve radyonüklidlere ait konsantrasyon ve GSM, Organik Madde (OM), TAKM arasında korelasyon tablosu.	105
Tablo 4.44: Tuzak-2 sediment örneklerinde metal ve radyonüklidlere ait konsantrasyon ve GSM, Organik Madde (OM), TAKM arasında korelasyon tablosu.	106
Tablo 4.45: Tuzak-1 PCA (Principal Component Analysis) değerleri.	107
Tablo 4.46: Tuzak-2 PCA (Principal Component Analysis) değerleri.	107
Tablo 4.47: Tuzak-1 sediment örneklerinde metal akı ve GSM, Organik Madde (OM) arasında korelasyon tablosu.	108
Tablo 4.48: Tuzak-2 sediment örneklerinde metal akı ve GSM, Organik Madde (OM) arasında korelasyon tablosu.	109
Tablo 5.1: Dip sedimenti ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra ve ^{40}K değerlerinin literatür sonuçlarıyla karşılaştırılması.....	120
Tablo 5.2: Tuzak sedimentinde elde edilen metal konsantrasyon değerlerinin literatür çalışmaları ile karşılaştırılması.	133
Tablo 5.3: Metal akı sonuçlarının literatür değerleri ile karşılaştırılması.	137

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
$f\gamma$: Radyonüklidin gama ışını yayınlama olasılığı
ϵ	: Dedektörün ilgili radyonüklid için sayım verimi
λ	: Radyonüklidin bozunma sabiti

Kisaltmalar	Açıklama
CF:	: Contamination Factor (Kontaminasyon Faktörü)
cps:	: Count per second (Saniyedeki sayım)
dps:	: Disintegration per second (Saniyedeki bozunum)
EF	: Enrichment Factor (Zenginleşme Faktörü)
GSM	: Günlük Sedimentasyon Miktarı
HPGe	: High Purity Germanium
ICP-MS	: Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometer
<i>I_{geo}</i>	: Geoaccumulation Index (Jeolojik Birikim İndeksi)
MAPEP	: Mixed Analyte Performance Evaluation Program
OM:	: Organik Madde
Örn.	: Örnekleme
PCA	: Principal Component Analysis
PLI	: Pollution Load Index (Kirlilik Yükü İndeksi)
TAKM	: Toplam Askıda Katı Madde
SPSS	: Statistical Package for the Social Sciences
Ç.O.	: Çözünmüş Oksijen
dpm	: Disintegration per minute (Dakikadaki bozunum)
Bq	: Becquerel

ÖZET

DOKTORA TEZİ

İSTANBUL HALIÇ SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE METAL VE RADYOAKTİVİTE KONSANTRASYONLARI İLE SEDİMENTASYON HIZININ BELİRLENMESİ

Gülşah KALAYCI

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman : Doç. Dr. Önder KILIÇ

İstanbul Haliç’i uzun yıllar boyunca fabrika deşarjları ve evsel atıklar nedeniyle kirletici girişlerine maruz kalmıştır. Ayrıca, hala atmosferik birikim yoluyla araç emisyonlarından ve fosil yakıtlarından yayılan kirleticilere maruz kalmaktadır. Tüm bu girişlerden dolayı Haliç’teki radyoaktif ve metal kirliliğinin belirlenmesi amacıyla, derinliği 30±2 m olan Atatürk (Unkapanı) Köprüsü’nün bulunduğu lokasyonda 15 m derinliğindeki iki noktaya sediment tuzağı sistemleri yerleştirilmiştir. Sediment tuzakları bölgede 18 ay süresince tutulmuş ve belirli aralıklarla örnekleme yapılmıştır.

Yapılan örnekleme sonucunda, bölgedeki sedimentasyon miktarları Tuzak-1 ve Tuzak-2 için sırasıyla 12,75 – 96,71 g m⁻²gün⁻¹ ve 6,50 – 106,43 g m⁻²gün⁻¹ olarak belirlenmiştir. En yüksek değerler ise Tuzak-1 ve Tuzak-2 için sırasıyla, Ekim-Kasım-2013 ve Eylül-2014 dönemlerinde elde edilmiştir. Her bir örnekleme zamanında, tane büyüklüğü <63µm ve >63µm fraksiyonda ve toplam sediment materyalinde doğal radyonüklidlerden ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ⁴⁰K, ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb ile birlikte yapay bir radyonüklid olan ¹³⁷Cs’nin aktivite konsantrasyonları belirlenmiştir. Po-210 ve ²¹⁰Pb radyonüklidlerinin ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla, Tuzak-1 için 46-224 ve 96-340 Bq kg⁻¹; Tuzak-2 için 41-234 ve 94-382 Bq kg⁻¹ olarak belirlenmiştir. Yapay bir radyonüklid olan Cs-137’nin hem tuzak hem de dip sedimentinde ölçülebilir seviyede olduğu tespit edilmiştir. K-40, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra aktivite konsantrasyonlarının tüm mevsimlerde birbirine yakın seviyelerde ve

dünya ortalaması değerleri ile uyumlu olduğu gözlemlenmiştir. Belirlenen aktivite konsantrasyonlarına bağlı olarak radyonüklidlerin bölgedeki akı değerleri hesaplanmıştır.

Tuzaklanan sediment materyalinde As ve Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, V, Zn metallerinin konsantrasyonları ve akı değerleri belirlenmiştir. Tuzak sedimenti ve dip sedimentinde söz konusu metallerin EF (Zenginleşme faktörü), I_{geo} (Jeolojik birikim indeksi), CF (Kirlilik faktörü) ve PLI (Kirlilik birikim indeksi) değerleri hesaplanmış ve böylece ortamda birikme ve zenginleşme gösteren metaller tespit edilerek antropojenik kaynak etkisi ortaya çıkarılmıştır. Belirlenen sediment değerlendirme kriterleri göz önünde bulundurulduğunda, çalışma alanında en fazla zenginleşme gösteren metallerin Ag, Cd ve Pb olduğu tespit edilmiştir. Kanada Sediment Kalite Standart Kılavuzu açısından ise Cu, Pb ve Zn metal konsantrasyon değerlerinin PEL (Muhtemel etki seviyeleri) değerinden yüksek olduğu görülmüştür. Dolayısıyla, çalışma bölgesinde biriken sedimentin bu metaller açısından denizel biyota üzerinde büyük olasılıkla toksik etki ve potansiyel bir risk oluşturabileceği belirlenmiştir. Sonuç olarak, sediment tuzağı sistemleri çalışma alanında ilk kez uygulanmış olup elde edilen bütün bu veriler yapılacak çalışmalar için referans olma niteliği taşımaktadır.

Haziran 2017, 180 sayfa.

Anahtar kelimeler: Haliç, sediment tuzağı, akı, metal, radyoaktivite.

SUMMARY

Ph.D. THESIS

DETERMINATION OF METAL AND RADIOACTIVITY CONCENTRATIONS IN SEDIMENT SAMPLES, AND SEDIMENTATION FLUX IN GOLDEN HORN, ISTANBUL

Gülşah KALAYCI

İstanbul University

Institute of Graduate Studies in Science and Engineering

Department of Biology

Supervisor : Assoc. Prof. Dr. Önder KILIÇ

The Golden Horn estuary has been exposed to input of contaminants due to dischargers from factories and domestic waste for many years. In addition, it is still exposed to contaminants from emission of vehicles and fossil fuels through atmospheric deposition. In order to determine radioactive and metal pollution due to all of the inputs in the Golden Horn, sediment trap systems were installed in 15 m depth of water column in two points with 30±2 m depth at the location of Atatürk (Unkapanı) Bridge. The sediment traps have been moored during 18 months and sampling was performed periodically.

As a result of the sampling, sedimentation fluxes for the study area were determined to be 12,75 – 96,71 g m⁻²day⁻¹ and 6,50 – 106,43 g m⁻²day⁻¹ for Trap-1 and Trap-2, respectively. The highest values were obtained in October-November-2013 and September-2014 for Trap-1 and Trap-2, respectively. Activity concentrations of ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ⁴⁰K, ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb as natural radionuclides, together with ¹³⁷Cs as an artificial radionuclide were determined in <63µm and >63µm sediment particle fractions as well as in total sediment material at each sampling period. Mean activity concentrations of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb radionuclides were obtained to be 46-224 and 96-340 Bq kg⁻¹ for Trap-1, respectively; to be 41-234 and 94-382 Bq kg⁻¹ for Trap-2, respectively. Cs-137, which is an artificial radionuclide, was determined to be measurable in both trapped and bottom sediment. Activity concentrations of ⁴⁰K, ²²⁶Ra and ²²⁸Ra were at close levels to each other in all seasons, and were observed to be consistent with the average levels of

worldwide. Flux values of radionuclides were calculated depending on the activity concentrations in the region.

Concentrations and flux values of As and Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, V, Zn were determined in trapped sediment for study area. EF (Enrichment factor), I_{geo} (Geoaccumulation index), CF (Contamination factor), and PLI (Pollution load index) values of the metals were calculated in trapped and bottom sediment, and thus the effect of anthropogenic source was found out by determining the metals accumulating and enriched in the region. Considering the sediment evaluation criteria, the most enriched metals were determined as Ag, Cd, and Pb in the region. In terms of Canadian Sediment Quality Guideline, it was seen that Cu, Pb, and Zn metal concentration values were higher than PEL (Probably Effect Levels) value. Therefore, it was indicated that sediment accumulation in the study area leads to probably toxic effect and potential risk on marine biota in terms of those metals. To sum up, sediment trap systems have been applied for the first time in the study area, and all the obtained data will be reference for the further studies.

June 2017, 180 pages.

Keywords: Golden Horn, sediment trap, flux, metal, radioactivity.

1. GİRİŞ

İstanbul metropoliteninin şehirleşme bakımından yoğun olduğu bölgede bulunan ve önemli bir sucul ekosistem olan Haliç (Golden Horn), sanayi öncesi dönemde (1920 öncesi) Alibeyköy ve Kağıthane derelerinin taşıdığı alüvyonlar sonucu, tabanı çamur ve balçık ile dolmuş ve büyük bir kirlilik sorunu ile karşı karşıya kalmıştır. Ancak esas kirlenme, 1930'lu yılların başlarında sanayileşmenin hızla ilerlemesi sonucu yaklaşık olarak 700 adet imalathane, atölye ve fabrikanın Haliç kıyıları ile birlikte Alibeyköy ve Kağıthane derelerinin karşılıklı kenarlarına kurulmasıyla oluşmuştur. Fabrikaların büyük bir kısmı yaklaşık olarak 50 yıl boyunca bu bölgede faaliyetlerini sürdürmelerinin ardından 1980'li yıllarda Haliç bölgesinde kirliliğin aşırı artışı nedeniyle kapatılmış veya başka bölgelere taşınmıştır. Bu 50 yıllık süreçte birçok kirletici izin verilen limitlerin çok üzerindeki miktarlarda Haliç ortamına bırakılmıştır.

Alibeyköy ve Kağıthane derelerinin çevresi ile birlikte Haliç kıyıları yerleşimin ve trafiğin yoğun olduğu bölgelerdir. Özellikle 1990'lı yıllara kadar ısınma amacıyla yoğun olarak kömür kullanımı ve günümüzde artan araç emisyonları atmosferik (kuru ve yağ çökme yoluyla) olarak Haliç çevresine kül, ağır metal, radyonüklid ve organik kirleticilerin girmesine neden olmuştur ve halen olmaktadır.

Tüm bu sebeplerle oluşan aşırı kirlenmenin giderilmesi için rehabilitasyon çalışmaları gündeme getirilmiştir. Haliç'in rehabilitasyonu ile ilgili 1980'li yıllarda başlayan çalışmaların esas yöntemini, özellikle dere ağızlarına yakın bölgelerde dip çamurunun kazınarak karada başka bölgelere (Silahtarağa bölgesindeki taş ocakları) taşınması oluşturmuştur. 1997-1998 yılları arasında geniş çapta yapılmış olan bu çalışmanın halen devam ettiği bildirilmektedir. Bununla birlikte, dubalı olan Valide Sultan Köprüsü'nün orta bölümü açılarak su sirkülasyonunun artırılması sağlanmıştır. İstanbul Haliç'indeki rehabilitasyon çalışmalarının son ayağını, Boğaz suyunun Kağıthane deresi üzerinden Haliç ortamına verilerek Haliç suyunun yılda 3 kez değiştirilmesinin planlandığı proje oluşturmaktadır. Büyük bir öneme sahip olan bu sucul ekosistemin kirleticiler bakımından belirli periyotlarla incelenmesi; söz konusu ortamın ekolojik durumu, bu

ortamda yaşıyan canlı türlerinin korunması ve bahsi geçen kirleticilerin insan sağlığı üzerindeki etkilerinin ortaya koyulması bakımından oldukça önemlidir.

Bu tez çalışmasının amacı; yakın geçmişte yoğun bir şekilde faaliyet gösteren sanayi atıklarına, evsel deşarjlara, araç emisyonlarına ve atmosferik birikime maruz kalan İstanbul metropolü merkezinde bulunan İstanbul Haliç'inin güncel metal ve radyoaktif kirlilik düzeyini ortaya çıkarmaktır. Bu bağlamda, söz konusu kirliliğin tespit edilmesi amacıyla İstanbul Haliç'i ortamına ilk kez kurulan sediment tuzağı sistemlerinden faydalanılmıştır. Böylece bölgenin güncel kirlilik durumu ile ilgili veriler elde edilerek söz konusu kirliliğin nedenleri ele alınmıştır. Ayrıca sediment tuzağı sistemlerinden faydalanılarak, zamana bağlı olarak bölgede çökelen madde miktarı tayin edilmiş ve bu değer literatür sonuçlarıyla karşılaştırılarak bölgenin partiküler batma hızı değerlendirilmiştir. Elde edilen sedimentin miktarına bağlı olarak; ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra ve ^{228}Ra radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları mevsimsel olarak, ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidleri ile As ve metallerin konsantrasyonları (Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, V ve Zn) ise her örneklemede ve her fraksiyonda belirlenmiştir. Çalışma kapsamında sözü edilen kirleticilerin konsantrasyonları dışında 18 aylık zaman periyodunda her birinin ayrı ayrı akı değerleri belirlenmiş ve böylece ortama güncel olarak giren kirleticinin belli bir alandaki konsantrasyonu zamana bağlı olarak belirlenmiştir. Veri setlerinin yorumlanabilmesi için; sedimentin organik madde miktarı, toplam askıda katı madde miktarı (TAKM) ve suyun oşinografik parametreleri (sıcaklık, çözünmüş oksijen miktarı, pH ve tuzluluk) de çalışma ortamında belirlenmiştir. Yapılan istatistiksel analizlerle elde edilen sonuçlar değerlendirilerek çalışmanın tartışması yapılmıştır.

2. GENEL KISIMLAR

2.1.HALİÇLERİN GENEL ÖZELLİKLERİ VE ÖNEMİ

Haliç en genel tanımıyla; okyanuslar ve kıtalar arasındaki bir geçiş tabakası olarak adlandırılır. Haliçler kara ve okyanus arasındaki bir arayüzdür, nehirlerden sahil sularına geçen materyaller için bir filtre olarak görev yapabilir. Bu ortamlar zıt yönlerden gelen tatlı ve tuzlu su akıntıları nedeniyle ileri derecede dinamik yapılardır. Bu durum haliçlerin fiziksel, kimyasal ve biyolojik kompozisyonlarında önemli mevsimsel ve bölgesel değişiklikler oluşturur (Cailleaud ve diğ., 2009). Perillo (1995) haliçlerin 40'dan fazla tanımı olduğunu belirtmiştir. En yaygın olarak kullanılan tanım Cameron ve Pritchard (1963)'a aittir: Haliçler açık denizle serbest bir bağlantıya sahip yarı-kapalı sahil su kütesidir ve bünyelerinde deniz suyu, karadan türelenen tatlı su ile ölçülebilir şekilde seyrelir. Bununla birlikte bu tanım haliçler için oldukça önemli olan gel-git olayının etkisini kapsamaz. Dyer (1997) bu tanımı gel-git olayının da etkisini kapsayacak şekilde genişletmiştir: Haliçler; gel-git olayının etkisiyle iç kesimlere kadar uzanan akıntıları sayesinde, açık denizle serbest bir bağlantısı olan yarı kapalı su kütleleridir ve karasal ortamdan türelenen tatlı su akıntılarıyla ihtiva ettikleri tuzlu su ölçülebilir şekilde seyrelir.

Haliçler, denizler ile nehirler arasında bir geçiş tabakası oluşturdukları için hem gel-git olayları, dalga hareketleri ve tuzlu su girişi gibi deniz etkilerine hem de tatlı su akıntıları ve sediment girişi gibi nehir etkilerine maruz kalmaktadırlar. Bu tatlı ve tuzlu su akıntıları hem su kolonuna hem de dip sedimentine yüksek miktarda nütrientin giriş yapmasına neden olmaktadır. Bu durum, haliçleri dünyadaki en üretken habitatlar arasına sokmaktadır. Aynı büyüklükte orman, otlak ve tarımsal araziyle kıyaslandığında bir halicin her yıl bu bölgelerden daha fazla organik madde ürettiği bilinmektedir (McLusky ve Elliott, 2004).

Her bir haliç kendi içerisinde özgündür ve gel-git menzili, nehir deşarjı, topografik özellikleri gibi bir seri parametreye bağlı olarak karakterize edilebilir.

Haliçler, hayvan ve bitkilerin yaşaması için uygun yerler olmasının dışında, kirliliği kontrol etmeye de yardımcı sistemlerdir. Nehirler, tatlı su akıntılarıyla; sediment, nütrient ve kirleticileri taşır. Ayrıca kirleticiler atmosferik çökeltme yoluyla da bu ortamlara giriş yapmaktadır. Haliçlerin ihtiva ettiği habitatlar (sığ-açık sular, tatlı su ve tuzlu su bataklıkları, kumlu sahiller, çamur ve kum tabanları, kayalık kıyıları, istiridye resifleri, mangrov ormanları, nehir deltaları, gel-git olayının oluşturduğu havuzlar ve deniz yosunları) ve haliçte yaşayan bitki ve hayvanlar (fauna ve flora) bu kirleticileri bünyelerinde biriktirme suretiyle açık denizlere ulaşmadan önce filtre ederler. Ayrıca haliçteki bu bitkiler kıyı şeridi erozyonunu engellemeye de yardımcı olurlar. Bu sulak habitatlar, sel baskınlarıyla veya deniz kabarmalarıyla gelen fazla suyu absorblayarak bir tampon vazifesi de görmektedir.

Karasal boşaltım alanları, endüstriyel ve tarımsal atıklar nehirler vasıtasıyla haliçlere boşaltılır. Bu durum bol miktarda nütrient ve kirletici maddenin haliç içerisine girmesine neden olur ve böylece haliçlerde birincil üretim üzerinde önemli etkiye sahiptir. Bu aktiviteler vasıtasıyla haliç ortamına giren nütrientlerin başında fosfat ve azot gelmektedir. Bu elementlerin bol miktarda bulunduğu sularda algal çoğalma hızlı bir şekilde artar. Bu durum bir süre sonra ölen bu mikroskobik canlıların çürümeleri için bakteriyel aktiviteyi hızlandırır. Bu durumda suda hiposik çevrenin oluşmasına neden olmaktadır. Oluşan bu hipoksia durumu daha yüksek yapıları organizmaların ölümüne sebep olacak ve dipte bir ölü tabaka oluşturacaktır (Gerlach, 1981). Bu durum haliçlerde su kalitesini önemli biçimde ve olumsuz yönde etkilemektedir.

Haliç habitatını etkileyen diğer aktiviteler, kanalizasyon suları, sahilsel çökeltiler, ormansızlaştırma, iskan alanları olarak kullanım, baraj inşası, nehir rotalarının değiştirilmesi, haliçlerin doldurulmaları, dip taramaları, doğal hidrolojik akıntıların değişimi, zararlı-istilacı türler, tatlı suya olan gereksinim, habitat kaybı ve bozulma, olarak sıralanabilir. Bütün bu aktiviteler, haliç sistemlerinin su ve sediment dinamikleri değişimlerinin temelini oluşturur (Branch, 1999; Grigoriadou, 2008).

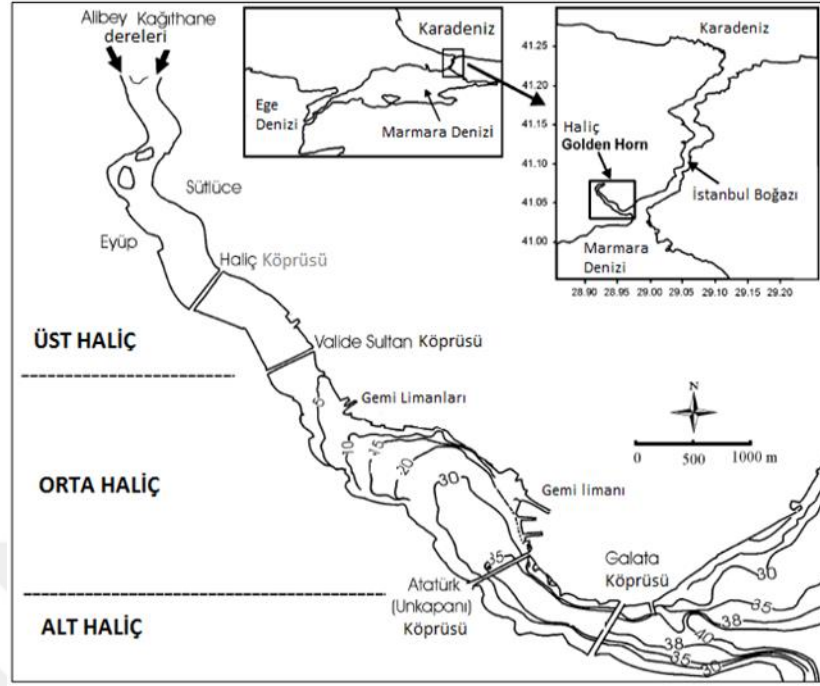
Tüm bu aktiviteler sonucunda, haliçlerde yaşayan organizmalar kirleticilerin yüksek konsantrasyonlarına maruz kalırlar. Çoğu tür bu bileşikleri biyokonsantrasyon ve biyobirikim prosesleri ile dokularında ve organlarında biriktirir. Sucul canlıların insanlar tarafından tüketimi, deniz ürünlerinde biriken toksinler nedeniyle çoğu haliçte

yasaklanmıştır. Kirleticiler bir kez haliç içerisine girdiğinde onları uzaklaştırmak hem çok zordur hem de ekonomik değildir. Bu nedenle en iyi strateji bu bileşiklerin girişini en aza indirmektir (Nixon, 1995; Smith ve diğ., 1999; Rabalais ve diğ., 2009; Fulweiler ve diğ., 2012).

2.2.İSTANBUL HALİCİ

Haliç, Marmara denizinin kuzeyinde İstanbul Boğazı'nın güneybatısında bulunan yüzey alanı 2,6 km² olan su havzasıdır (Şekil 2.1). Genişliği 150 - 1010 m arasında derinliği ise <10 ila 40 m arasında değişmektedir. Bu derinlik İstanbul Boğazı ile Haliç'in kesişim yerinde 60 m'yi bulmaktadır (Ergin ve diğ., 1990; Aslan-Yılmaz ve diğ., 2004). Uzunluğu her iki sahil hattı boyunca yaklaşık 7,5-8 km'dir. Kuzeybatısında Kağıthane ve Alibeyköy dereleri, güneydoğu ucunda ise İstanbul Boğazı ile irtibat halindedir. Taban yapısı V şeklinde olan bu ekosistemin kıyıları zamanla yerleşimler ve deşarjlar nedeniyle alüvyonal madde ile dolmuştur. Haliç genel olarak üç ana bölüme ayrılmaktadır. Nehir ağızlarından Valide Sultan Köprüsü'ne kadar olan kısım Haliç'in üst kısmı, Valide Sultan Köprüsü ile Atatürk (Unkapanı) Köprüsü'ne kadar olan kısım Haliç'in orta kısmı ve Atatürk (Unkapanı) Köprüsü'nden Haliç ağzına kadar olan kısım ise Haliç'in alt kısmı olarak adlandırılmaktadır (Taş ve diğ., 2009) (Şekil 2.1). Bu bölümlerdeki en yüksek derinlik ve genişlik oranları sırasıyla yaklaşık olarak; 4-5 m/150 m, 14 m /695 m, 40 m/1010 m'dir (Ergin ve diğ., 1990; Aslan-Yılmaz ve diğ., 2004; Tas ve diğ., 2009).

Haliç'in jeolojik olarak oluşumu ve evrimi İstanbul Boğazı'na benzemektedir. Her ikisinin de jeolojik yapısı deniz seviyesi altında oluşum bulan eski vadilere dayanmaktadır ve tektonik olaylarında bu oluşuma katkı sağladığı düşünülmektedir. Sınıflandırma da 'Su Altında Kalmış Akarsu Vadileri' gurubuna dahil edilmektedir (Dyer, 1973; Aston ve Chaster, 1976).



Şekil 2.1: Haliç'in kısımları (Tas ve diğ., 2009).

Haliç (Golden Horn), 20. yüzyılda İstanbul'da yoğun endüstrileşme ve hızlı nüfus artışı nedeniyle ağır bir kirliliğe maruz kalmıştır. Haliç çevresinde 1930'lu yıllarda başlayıp, 1950'lerde en yoğun dönemini yaşayan ve 1980'lere kadar devam eden sanayi ve endüstrileşmenin bir sonucu olarak söz konusu ekosistem hızlı bir şekilde kirlenmiştir. Bu bağlamda, 696'sı ağır sanayi olmak üzere 2020 adet işyeri (metal işleme-eritme, demir-çelik, makine, tekstil fabrikaları, mezbahalar v.b.) Haliç etrafında konumlandırılmış ve kirleticilerin izin verilen limitlerinden yüzlerce kat yüksek konsantrasyonları bu ortama salınmıştır (Aslan-Yılmaz ve diğ., 2004). Düzensiz kentleşme ve ağır sanayinin bir sonucu olan Haliç'in bu durumu İstanbul'un en önemli çevresel problemlerinden biri olmuştur. Deterjan, boya, deri ve ilaç endüstrilerinden gelen atık su ile birlikte evsel boşaltımlar zamanla Haliç ekosistemini kirlenmiştir. 1990'ların başında Haliç hayatı Atatürk (Unkapanı) ve Galata Köprülerinin etrafında sınırlanmış ve Haliç'in yukarı kısımları hipoksia ve ağır sedimentasyon nedeniyle hemen hemen hiçbir ökaryotik formun yaşayamayacağı duruma gelmiştir (Alpar ve diğ., 2005). Kirlilik, tersane havuzlarının ve yüzey su sirkülasyonunu büyük ölçüde sınırlayan dubalar üzerindeki köprüler nedeniyle daha da artmıştır. Dolayısıyla, İstanbul Haliç'i,

sedimentteki yüksek metal konsantrasyonu (Tuncer ve diğ., 2001), su kolonundaki düşük oksijen çözünürlüğü (Kıratlı ve Balkıs, 2001), ciddi bakteriyolojik ve nütrient kontaminasyona sebep olan evsel kirlilik (Aslan-Yılmaz, 2004), organik kirleticiler ve radyonüklidler nedeniyle oldukça kirli bir ekosistem haline gelmiştir. İstanbul Haliç’indeki bu kirlilik durumu tolere edilemeyen seviyeye ulaştığında bir takım rehabilitasyon çalışmaları başlatılmıştır. 1990’lı yıllarda yapılan bu çalışmalarda öncelik, yüzey deşarjlarını kontrol altına alma ve kanalizasyon suyunu toplama sistemine aktarma işlemine verilmiştir. İki derin deşarj sistemiyle (Ahırkapı ve Baltalimanı Derin Drenaj Sistemleri) toplanan atıklar İstanbul Boğazı’nın alt tabakalarına deşarj edilmiştir. En önemli adım olarak, Haliç’in üst kısımlarında $4,25 \times 10^6$ m³ anoksik sediment yüzey taraklaması yöntemiyle Haliç’ten uzaklaştırılarak en az 5 m derinlik bu bölgede elde edilmiştir. Haliç ekosistemi için dönüm noktası ise; yüzey su sirkülasyonuna engel olması nedeniyle su üzerinde yüzen Valide Sultan Köprüsü’nün trafiğe kapatılarak orta bölümünden açılması ve bunu takiben 2000 yılının Mayıs ayında Alibeyköy deresi üzerinde bulunan barajdan tatlı suyun salınımı olmuştur. Bu durum Haliç’in üst tabakasında bulunan anoksik ve ileri derecede kirlenmiş suyun hızlı bir şekilde yenilenmesini ve oksijenlenmesini sağlamıştır (Tas ve diğ., 2009). Bu rehabilitasyon çalışmalarının bazıları günümüzde devam etmekte ve buna yeni çalışmalarda eklenmektedir. Son zamanlarda Haliç rehabilitasyonu için yapılan en önemli çalışma 2012 yılında başlatılan ‘Haliç Su Tüneli Projesi’ adı altında Boğaz suyunun Sarıyer Çayırbaşı ile Ayazağa arasına döşenen 2,2 m çapında ve 5 km uzunluğunda bir tünel yardımıyla Kağıthane deresine ulaştırılmasıdır. Bu sayede Boğaz’ın 21 m derinliğinden elde edilen tuzlu suyun Haliç ortamına ulaştırılması ve günde 260 bin metreküp Boğaz suyunun Haliç ortamına akıtılması ile ortam suyunun yılda üç kez yenilenmesi planlanmıştır.

Haliç bünyesindeki Akdeniz ve Karadeniz kökenli tuzlu sular ile, toplam drenaj alanları 380 km² olan Alibeyköy ve Kağıthane derelerinden sırasıyla yılda 50×10^3 ve 59×10^3 m³ oranında giren ayrıca karasal girdilerinde buna ilave olduğu tatlı sular ile kompleks bir yapıya sahiptir (Coleman ve diğ., 2009). Haliç’te sirkülasyon özelliklerini, bu sucul ortama giren tatlı suyun (karasal giriş, yağmur), düşük tuzlulukta Karadeniz suyunun ve tuzlu Akdeniz suyunun akış hacmi ve oranı, basen boyutu ve şekli ile rüzgarların etkileri belirlemektedir (Alpar ve diğ., 2005). İstanbul Haliç’i hidrodinamik özellikleri

bakımından İstanbul Boğazı'nın çift akıntı sistemine benzerlik göstermektedir. Bu sistemin Haliç içinde sıcaklık, tuzluluk ve çözülmüş oksijen özellikleri esas itibarı ile korunmaktadır. Fakat Haliç içerisine giren kara kökenli drenajlar ve drenaj suları ile yağışlar düşük yoğunlukta bir yüzey tabakası yaratmaktadır. Bu durumda Haliç'i üç tabakalı bir sisteme dönüştürmektedir. En üst yüzey tabakası dereler ve karasal drenajlar ile yağışın girişi sonucu yoğunluğun en az olduğu, 1-4 m kalınlığındaki tabakadır. Tuzluluk ‰ 10 civarındadır ve yüksek kirlilik nedeniyle oksijen içeriği (0,5-3 mg/l) oldukça düşüktür. Orta tabaka 5-25 m derinliğe sahip Karadeniz kökenli suyu oluşturmaktadır. Yüksek çözülmüş oksijen içeriğine sahiptir ve ‰ 18-20 tuzluluk oranı ile yıllık sıcaklık değişimi 4-25°C olan tabakadır. Alt tabaka 25 m'nin altında çözülmüş oksijen miktarı 2-6 mg/l arasında değişen tuzluluğu ‰ 38 civarında olan ve sıcaklığı ise 13-14°C arasında değişen tabakadır (Orhon, 1990). İleri derecede tabakalaşmış Haliç'te üç farklı akıntı yönü bulunmaktadır. Rüzgar durumuna bağlı olarak bu akıntı yönleri değişse bile, bu su kütlesi genel olarak güneydoğuya akar. 5-12 m derinliğindeki Karadeniz kökenli su akıntısının kuzeybatı yönünde olduğu ve 11,5 m su derinliğindeki akıntının ise doğu yönünde ilerlediği tespit edilmiştir. 17,1 ile 28,4 m su derinliğinde ki su tabakasında ise dominant akıntı yönünün kuzeydoğu olduğu tespit edilmiştir. Bu tabakalardaki akıntı ölçümlerinde hızın derinlere inildikçe azaldığı görülmüştür (Özsoy ve diğ., 1988; Müftüoğlu ve diğ., 2002; Alpar ve diğ., 2005).

2.3.SEDİMENT OLUŞUM KAYNAKLARI VE ÖNEMİ

Sediment, deniz ortamının önemli bir bileşeni olan, fiziksel ve kimyasal işlemler ile kayaçların ve/veya organik materyallerin küçük parçalara ayrılması sonucu oluşan ve suyun hareketi-yerçekimi kuvvetiyle dipte biriken tabakadır (Hoda ve diğ., 2010). Bu tabaka denizlerde olduğu gibi göller, nehirler, çukur alanlar ve benzer daha pek çok karasal bölgede oluşabilmektedir (Küçükgil, 1988).

Denizel ortamlarda sediment kaynakları incelendiğinde genel olarak; karasal ortamın aşınması sonucu oluşan ve denizlere taşınan karasal kökenli parçalar ile suda asılı halde bulunan pelajik parçaların dipte birikmeleri sonucu olduğu görülmüştür (Uğur, 1998). Buna ilaveten, karalardan akarsu ve/veya rüzgar yoluyla taşınan materyal, biyolojik veya insan kaynaklı (antropojenik) organik maddeler, sulardan çökelen tuz, volkanlardan kaynaklanan kül, buzulların erimesiyle ortaya çıkan partiküller ve genel olarak atmosferik

giriş de sediment oluşumunda etkili olmaktadır (Aller ve diğ., 1998). Yerküre yüzeyindeki sediment tabakasını oluşturan büyük kısım ise, karalardaki kayaların parçalanması sonucu kopan partiküllerin deniz veya göl gibi büyük su kütlelerine taşınması ile oluşur.

Okyanus ve deniz diplerinde bulunan sediment tipleri, coğrafik konuma ve bölgesel şartlara bağlı olarak farklılık göstermektedir. Bunun nedeni, sedimentlerin yatay ve düşey doğrultudaki dağılımlarının farklı etkenlerin kontrolünde gelişmesi ve sediment birikiminin, yapısı ve kalınlığının bölgelere ve derinliğe bağlı olarak değişmesidir (Geldiay ve Kocataş, 2001). Denizlerdeki sediment tabakaları içerdikleri materyallerin geldiği kaynağa göre; litojenik, hidrojenik, biyojenik ve kozmojenik olmak üzere dört gruba ayrılırlar. Okyanus ve denizlerin %75'ine yakın bir kısmını oluşturan litojenik ve biyojenik sedimentler, diğer sediment türlerine oranla baskındır. Derinlerde ise biyolojik kökenli sedimentler daha baskın bir rol oynamaktadır (Uğur, 1998; Gönülalan, 2006; İçhedef, 2006).

Litojenik kökenli sedimentler, kayaların aşınması sonucunda ve volkanik olaylarla meydana gelen sedimentlerdir. Nehirler, buzullar ve rüzgarlar vasıtasıyla taşınmaktadırlar. Deniz sedimentinin büyük çoğunluğunu bu grup oluşturmaktadır (Uğur, 1998; Gönülalan, 2006). Biyolojik kökenli sedimentler; ölü organizmaları, organizma kalıntılarını, kalsiyum karbonat (CaCO_3), opal ve kalsiyum fosfat ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) bileşiklerini içerir. Hidrojenik kökenli sedimentler; deniz sularından, karasal sulardan ve sedimentteki çatlaklardan kaynaklanan partiküllerdir. Kozmojenik kökenli sedimentler; göktaşı, kozmik toz ve meteoritlerin yeryüzüne yağışları sonucu oluşmakta ve tüm sediment materyali içerisinde çok küçük bir yüzdeyi (~%1) kapsamaktadır. (Gönülalan, 2006).

Sucul sistemlerde insan kaynaklı kimyasallar, atık maddeler, organik ve inorganik bileşikler sedimentte birikme özelliğindedirler ve sediment kirleticiler için bir depo alanı olarak görev yapmaktadır. Sucul sistemlere deşarj edilen metaller genellikle partikül maddelere bağlanarak çökelir ve sedimentle birleşir. Sonuçta sediment, su sütunu, organizmalar ve son nokta olarak bu canlıları tüketen insanlar için kirleticilerin potansiyel kaynağını oluşturmaktadır.

Sucul ekosistemlere herhangi bir yoldan giren yapay kirleticiler ve atık maddelerin çoğu sonuç olarak denizlere ulaşmakta ve su kolonu içerisinde çeşitli formasyonlarda batarak yolculuklarını sediment tabakasında sonlandırmaktadırlar (Wang ve diğ., 2007). Bununla birlikte, bu kirleticiler sürekli olarak sedimentler tarafından tutulamamaktadırlar. Biyolojik ve kimyasal ajanların etkisiyle su tabakasıyla sürekli olarak döngü halindedirler (Malins, 1984). Bu nedenle, sedimentlerin aslında kirliliğin büyük kaynaklarından biri olduğu da düşünülmektedir (Allen, 1995).

Sonuç olarak; sediment organik maddeler, inorganik maddeler, gözenekler arasındaki su, mineraller ile fiziko-kimyasal ve biyolojik bileşenlerden oluşan ve bünyesinde çok sayıda kimyasal tepkimenin gerçekleştiği yapılardır. Tüm bu işleyiş neticesinde çok sayıda canlı bu bünyede habitat bulmakta ve doğrudan veya dolaylı olarak da pek çok canlı bu koşullardan ve işleyişten etkilenmektedir.

2.4.SEDİMENT TUZAKLARI VE SU KOLONU BOYUNCA BATAN PARTİKÜLLER

Yüzey suyunun element miktarı, partiküllerin aşağı doğru hareketleri ile derin okyanusa doğru önemli bir kayıp yaşar. Yüzey su kolonu boyunca hareket eden bu sediment kütlesi, başta bakteriler tarafından bozunmaya başlar ve elementler çökmeyen formlar içerisinde döngüye uğrar. Bu nedenle yüzey sediment yağmuru su kolonunda artan derinlikle azalır ve sadece ~%1'lik kısmının deniz tabanına ulaştığı görülmüştür (Valdes ve Real, 1998).

Sediment tuzakları, sucul ekosistemlerde genellikle okyanuslarda batan organik ve inorganik materyal miktarını, çeşitliliğini, batma hızını ve biyojeokimyasal döngüyü kontrol etmek için kullanılan ekipmanlardır. Karbon döngüsünde, karbonu yüzey öfotik tabakadan okyanus derinlerine taşıyan biyolojik aracılı işlemlerle (biyolojik pompa) ilgilenen bilimsel çalışmalar açısından sediment tuzaklarının kullanımı oldukça önemlidir. Ayrıca su kolonu boyunca farklı derinliklere yerleştirilen sediment tuzağı sistemleri sayesinde, materyallerin derinlere olan yolculuğu sırasında deniz hayatı tarafından ne kadarının döngüye uğradığı da öğrenilmektedir. Bu *in situ* sistemler, elde edilen sedimentin çeşitliliği ve partiküler madde kalitesini, yüzey su dinamiklerini ve biyokütle kompozisyonunu belirleme ve değerlendirmede etkin bir kriter oluşturmaktadır (Coppola ve diğ., 2002).

Sediment tuzağı çalışmaları; okyanuslarda, partikül topaklaşmaları (su kolonunda bulunan küçük partiküllerin çökme esnasında birleşerek büyük kümeler oluşturması), bentik besin zinciri dinamikleri ve tuzak kalibrasyon çalışmaları üzerine yoğunlaşmaktadır. Sığ sularda ise sediment tuzakları kullanılarak yapılan çalışmalar; fosfor, azot ve karbon döngüleri, ağır metal ve radyonüklidlerin su kolonunda akıbetleri, alglerin batma davranışları, kalsit formasyonu ve diatomlar tarafından tetiklenen topaklaşma oluşumu, dip sediment resüspansiyonu ile sediment çeşitleri üzerine odaklanmalar oluşturmaktadır (Galvez ve Niel, 1992; Kozerski, 1994; Bloesch, 1995).

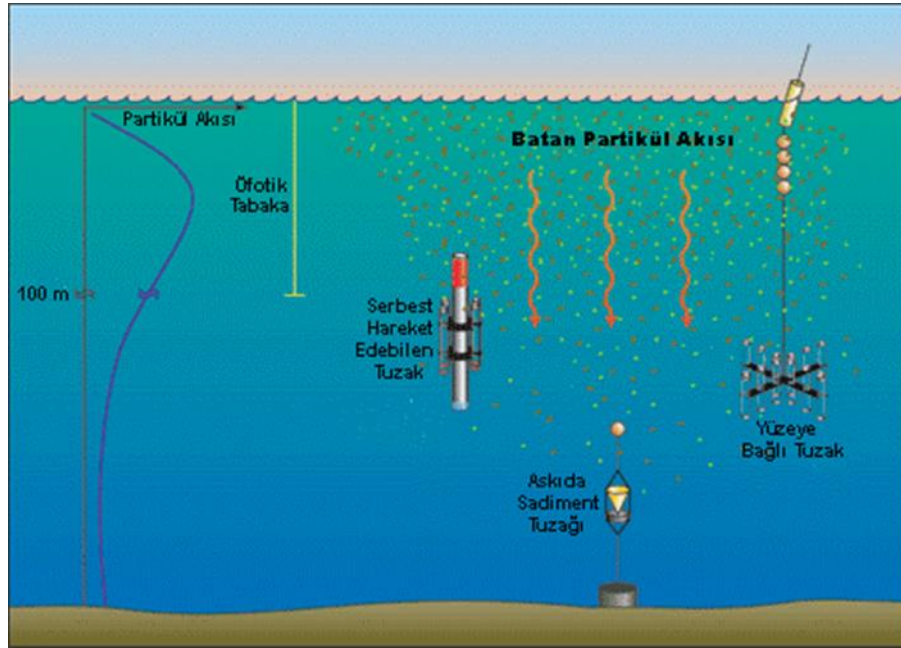
Sediment tuzaklarından önce araştırmacılar nütrient ve plankton ölülerinin çok yavaş battığını, deniz tabanına ulaşmalarının yüzyıl hatta bin yıl alabileceğini ve bu uzun çöküş esnasında materyallerin çoğunun çözüldüğünü veya deniz canlıları tarafından tüketildiğini ve asla dibe ulaşmadığını düşünmüşlerdir. Sediment tuzakları ile yapılan çalışmaların sonucunda, araştırmacılar daha büyük partiküllerin (~12 mm uzunluğunda) dibe ulaştığını gözlemlemişlerdir. Bu partiküller 'deniz karı' (marine snow) olarak isimlendirilmekte ve alg patlamaları (phytoplankton blooming) gibi geçici yüzey durumları deniz dibinde deniz karı fırtınası (marine snow storm) formunda hissedilmektedir (Honjo, 1982; Asper, 1987; Shanks ve Edmondson, 1990).

Tuzak çalışmaları neticesinde elde edilen bilgilerden, 815 milyon ton karbonun her yıl deniz tabanına ulaştığı sonucuna varılmıştır. Bu miktar okyanusun total karbon üretiminin yaklaşık olarak %1'idir. Diğer elementler ve nütrientler içinde benzer sonuç olduğu görülmüştür (Valves ve Price, 1999).

Sediment tuzakları kurulacakları bölgenin fiziksel ve biyolojik koşullarına ve kullanım amaçlarına bağlı olarak farklı tipte ve modelde olabilmektedir. Partikül aksısının belirlenmesinde araştırmacılar genellikle üç ayrı sediment tuzağı dizaynının uygun olduğunu düşünmüşlerdir. Derinliğe bağlı olarak azalan partikül miktarı göz önünde bulundurulduğunda derin okyanusta örnekleme yapabilmek için huni şeklinde geniş ağızlı otomatik toplama kaplı (5 günden bir aylık süre kapsamında değişen zaman periyotlarında) büyük tuzaklar kullanılmaktadır. Bu tuzaklar sığ su tuzaklarından 300 kez daha fazla toplama alanına sahiptir. Yüzey suları için partiküler bolluk ve kolay yakalama göz önünde bulundurularak, silindirik tip, basit veya akıntıyla birlikte serbest hareket

edebilen tuzak modelleri tercih edilmektedir (Şekil 2.2) (Wassmann, 1991; Heiskanen, 1994).

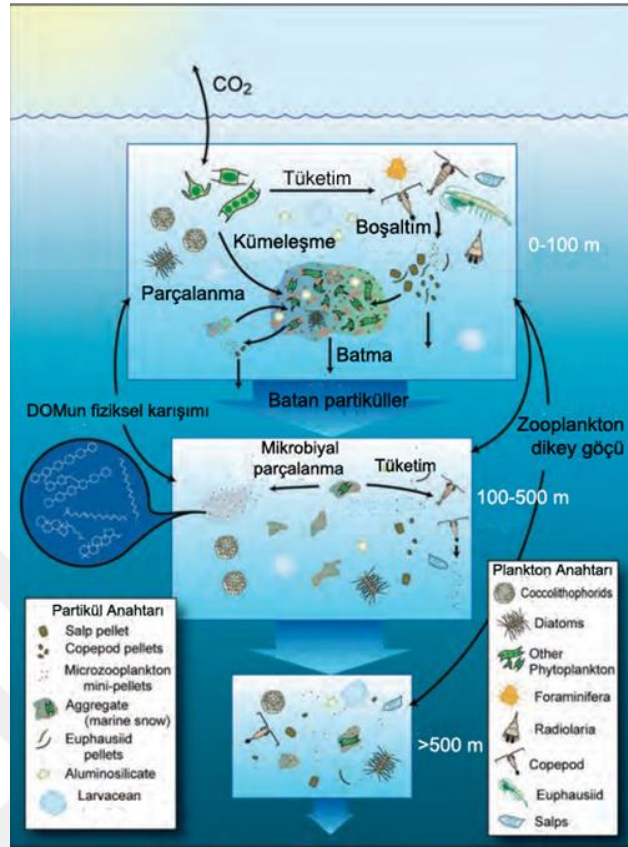
Ancak bu çalışmalarda sediment yakalama ve biriken sedimentin korunması açısından bir takım zorluklar mevcuttur. Sediment tuzakları kullanılarak doğru bir çalışma yapabilmek için öncelikle bu sistemlerin suda dik konumda kalmaları gerekmektedir. Güçlü akıntıların bulunduğu bölgelere yerleştirilen tuzaklarda eğim açısı sürekli olarak kontrol edilmeli veya akıntı açısından en durağan bölge yerleşim alanı olarak seçilmelidir. Ayrıca partikül yakalama verimi üzerine akıntı ve türbülansın etkisi göz önünde bulundurulmalıdır (Wassmann, 1991; Heiskanen, 1994). Derin sularda akı miktarına bağlı olarak bir periyodu temsil edecek örnek miktarını toplamak uzun zaman alabilir. Bu nedenle toplama kabı içerisindeki örnekte bir takım bozulmalar ve ayrışmalar meydana gelebilir. Ayrıca derin okyanus besinsel açıdan fakir bir ortam olduğu için sedimentin içinde bulunduğu toplama kapları yerel zooplanktonik organizmalar için değerli bir besin kaynağı olabilir. Bu nedenle bazı durumlarda toplanan sedimentin büyük kısmı besin arayan nektonik organizmalardan oluşabilir. Ayrıca sediment tuzaklarının duvarlarında meydana gelen algal büyüme de partikül yakalama miktarı üzerine etkilidir (Lee ve diğ., 1992; Hedges ve diğ., 1993; Wakeham ve diğ., 1993).



Şekil 2.2: Sediment tuzakları tipleri (Valdes ve diğ., 1999).

Deniz partiküllerinin sürekli 'yağmuru', yüzey ile derin okyanus arasındaki bağlantının kritik yapıları olarak düşünülmüştür. Denizlerde fitoplankton tarafından organik maddenin oluşturulması ve bu organik materyalin zooplankton ve deniz bakterileri tarafından tüketimi ve/veya remineralizasyon sonucu ortaya çıkan çözünmüş elementlerin sürekli olarak gerçekleşen dönüşümü (biyolojik pompa) partikül akısını etkilemekte ve de düzenlemektedir (Volk ve Hoffert, 1985) (Şekil 2.3). Batan partiküller sadece organik formda (fitoplankton, zooplankton ve diğer canlı kalıntıları, ölü organizmalar, dışkı, deri, crustacean ve larva evleri, kabuklar ve bunların topaklaşmasıyla oluşan kümeler) olmayıp aynı zamanda inorganik mineralleri de içeren havadan gelen tozlar ve sahil bölgelerinde topraktan gelen partiküllerden oluşabilmektedir. Fakat kurulan *in situ* sediment yakalama çalışmalarından elde edilen sonuçlar batan partiküllerin büyük kısmının biyolojik kökenli olduğunu göstermektedir. Batan partiküllerin fiziksel olarak büyümesi ve ortamdaki çeşitliliği çoğu kimyasal elementin okyanusta dağılımının anlaşılmasında temel oluşturur. Elementler batan partiküller tarafından kontrol edilen dikey dağılıma sahiptir. Çoğu element partikül yüzeylerine yapışır ve batan partiküllerle birlikte dibe hareket eder. Bu temizleme işlemi ile elementlerin okyanusta dağılımları ve kalım süreleri ve sonuç olarak biyolojik pompa ve batan partiküllerin remineralizasyonu tarafından etkilenir. Batan partiküller ayrıca ekosistem dinamiklerini ve onun üzerine insan etkilerini anlamada besin ağının bir anahtar bileşeni olarak görev yapar (Buesseler ve diğ., 2007).

Partikül akısı; partikül desteği (su kolonuna giren ve/veya su kolonunda oluşan partiküller), üretim, tüketim ve topaklaşma arasındaki dinamik bir dengedir. Bu işlemlerin fiziksel ve biyolojik kontrolleri yıl içerisinde, mevsimsel döngüler nedeniyle veya kısa süreli olarak meydana gelen değişimler neticesinde etkilenir. Belirli periyotlarla veya aniden meydana gelen değişimler taşıma akısındaki değişikliklere neden olabilir (Buesseler ve diğ., 2007).



Şekil 2.3: Su kolonu boyunca batan partikül dinamikleri (Buesseler ve diğ.,2007).

Batan partiküllerin su kolonundaki akıbeti incelendiğinde; öncelikli olarak büyük partiküllerin (marine snow) küçük parçalara ayrıldığı ve bozunup görünmez hale geldiği belirlenmiştir. Çok daha küçük süspansiyon olmuş partiküllere veya remineralizasyon sürecinin bir parçası olarak çözülmüş materyallere dönüşmektedir (Steinberg ve diğ., 1997; Nagata ve diğ., 2000). Bir bölümü diğer batan partikül tipleriyle bir araya gelerek kümeleşmekte veya topaklaşmaktadır. Batan partiküllerdeki bu kayıp elementlerin ve organik karbonun remineralizasyonunda ve daha sonradan tekrar suya karışma olayında bir anahtar işlemdir (Toggweiler ve diğ., 2003).

Sonuç olarak, sucul ekosistem içerisinde yaklaşık olarak 50-100 m derinlik altındaki çoğu hayat formu üstten gelecek besin desteği ile yaşamını sürdürebilmektedir. Bununla birlikte, partikül üretimi bütün derinliklerde meydana gelmektedir. Partiküller maddenin su kolonu boyunca batması, çözünmesi ve döngüye uğraması önemli olan asıl konudur. Fakat okyanuslarda elementlerin iç döngü süreci zor anlaşılabilir bir olaydır. Sediment tuzakları ile temin edilen partikül akışı bilgisi, bu döngünün bilinen kısmını

oluşturmaktadır. Ayrıca elde edilen bu veriler, biyolojik olarak üretilen partiküllerin ayrışması ve çözünmesi süreçlerini açığa çıkarmak için kullanılmıştır. Bununla birlikte; çözülmüş elementlerin su kolonu boyunca temizlenme miktarlarını, kalım sürelerini ve batan partiküllerin kaynaklarını tanımlamak ayrıca önemlidir. Bu nedenle; dikey partikül akısını oluşturan süreçlerin anlaşılması, bütün ekosistem davranışlarının anlaşılması için bir önkoşuldur.

2.5.SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE RADYOAKTİVİTE

2.5.1. Doğal ve Yapay Radyonüklidler

Sucul ortamlarda radyonüklidlerin davranış ve akıbeti çok karmaşık olmakla birlikte, sudaki radyonüklidlerin sedimentte birikimi; asılı partikül ve sedimentasyon ile taşınımı, koloidal formların çökmesi, adsorbsiyonla doğrudan bağlanma ve önceden radyonüklidlerle birleşmiş olan organik atığın sedimentte birikimi gibi farklı işlemler vasıtasıyla ortaya çıkabilmektedir (Carpenter, 1997; Ligerio ve diğ., 2006). Sedimentlerin kirlenmesi özellikle deniz dibinde bentik olarak yaşayan canlılar açısından önemlidir. Sedimentlerde bulunan radyonüklidler; poliket, deniz tarağı, midye ve çeşitli dip balıkları gibi bentik organizmalar tarafından kolayca alınabilmektedir (Saçan ve diğ., 2010). Batan partiküller veya dip sedimenti, çözülmüş radyonüklidler için oldukça iyi birer birikim yüzeyidir (Carpenter, 1997). Bu nedenle, özellikle son zamanlarda haliçler gibi sedimentasyon miktarının yüksek olduğu ekosistemlerde; radyoaktif serpinti veya nükleer tesislerden gelen yapay radyonüklidlerin yanı sıra, doğal radyonüklidlerin akıbetinin incelenmesi için sedimentlerin radyoaktivite açısından analizleri yaygın bir biçimde yapılmaktadır (Bou-Rabee ve Bern, 1997).

Sucul ortamda bulunan radyonüklidlerin su kolonundaki dağılımları, stabil izotopları gibi, hareketleri ve davranışları büyük ölçüde partikül taşıma işlemleri tarafından kontrol edilir. Radyonüklidler, özellikle doğal radyoaktif seride olanlar, kendilerini oluşturan radyonüklidle (parent) aralarındaki kimyasal farklılık ve buna bağlı olarak değişen özellikleri ile sediment dinamiklerinin takibinde önemli izleyiciler olarak kullanılmaktadırlar. Ayrıca atmosferik nükleer silah denemelerinden veya nükleer santral kazalarından türetilen yapay radyonüklidler de, değişen aktiviteleri ve tek kaynaktan sucul ortamlara girmeleri nedeni ile bu ortamlarda hem partiküllerin hem de kendilerinin akıbetleri ve taşınımları ile ilgili aynı öneme sahiptirler (Fowler ve Knauer, 1986).

Dolayısıyla hem doğal hem de yapay radyonüklidler, büyük biyogenik partiküllerle ilişkili olarak su kolonu boyunca hareket etmekte ve sonuç olarak dip sedimentinde birikmektedir. Yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar, laboratuvar veya alan çalışmaları biyogenik partiküllerin radyonüklid dağılımını ve birikimini etkilemede öncelikli öneme sahip olduklarını göstermiştir. Böylece, kaynaklandığı bölgeden dip birikimine kadar radyonüklidlerin su kolonunda kalım süreleri ve batma oranları bu partikülleri toplamada etkin bir araç olan sediment tuzakları vasıtası ile belirlenebilmektedir (Osterberg ve diğ., 1993).

Denizlerdeki U ve Th radyonüklidlerinin ölçümleri ile elde edilen aktivite oranları bu radyonüklidlerin kaynakları ve denizel ortamlara giriş yolları hakkında bilgi vermektedir. İnsanların maruz kaldığı radyasyonun büyük bir kısmını ^{238}U ve ^{232}Th serisi radyonüklidler ve ^{40}K oluşturmaktadır. Genel olarak fosfatlı gübre kullanımı, uranyum cevherinin yeryüzüne çıkarılması, deterjan veya fosfat endüstrisi ve nükleer teknolojinin yeryüzünde yaygınlaşması, deniz ekosistemine ^{232}Th , ^{238}U ve bu serilerdeki radyonüklidlerin girişini arttırmıştır (Ergül ve diğ., 2006). Bu radyonüklidler aynı zamanda insan aktiviteleri sonucu karasal ve atmosferik yolla denizel ortamlara giriş yapmakta, organizma ve sedimentte birikmektedir (Salahel Din ve Vesterbacka, 2012).

K-40, ^{232}Th ve ^{238}U gibi doğal olarak bulunan radyonüklidler dünya yüzeyinde karasal ve sucul ekosistemde bulunmakta ve sucul ortamlarda karasal bölgelere göre daha homojen dağılım göstermektedir. K-40, ^{226}Ra (Uranyum serisi radyonüklidlerinden) ve ^{228}Ra (Toryum serisi radyonüklidlerinden) sucul ortamlardaki yüksek çözünürlükleri ve hareketleri nedeniyle bu ortamlarda önemli radyonüklidlerdir. Bu radyonüklidlerin konsantrasyonları ve dağılımları bilgisi doğal radyoaktivite nedeniyle oluşan çevresel kontaminasyonun izlenmesi, güncel kirlilik durumunun belirlenmesi ve deniz tabanına hareket eden aktivite konsantrasyon miktarlarının değerlendirilmesi açısından önemlidir (Yii ve diğ., 2009). Deniz suyunda ve sedimentte bulunan doğal radyonüklidlerin aktivitesi, hareketi ve akıbeti öncelikli olarak su kolonunda bulunan partikül cinsine ve nüklidin kimyasal formuna bağlıdır.

Denizel ortamın başlıca yapay radyonüklid kaynağını, küresel radyoaktif serpinti oluşturmaktadır. Bu radyoaktif serpentinin temelini, 1945'li yıllarda başlayan ve 1960'lı yıllarda en yoğun dönemini yaşayan nükleer silah denemeleri ile 1986 yılında meydana

gelen Çernobil nükleer santral kazası oluşturmaktadır (Duran, 1999; Livingston ve Povinec, 2000). Denizel ortama ulaşan radyonüklidler; denizel ekosistemin bir parçası haline gelip; su, sediment ve deniz organizmalarında birikmektedir ve bu üç komponent arasında döngüye uğramaktadır (Templeton ve Preston, 1966; Nagaya ve Saiki, 1967). Radyosezyum nükleer serpinti sonucu açığa çıkan en önemli fisyon ürünü radyonüklidler arasındadır. Radyosezyum izotoplarından olan ^{137}Cs , potasyuma benzer kimyasal özelliklere sahip olması, kolayca eriyebilmesi, beta partikülü ve gama ışını yayması dolayısıyla iç ve dış ışınlamaya sebep olması, yumuşak dokularda birikerek besin zincirinde hareketli olması ve 30,14 yıl gibi göreceli olarak uzun bir fiziksel yarı-ömüre sahip olması bakımından önemlidir. Denizel çevrede radyosezyum için elde edilen sonuçların değerlendirilmesinde radyoaktif bozunma, radyonüklid dağılımı, sedimentasyon, tekrar askıda kalma, biyolojik atılım vs. gibi çeşitli parametrelerin hesaba katılması gerekmektedir (Livingston ve Povinec, 2000).

2.5.2. Po-210 ve ^{210}Pb Radyonüklidlerinin Önemi

Po-210 doğal bir radyonüklid olup ^{238}U serisinin bozunma ürünlerinden biridir. 138,4 günlük fiziksel yarı ömrü süresince 5,304 MeV enerjili alfa taneciği yayımlar. Yarılanma ömrünün kısa olmasına rağmen uzun ömürlü ana radyonüklidlerinden (^{226}Ra , ^{210}Pb) dolayı ortamda sürekli olarak oluşmaktadır. Böylece doğadaki ^{210}Po miktarı büyük ölçüde ^{210}Pb 'un miktarına bağlı olmaktadır (Uğur, 1998). Po-210 kısa fiziksel yarı ömrü, yumuşak dokularda birikme eğilimi (özellikle proteinli kısımlarda) ve bu kısa ömründeki enerjistik alfaları nedeniyle önemli radyotoksik bir izotoptur (John, 2001).

Kömür, doğadaki ^{210}Po 'un önemli kaynaklarından biridir. Kömürün yanmasıyla atmosferde büyük oranda ^{210}Po serbest kalmaktadır. Dolayısıyla, kömür ile işletilen termik santrallere yakın alanlarda doğal radyoaktivite düzeyinin giderek arttığı gözlenmektedir. Po-210'un diğer doğal kaynaklarından biri uranyum madenleridir. Atmosferde, tungsten, molibden, demir ve fosfatlı kayaçların bulunduğu alanlarda ^{210}Po düzeyinin yüksek olduğu bulunmuştur. Ayrıca petrol kuyularına yakın alanlarda da polonyum seviyesi yüksek bulunmaktadır. Doğal kaynakların dışında, nükleer reaktörlerde kararlı bizmutun nötron aktivasyonu ile yapay olarak da meydana gelmektedir. Bununla birlikte, tıbbi amaçlarla sıkça kullanılan sıvı radon, ^{210}Po 'un diğer bir kaynağı olabilmektedir. Ayrıca ekosistemlerdeki (denizel veya karasal) ^{210}Po miktarı

endüstriyel işlemler sonucu üretilen radyumca zengin fosfatlar nedeniyle de artabilir; yapay gübrelerin, fosil yakıtların, deterjan ve pestisit kullanımının, ve fosil yakıt kullanan termik santrallerin çoğalması bu artışa önemli derecede katkı sağlamaktadır. (Germain ve diğ., 1995; Ryan ve diğ., 1999; Bolivar ve diğ., 2002; Topcuoglu, 2005).

Denizel ekosistemlerde ^{210}Po 'un başlıca ana kaynağı ^{210}Pb bozunumudur. Bu radyonüklidin denizel ekosistemlere girişi; ^{210}Pb 'un kuru ve yaş atmosferik depozisyonu ve sularda çözülmüş halde bulunan ^{226}Ra ve ^{222}Rn gazının radyoaktif bozunumu sonucunda olmaktadır. Denizlere ve okyanuslara giriş yapan ^{210}Po su kütlelerinden organik parçacık yüzeylerine adsorbsiyon ile geçer ve fitoplankton, zooplankton gibi organizmalar tarafından alınır ve diğer radyonüklid serilerine benzemeyerek hücrelerin sitoplazmalarının içine nüfuz edebilir. *In situ* olarak elde edilen bazı partiküler organik maddeler üzerine yapılan analizler, ^{210}Po ve sülfür bağlı bazı aminoasitler arasında bir bağ olduğunu göstermiştir (Stewart ve diğ., 2007). Po-210, deniz organizmaları tarafından güçlü bir şekilde biriktirilen ve konsantrasyon faktörü 10^3 ile 10^4 arasında değişen bir radyonüklidtir (Carvalho, 1995; Stepnowski ve Skwarzec, 2000). İnsanlar doğal yollardan oluşan ^{210}Po 'un günlük alımının %77,3'ünü yiyeceklerden, %4,7'sini sudan, %0,6 havadan ve %17,1'ini sigaradan almaktadırlar. Burada yiyecekler içinde, deniz ürünlerinden gelen toplam ^{210}Po oranının %70 olduğu bilinmektedir (Colangelo ve diğ., 1992).

Pb-210 ise ^{210}Po 'un aksine organik parçacıklardan ziyade inorganik parçacık yüzeylerine adsorblanır (IAEA, 1995). Uranyum bozunum serisinin bir ürünü olan ^{210}Pb , 22,3 yıllık fiziksel yarı ömüre sahiptir. Kurşunun izotopları içinde ^{210}Pb doğal olarak bulunan ve fiziksel yarı ömrü göreceli olarak daha uzun olan tek radyoaktif izotoptur. (Ivanovich ve Harmon, 1992; Uğur, 1998).

Denizel ortamlarda ^{210}Pb , dengede ve denge üstü olmak üzere iki temel bileşene sahiptir. Dengedeki bileşen, uranyum serisinden gelen ortamın bünyesinde bulunan, ^{226}Ra 'ın bir asal gaz olan ^{222}Rn 'a bozunmasıyla oluşmaktadır ve aktiviteleri ^{226}Ra ile eşittir. Denge üstü ^{210}Pb , bileşenini oluşturan en önemli kaynak ise atmosferdeki ^{222}Rn 'dur. Radonun toprak ve kayalardan difüzyonu ile atmosferde serbest kalan ^{210}Pb ; yağışlarla veya kuru depozisyonla yer yüzeyine, göllere, denizlere ve okyanuslara geri döner. Dünyanın dörtte üçünün su ile kaplı olduğu düşünüldüğünde bu durumdan en fazla etkilenen ekosistemin

okyanuslar olduğunu söylemek mümkündür (Navada ve diğ., 1998; Masque ve diğ., 2003).

Yeraltı sularında, nehirlerde, göllerde ve nehirlerin denizlerle birleştiği alanlarda ^{210}Pb ; toprak partikülleri, kaya parçaları, askıdaki materyaller ile dibe çökmektedir. ^{210}Pb 'un sucul ortamda genel olarak $0,4 \mu\text{m}$ 'den küçük partiküllere adsorbe olduğu ve bu radyonüklidin de ^{210}Po gibi partikül reaktif özelliğinin bulunduğu bilinmektedir (Fisher ve Stewart, 2003). Bu nedenle ^{210}Pb , ağır metallerin toprak, akarsu ve nehirlerin denizlerle birleştiği alanlardaki sediment partikülleri ile taşınım davranışları için önemli bir izleyicidir (İçhedef, 2006).

Genel olarak; deniz suyunda ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidleri düşük çözünürlüğe sahiptirler ve partiküler materyallere adsorblanma eğilimindedirler. Bu radyonüklidler, adsorblandıkları partiküllerin sedimentasyonu ile sediment yüzeylerinde birikmektedir. Bazı su hareketleri (upwelling, downwelling, adveksiyon) ve canlı faaliyetleri sedimentlere yerleşen bu radyonüklidlerin tekrar hareketlenmesine ve su kolonlarında asılı hale geçmesine neden olmaktadır (Kim ve diğ., 1997).

2.6.SUCUL ORTAMLARDA METALLER

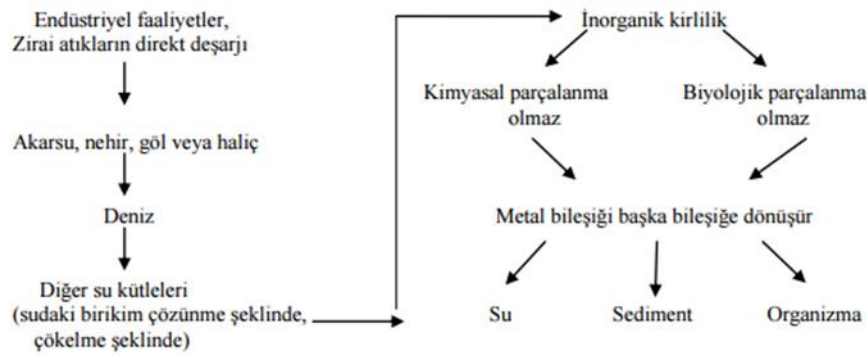
Metaller elektron vererek artı (+) değerlikli iyonlar haline geçebilen, asitlerde yer alan H^+ iyonu ile yer değiştirebilen kendi aralarında bileşik oluşturamayan fakat ametallerle bileşik yapabilen, oksitleri bazik olan, normal şartlar altında katı olup (Hg hariç) ısı ve elektriği iyi ileten ve metalik parlak bir renge sahip olan elementlerdir. Metallerin su kaynaklarına ulaşımı; insan aktiviteleri sonucu oluşan atıkların salınımı veya asit yağmurlarının toprağı ve yapısındaki metalleri çözmesi, çözünen metallerin de sucul ortamlara ulaşması sonucu meydana gelmektedir. Bu yollarla sucul ortamlara giriş yapan metaller sülfat, sülfür veya karbonat olarak katı bileşikler yapmakta, tabana çökelmekte ve tabanda zenginleşmektedir (Dural, 2004; Kahvecioğlu ve diğ., 2015).

Su ortamında metallerin ana doğal kaynaklarını; toprak ve kayaların parçalanması, aşınması ve bozunması oluşturmaktadır. Çünkü bu elementler doğaları gereği yer kürede genellikle karbonat, oksit, silikat ve sülfür halinde stabil bileşikler olarak veya silikatlar içinde bağlanmış olarak bulunurlar. Ayrıca endüstriyel ve kentsel atıklar gibi insan aktiviteleri nedeniyle de su ortamına deşarj edilebilmektedir (Pardo ve diğ., 1990;

Boughriet ve diğ., 1992; Klavins ve diğ., 2000; Yu ve Tsai, 2001). Metal salınım aktivitelerinin başında; madencilik faaliyetleri sonucunda oluşan katı ve sıvı atıklar, endüstriyel katı ve sıvı atıklar, eritme ve yakma sistemleri, kömür kullanımı, maden cevherinin erozyonu, deniz altı hidrotermal ve volkanik aktiviteler, atmosferik taşınım, yağışlar, orman yangınları, tarımsal faaliyetler ve gübreler, pestisit üretimi-tüketimi, deterjanlar, ve yerleşim alanlarından ortama verilen katı ve sıvı atıklar bulunmaktadır (Markert, 1993). Hızlı ekonomik gelişim ve insan aktiviteleri vasıtasıyla metallerin su kütleleri içerisine eksojen girişleri, batan partiküllerde ve dip sedimentlerinde metallerin asıl kaynağını oluşturmaktadır. Bu kirleticiler açısından en yüksek konsantrasyonlar genellikle; göller, nehirler, haliçler, şehirlere yakın bulunan rezervuarlar ile endüstriyel alanlara komşu bölgelerde bulunmaktadır. 19. yüzyılın ortasında Britanya (Birleşik Krallık) bölgesinde başlayan Sanayi Devrimi'nden itibaren nehirlerin ve göllerin yaklaşık olarak %40'ı insan aktivitelerinin bir sonucu olarak olumsuz yönde etkilenmiştir (Li ve diğ., 2014). İnsan eliyle oluşan bu kirlenme aşırı boyutlara ulaşmış ve metal kirliliğinden kaynaklanan ilk zehirlenme Japonya'da görülmüştür (Kahvecioğlu ve diğ., 2004).

Sucul sistemlerde metaller; çözülmüş iyonlar ve kompleksler (bileşikler), suspanse olmuş ve koloit iyonlar ve dip sedimente veya batan partiküllere bağlanmış olarak katı halde bulunabilirler. Metal iyonlarının buldukları ortamdaki konsantrasyonları ve hareketleri güçlü bir şekilde; biyolojik proseslere, redoks potansiyeline, iyonik mukavemet katsayısına, pH değerine, organik ve inorganik şelatların aktivitelerine ve su kolonu boyunca gerçekleşen temizlenme proseslerine bağlıdır (Larocque ve Rasmussen, 1998). Bu hareketlilik ayrıca sedimentin partikül boyut çapına, yüzey alanına, çeşidine (fiziksel özellikleri) ve batma hızına da bağlıdır. Ayrıca sedimentin kimyasal kompozisyonu ve katyon değişim kapasitesi de metal bileşiklerinin sorpsiyon ve desorpsiyonu üzerine önemli bir etkiye sahiptir (Horowitz, 1991; Foster ve Charlesworth, 1996; Schaller ve diğ., 2011). Bununla birlikte, bu hareketlilik üzerine dip sedimentindeki organik maddenin bozunması, Fe-Mn oksitlerinin indirgeyici çözünlülüğü de etkendir. Suda metal bileşiklerinin çözünebilirliği ve hareketi metallerin sorpsiyonlarını ve bulunurluluğunu etkileyen büyük faktörlerden biridir ve toksikolojik öneme sahiptir (Cornelis ve Nordberg, 2007). Yapılan çalışmalarda metallerin sıklıkla dip sedimentlerinde ince partiküller üzerinde bulunduğu görülmüştür (<10 μ) ve muhtemel olarak silikatların üzerine adsorbe olduğu incelenmiştir (Miguens ve diğ., 2016).

Genellikle biyolojik bozunmaya hassas olan organik kirleticilerin aksine, metaller zararsız son ürünlere bozunmazlar veya dönüşmezler. Göreceli olarak düşük konsantrasyonlarında bile akuatik flora ve fauna için toksik olabilmektedirler. Metaller sediment ortamında inerttir ve genellikle korunaklı kirleticiler olarak düşünülmektedirler (Liu ve diğ., 2007). Bununla birlikte, sedimentlerde metallerin etkisi, onların bağlanma tiplerine bağlı olarak meydana gelen hareketleri veya hareketsizlikleri ile yakından ilgilidir. Bu açıdan, güçlü bir bağa sahip olan metal-sülfid bileşikleri ve sedimentin litojenik kısmıyla birleşenlere zıt olarak kil ve kum üzerine adsorbe olmuş metaller iyon değiş tokuş yoluyla ortamda kolaylıkla serbest kalabilmektedirler. Bu farklı metal bağlanma formları, değişen çevresel koşulların etkisi altında büyük varyasyonlar gösterebilmektedir (Forstner ve Wittmann, 1983; Calmano ve diğ., 1993).



Şekil 2.4: Metallerin su ortamında izlediği yol (Rainbow, 1995).

Metal konsantrasyonlarının sudaki ve sedimentteki değerlerinin artması, besin zinciri yoluyla metallerin insan bünyesine daha kolay bir şekilde girebileceğinin göstergesidir. Metaller, organik maddeler gibi kimyasal ya da biyolojik yollar vasıtasıyla parçalanmamaktadır (Şekil 2.4). Metal iyonu ortamda yok olmamakta ve bir metal bileşiği başka bir metal bileşiğine dönüşmektedir. Bu dönüşümler sonunda, bazen bir metalin çok toksik ve suda çözünebilir bileşiği meydana gelebilmektedir. Sulardaki çoğu ağır metal; HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , F^- ve NO_3^- gibi inorganik iyonlarla birleşerek kompleks iyonlar oluşturmaya eğilimlidir. Bu metaller ise su tabanına çökerek, tabanda yoğunlaşmaktadır. Özellikle kil ve organik madde içeriğinin yüksek olduğu sediment ortamı metal tutulumu açısından daha elverişli alanlar oluşturmaktadır. Organik madde

ve ağır metal arasında sucul ortamlarda güçlü bir ilişki bulunmaktadır. Su kolonundaki çözülmüş veya partikül haldeki organik madde, metaller için taşıyıcı görev görür ve sonuç olarak metaller yüzey sedimentlerine dahil edilirler (Lin ve Chen, 1997). Sediment tabakasının adsorplama kapasitesi sınırlıdır ve bir süre sonra metallerin su ortamına geri salınımı meydana gelmektedir ve bu durumda suların metal konsantrasyonları giderek yükselmektedir (Lijklema ve diğ., 1993; Kennish, 2002; Bayrak, 2004). Bazı metaller (Fe, Cu, Mn, Zn vb) belli konsantrasyonlarda canlı yaşamı için gerekli olup eksikliklerinde çeşitli semptomatik bozukluklar ortaya çıkmaktadır. Metallerin toksik etki göstermesi sadece metal konsantrasyonuna bağlı olmamakla birlikte, canlı türüne ve metal iyonunun yapısına da bağlıdır.

Metaller başta olmak üzere kirleticiler açısından, Kontaminasyon Faktörü, Ekolojik Risk İndeksi, Zenginleşme Faktörü, Zenginleşme Oranı, Jeobirikim İndeksi, Kirlilik Yükü İndeksi gibi bazı jeokimyasal kirlilik indeks değerleri sediment kalitesini değerlendirme açısından önemli olup, yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Gao ve Chen, 2012; Gu ve diğ., 2012; Wang ve diğ., 2013; Zhang ve Shao, 2013). Bu metodlar arasında, su kütlesinde sedimentin metal kirlilik statüsünü belirlemede kullanılan Jeobirikim İndeksi (I_{geo}) ve sucul ortamın sedimentinde insan aktiviteleri sonucu oluşan metallerin kaynak çeşitliliğinin ve kirlilik derecesinin belirlenmesinde kullanılan Zenginleşme Faktörü (EF) en fazla tercih edilenlerdir (Sakan ve diğ., 2009; Brady ve diğ., 2014; Gao ve diğ., 2014). Bu metodlar vasıtasıyla sediment kalitesi değerlendirilmekte, sedimentlerin ekolojik risk profilleri daha somut olarak tanımlanmakta ve kirlilik kontrol şekli daha kolay anlaşılmaktadır.

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1.ÇALIŞMA ALANI

Örnekleme çalışmaları; İstanbul Haliç'i üzerinde bulunan Atatürk (Unkapanı) Köprüsü'nde gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.1). Yirmi dört duba üzerine kurulu olan bu köprü'nün orta kısmı gemi trafiği için açılır-kapanır özelliktedir. Çalışma alanı olarak Atatürk (Unkapanı) Köprüsü'nün seçilmesinin nedeni; kurulan tuzak sistemlerine olabilecek dış müdahalelere engel olmaktır. Böylece bir periyodu temsil eden örneğin gerekli analizler için yeter miktara ulaşması amaçlanmıştır.



Şekil 3.1: Atatürk (Unkapanı) Köprüsü'nün genel görünümü ve tuzak istasyonları.

Tuzaklar; uzunluğu 477 m, genişliği 25 m olan bu köprü'nün Eminönü çıkışına yakın bölümüne $41^{\circ}01'22.82''$ K $28^{\circ}57'55.61''$ D (Tuzak 1) ve $41^{\circ}01'24.43''$ K $28^{\circ}57'50.10''$ D (Tuzak 2) koordinatlarındaki istasyonlara yerleştirilmiştir.

3.2.SEDİMENT TUZAKLARI VE ÖRNEKLEME

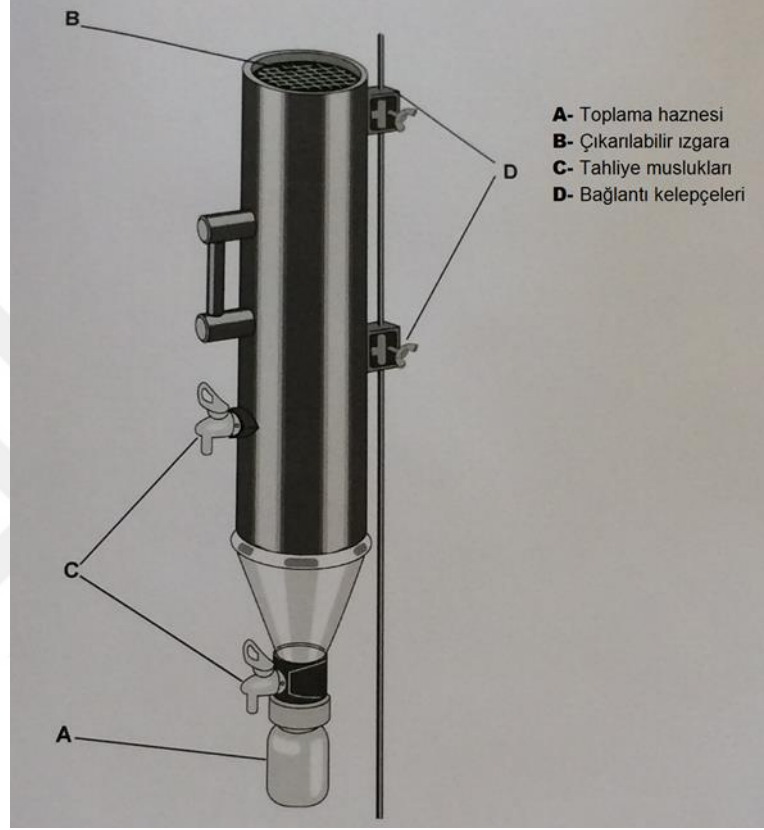
Çalışmada, su kolonu boyunca hareket eden sediment partiküllerinin biriktirilmesi için iki adet sediment tuzağı sistemi kullanılmıştır. Bu sistemler, yapılan çalışmanın amacına ve ortamın coğrafik, fiziksel koşullarına bağlı olarak değişmekle birlikte, genel olarak bir ağırlık ve şamandıra arasına asılan tuzak üçlüsünden oluşmaktadır. Yapılan tez çalışmasında ortam koşulları göz önünde bulundurularak, şamandıra sistemine gerek duyulmaksızın tuzaklar, köprü korkuluklarına kaynaklanan demir aparatlar vasıtasıyla sabitlenmiştir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2: Tuzak sistemlerinin asılması.

Çalışmada; sığ sularda ve dikey partikül akı değerinin göreceli olarak yüksek olduğu alanlarda yapılan çalışmalarda yaygın olarak kullanılan Hydro-Bios marka silindirik tip sediment tuzakları kullanılmıştır. Toplama alanı 0,015 m², silindir gövde uzunluğu 560 mm ve huni ile gövde arasındaki açı ise 40°'dir. Silindirik tüpün ağız açıklığı 14 cm'dir. Tuzak ve gövde kısmı PVC, 250 ml'lik toplama haznesi ise polietilenden yapılmıştır. Tuzağın ağız kısmı pelajik formların girişini engellemek amacıyla çıkarılabilir yapıda olan ızgara ile kapatılmıştır. Tuzakların iç yüzü tamamen metalden arındırılmıştır. 250

ml hacimli toplama kabı üzerindeki su, biri gövde biri şeffaf hunik kısmın altında olan iki adet tahliye musluğu vasıtasıyla uzaklaştırılmaktadır. Gövde kısmı altındaki şeffaf hunik yapı, çökelmekte olan veya toplama şişesinden resüspanse olmuş sedimentin göz vasıtasıyla kontrolüne imkan sağlamaktadır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3: Sediment tuzağı sisteminin genel görüntüsü.

Sediment tuzakları, toplam derinliği 30 ± 2 m olan su kolonunun 15 m derinliğine yerleştirilmiştir. İki tuzak arasındaki mesafe 27,3 m olarak tespit edilmiştir. Yerleştirme işlemi, yaklaşık olarak 40 kg'lık bir ağırlık ile demir aparat arasına sediment tuzaklarının asılması suretiyle gerçekleştirilmiştir.

Bir örnekleme periyodunu temsil eden toplama kabı tuzaktan ayrılmadan önce, tuzak üzerinde bulunan tahliye muslukları açılmış ve tuzağın içinde bulunan su farklı bir kaptan toplanmıştır. Bakteriyel bozunumu önlemek için %4'lük formaldehit (filtre edilmiş deniz suyunda hazırlanan) dolu yeni örnekleme kabı tuzağa bir sonraki örnekleme periyodunu temsil etmek üzere yerleştirilmiştir (Knauer ve diğ., 1984; Heimbürger ve

diğ., 2014). Örnekleme kapları bu işlemler öncesinde 1 gün süreyle 3M HNO₃ solüsyonunda bekletilmiş ve iyice durulanıp kurutulduktan sonra kullanıma hazır hale gelmiştir (Şekil 3.4).

Her örnekleme dönemi öncesinde su yüzeyine çıkarılan sediment tuzakları ve çıkarılabilir ızgara, üzerlerindeki yosun, midye ve tunikatlardan temizlenmiş ve deniz suyu ile yıkandıktan sonra hazır hale getirilmiştir (Şekil 3.5).



Şekil 3.4: Toplama kabının tuzğa yerleştirilmesi.



Şekil 3.5: Sediment tuzağının su yüzeyine çıkarılması.

3.3.ÖRNEKLEME PERİYOTLARI

Yapılan tez çalışması kapsamında, su kolonu boyunca dikey olarak yerleştirilen iki adet sediment tuzağı İstanbul Haliç'ine ilk kez 04.06.2013 tarihinde yerleştirilmiş ve 23.12.2014 tarihide kaldırılmıştır. Bu süre içerisinde; Tuzak-1 sisteminden 10, Tuzak-2 sisteminden ise 11 örnekleme yapılmıştır. Her bir örnekleme dönemini temsil eden örnekleme süreleri 13-75 gün arasında değişmiştir (Tablo 3.1). Her iki tuzak istasyonu için, deneyin başlangıcından bitimine kadar olan süreç içerisinde, Tuzak-1 sisteminin ağırlığa veya demir aparata bağlı olduğu ipte 4, Tuzak-2 sisteminin ağırlığa veya demir aparata bağlı olduğu ipte ise 2 defa kopma meydana gelmiştir. Tuzakların ve bağlı olduğu sistemlerin yenilenmesi gerekmiştir.

Tablo 3.1: Tuzak istasyonlarında örnekleme süreleri.

Örn. No	İstasyon No	Örnekleme Tarihi	Süre (gün)
1. örn.	Tuzak-1	04.06.13 - 17.06.13	13
	Tuzak-2	04.06.13 - 17.06.13	13
2. örn.	Tuzak-1	17.06.13 - 23.07.13	36
	Tuzak-2	17.06.13 - 23.07.13	36
3. örn.	Tuzak-1	31.07.13 - 20.09.13	51
	Tuzak-2	10.09.13 - 22.10.13	42
4. örn.	Tuzak-1	20.09.13 - 04.12.13	75
	Tuzak-2	22.10.13 - 04.12.13	43
5. örn.	Tuzak-1	04.12.13 - 08.01.14	35
	Tuzak-2	04.12.13 - 06.02.14	64
6. örn.	Tuzak-1	22.01.14 - 27.02.14	36
	Tuzak-2	07.04.14 - 13.05.14	36
7. örn.	Tuzak-1	27.02.14 - 27.03.14	28
	Tuzak-2	13.05.14 - 17.07.14	65
8. örn.	Tuzak-1	02.05.14 - 12.06.14	38
	Tuzak-2	17.07.14 - 21.08.14	35
9. örn.	Tuzak-1	30.09.14 - 05.11.14	36
	Tuzak-2	21.08.14 - 30.09.14	40
10. örn.	Tuzak-1	05.11.14 - 23.12.14	47
	Tuzak-2	30.09.14 - 25.11.14	56
11. örn.	Tuzak-2	25.11.14 - 23.12.14	28

3.4.DİP SEDİMENT ÖRNEKLERİNİN ELDE EDİLMESİ

Tuzakların kurulu oldukları istasyonlardan dip sediment örnekleme yapılmıştır. Bu işlem için 0,2 m³ hacimli Van Veen tip sediment kepçesi (grab) kullanılmıştır. Örnekleme her bir istasyonda en az üç örnek alınması ve karıştırılması suretiyle gerçekleştirilmiştir. Sediment örneğinin plastik kaplara alınmasının ardından gerekli analizler için laboratuvar ortamına hızlı bir şekilde ulaşımı sağlanmıştır (Şekil 3.6).



Şekil 3.6: Dip sediment örneklemesinin yapılması.

3.5.SU ÖRNEKLEMESİ

Çalışma boyunca her bir örnekleme döneminde tuzakların bulunduğu istasyonlardan su örnekleri 2 litre hacimli Nansen şişesi yardımıyla alınmıştır. Örnekleme; her iki istasyon için yüzey suyu (0 – 0,5 m), 5 m, 10 m, 15 m ve 30 m derinliklerinde olacak şekilde gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.7). Örnekleme sonrasında suyun bazı oşinografik parametreleri (pH, tuzluluk, sıcaklık ve çözünmüş oksijen) belirlenmiştir. Toplam askıda katı madde tayini için 1 litrelik polietilen ağzı kapaklı şişelere alınan su örnekleri olabildiğince hızlı bir şekilde laboratuvar ortamına taşınmıştır. Analiz edilinceye kadar herhangi bir mikrobiyolojik aktivitenin oluşmaması için +4 derecede bekletilmiş ve kısa bir süre içerisinde analiz işlemi gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.7: Nansen şişesi ile yapılan su örnekleme.

3.5.1. Suyun Oşinografik Parametrelerinin Belirlenmesi

Nansen şişesinin yüzeye çıkarılmasının ardından öncelikle bünyesinde ihtiva ettiği termometre vasıtasıyla su sıcaklığı tespit edilmiştir. İçerisindeki su daha önceden temizlenmiş ve gölgede bekletilmiş olan plastik bir kap içerisine aktarılmış ve HACH marka multiparametre cihazı kullanılarak pH, sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$), çözülmüş oksijen (mg/l), tuzluluk (‰) ve iletkenlik (mS/cm) değerleri belirlenmiştir (Şekil 3.8).



Şekil 3.8: Suyun oşinografik parametrelerinin belirlenmesi.

3.5.2. Toplam Askıda Katı Madde Tayini

Toplam askıda katı madde tayini ile su örneği içerisinde çökelen ve çökelemeyen maddelerin miktarı mg/l cinsinden tespit edilmiştir. Bu maddelerin içeriği genellikle, litojenik sediment, koloidal organik madde parçaları ve planktondan oluşmaktadır. İnsan faaliyetleri ve doğal olarak seyreden süreçler sonucunda sucul ortamlarda askıda katı madde miktarı artmaktadır.

Toplam askıda katı madde tayini için; 47 mm çaplı, 0,22 µm por çaplı millipore hidrofilik nitroselüloz filtre kağıdı su filtrasyon sistemine yerleştirildikten sonra vakum yapılarak 3 defa distile suyla yıkanmıştır. Su filtrasyon sistemi haznesinde su bitinceye kadar süzildükten sonra filtre kağıdı ince uçlu bir pens yardımıyla dikkatli bir biçimde alüminyum folyo üzerine alınarak 105°C'ye ayarlanmış etüvde 1 saat süreyle kurutulmuştur. Soğuma işlemi esnasında nem almaması için desikatöre alınan filtre kağıdı soğuyuncaya kadar burada bekletilmiş ve sonrasında hassas terazi yardımıyla sabit ağırlığı belirlenmiştir (Şekil 3.9). Ağırlığı belirlenmiş olan bu filtre kağıdı tekrar su

filtrasyon sistemine yerleştirilmiştir. +4 °C bekletilen su örneği iyice çalkalandıktan sonra hacmi 500 ml su filtrasyon sisteminin haznesine boşaltılmıştır. Süzme işlemi bittikten sonra huninin cidarı saf su ile iyice yıkanmış ve tekrar vakumlanmıştır (Şekil 3.10). Filtre kağıdı ikinci defa pens yardımıyla alınmış ve 105°C'ye ayarlanmış etüvde 1 saat süreyle kurutulmuştur. Soğumasını beklemek için desikatöre alındıktan sonra hassas terazi yardımıyla son ağırlığı belirlenmiştir (APHA, 2007). Bu işlem; iki istasyonda tüm örnekleme için belirlenen derinliklerde tekrarlanmıştır.

Toplam AKM miktarını hesaplamak için;

$$\text{TAKM (mg/l)} = \frac{(A-B)*1000}{V} \quad (3.1)$$

formülü kullanılmıştır. Burada;

A: Filtre kağıdı + kuru kalıntının ağırlığı (mg)

B: Filtre kağıdının ağırlığı

V: Ölçülen su miktarı (ml)'ni ifade etmektedir.



Şekil 3.9: Filtre kağıdı ağırlığının belirlenmesi.



Şekil 3.10: Filtrasyon sisteminde süzme işlemi.

3.6.SEDİMENT ÖRNEKLERİNDE TOPLAM ORGANİK MADDE (%) TAYİNİ

Her bir örnekleme döneminde hem sediment tuzaklarından hem de dip sedimentinden elde edilen örneklerde toplam organik madde miktarı belirlenmiştir. Bu işlem için öncelikle fraksiyonlarına ayrılan sediment sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Kurutma işleminin ardından, her bir örnekleme temsil eden sediment örneklerinden 2 g ayrılmış ve bu miktar etüvde 105° de 24 saat bekletilmiştir. Ardından ağırlığı hassas terazi kullanılarak belirlenmiştir. Bu işlemi takiben, örnek 350° de kül fırınında 16 saat süreyle yakılmış ve böylece organik yapının tamamen uçurulması sağlanmıştır (Şekil 3.11; Şekil 3.12). Sonrasında tekrar hassas terazide tartılan örneklerin ağırlıkları belirlenmiştir. Elde edilen değerler kullanılarak her bir örneğin yüzde organik madde miktarı aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır (Frangipane ve diğ., 2009).

$$\% \text{Organik madde miktarı} = \frac{[A (105^{\circ} g) - B (350^{\circ} g)] * 100}{A (105^{\circ} g)} \quad (3.2)$$

A: 105 °C de etüve bekletilmiş örnek ağırlığı, gr

B: 350 °C de kül fırınında bekletilmiş örnek ağırlığı, gr



Şekil 3.11: Sediment örneklerinin kül fırınına yerleştirilmesi.



Şekil 3.12: Kül fırınından çıkan sediment örnekleri.

3.7.SEDİMENT ÖRNEKLERİNİN ANALİZLERE HAZIRLANMASI VE ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ

Bir örnekleme periyodunun sonunda sediment tuzağından alınan toplama kabının ağzı sıkıca kapatılmış ve tuzağın içinde kalan su tahliye musluklarından boşaltılarak farklı bir kaptaki muhafaza edilmiştir. Laboratuvar ortamına getirilen örnekleme kapları işleme alınmaya kadar +4 °C de muhafaza edilmişlerdir (ASTM, 1994). Bir örnekleme dönemini temsil eden sediment örneği öncelikle, yaş eleme metodu ile tahliye suyu kullanılarak 2 mm por çaplı elekten geçirilmiş ve böylece ihtiva ettiği büyük organizma ve partiküllerin uzaklaştırılması sağlanmıştır. Daha sonra örnekler, 63 µm por çaplı elek kullanılarak <63 µm ve >63 µm olmak üzere iki sediment fraksiyonuna ayrılmıştır (Şekil 3.13).



Şekil 3.13: Sediment örneklerinde yağ eleme yöntemi.

3.7.1. Günlük Sedimentasyon Miktarının (GSM) Belirlenmesi

Çalışma ortamının günlük sedimentasyon miktarını tayin etmek için; toplam sediment örneğinin 1/10'u tuzlarından arındırmak için yıkanmak üzere ayrılmıştır. Bu işlem için daha önceden yıkanmış ve kurutulmuş olan 47 mm çaplı 0,45 µm por genişliğine sahip Millipore marka hidrofilik nitroselüloz filtre kağıdı kullanılmış ve ağırlığı hassas terazi yardımıyla belirlenmiştir. Membran filtrenin filtrasyon sistemine yerleştirilmesinin ardından, ayrılan sediment örneği distile su yardımıyla yıkanmış ve süzülmüştür (Şekil 3.14). Bu işlem üç kez tekrarlanmıştır. Ardından alüminyum folyo üzerine alınan filtre kağıdı ve örnek etüvde 60°C de 24 saat süreyle bekletilmiş ve ardından soğuması için desikatöre alınmıştır (Şekil 3.15). Tartım işlemi sonucunda elde edilen sonuç filtre kağıdının ilk ağırlığından çıkarılıp 10 ile çarpılarak örnekleme dönemi boyunca tuzakta biriken sedimentin kuru ağırlığı tespit edilmiştir (Heussner ve diğ., 1999; Puskaric ve diğ., 1992; Migon ve diğ., 2002; Heimbürger ve diğ., 2014). Günlük sedimentasyon miktarı (GSM) tayini aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır;

$$GSM = \frac{T}{A \times G} \quad (3.3)$$

Burada;

GSM: Günlük sedimentasyon miktarı (g m⁻² gün⁻¹)

T: Toplam sediment ağırlığı (g, kuru ağırlık)

A: Tuzak ağız açıklığı alanı (m²)

G: Örnekleme süresi (gün)'ni ifade etmektedir.



Şekil 3.14: Sediment örneğinin filtrasyonu.



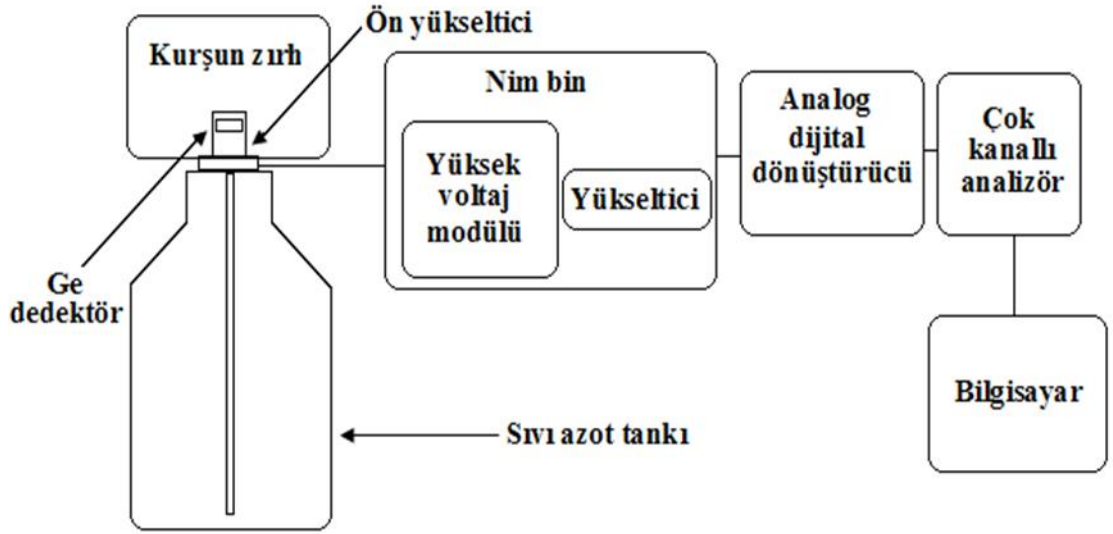
Şekil 3.15: Kurutulmuş sediment örneği.

3.7.2. Sediment Örneklerinin Gama İzotopik Analizi

Elde edilen dip ve tuzak sediment örnekleri yaş eleme metodu kullanılarak $<63 \mu\text{m}$ ve $>63 \mu\text{m}$ partikül boyutlarına ayrıldıktan sonra etüvde 85°C 'de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Kurutulan dip sediment örnekleri homojen hale getirilmiştir. Sediment tuzacı örnekleri 2013 ve 2014 yıllarının mevsimlerini temsil edecek şekilde birleştirilmiş ve 170 ml'lik sayım kaplarına alınarak gama izotopik analizleri için hazır hale getirilmiştir (Şekil 3.16). Ölçüm için; kapların ağız kısımları parafilm yardımıyla hava almayacak şekilde sıkıca kapatılmış ve ^{226}Ra , ^{222}Rn ve bozunma ürünleri arasındaki dengeyi (secular equilibrium) sağlamak için en az üç hafta bekletilmiştir (Kılıç ve diğ., 2014). Örneklerin sayımı; HPGe (yüksek saflıkta germanyum) detektörlü gama spektrometresi kullanılarak (Canberra 2020) yapılmıştır (Şekil 3.17; Şekil 3.18). Gama spektromu, ORTEC Maestro 32 veri toplama ve analiz sistemi kullanılarak değerlendirilmiştir. Detektör koaksiyal (eş eksenli) yapıda ve dik tipte olup uygun çalışma voltajı 3000 V'tur. Ayırma gücü (FWHM) ^{57}Co 'nin 122 keV enerjideki pikinde 1.0 keV ve ^{60}Co 'ın 1,33 MeV enerjideki pikinde 1,8 keV'dir. Nisbi verimliliği 1,33 MeV'deki ^{60}Co 'da %22,1'dir.



Şekil 3.16: 170 ml ölçüm kaplarında bulunan sediment örnekleri.



Şekil 3.17: Gama spektrometresinin şematik görünümü.



Şekil 3.18: HPGe gama spektrometresi.

Örneklerin sayımı; background radyasyonunu en düşük seviyede tutmak amacıyla 10 cm kalınlığında kurşun zırh ile çevrili alanda ve örnek kapları sayım verimini arttırmak için detektöre oldukça yakın konuma yerleştirilerek yapılmıştır. Gama spektrometresinde doğru sayım elde edebilmek için; sayımı yapılacak örnek yoğunluğunun, miktarının ve bulunduğu kap geometrisinin; detektörün verim kalibrasyonu için kullanılan kaynakla eş olması gerekmektedir (Kılıç ve diğ., 2014). Enerjiye bağlı verim kalibrasyonu, aktiviteleri bilinen ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{113}Sn , ^{137}Cs , ^{88}Y ve ^{60}Co radyonüklid karışımlarının bulunduğu standart kaynaklar (Eckert & Ziegler Isotope Products Laboratories) kullanılarak yapılmıştır.

Cs-137 ve ^{40}K 'in aktivite konsantrasyonları sırasıyla 661,6 ve 1460,8 keV enerjideki pik alanlarından yararlanılarak hesaplanmıştır. Cs-137 aktivite hesabında, geçen zaman üzerinden aktivite düzeltilmesi yapılmıştır. Uranyum bozunma serisinde bulunan ^{226}Ra ve Toryum bozunma serisinde bulunan ^{228}Ra radyonüklidlerinin aktivite hesapları, bozunma ürünleri ile aralarındaki denge (secular equilibrium) göz önünde tutularak hesaplanmıştır. Ra-226 'nın aktivite konsantrasyonunu hesaplamak için, ^{214}Pb (351,9 keV) ve ^{214}Bi (609,3 keV)'ün fotopik alanları kullanılırken, ^{228}Ra 'in aktivite konsantrasyon hesabı ise ^{228}Ac (911,1 keV) üzerinden yapılmıştır (Yii and Wan-Mahmood, 2013). Her bir örneğin sayım zamanı en az 72 saat (~ 260.000 s) olacak şekilde ayarlanmıştır. Standart sapma olarak

verilen toplam belirsizlik değerleri, her bir örnek ölçümüyle ilgili olan toplam belirsizlik olup, sayım ve verim kalibrasyon hataları göz önüne alınarak hesaplanmıştır.

Gama spektrometresinde yapılan ölçümlerin doğruluğunu test etmek için MAPEP'ten (Mixed Analyte Performance Evaluation Program) sağlanan ve içerdii radyonüklid ve aktivite konsantrasyonları bilinen standart referans kaynaklar kullanılmıştır.

Örneklere ait aktivite değerlerinin hesaplanmasında pik alan değeri, sayım süresi, örnek ağırlığı ve detektörün verimi dikkate alınmıştır. Örneklere bulunan her bir radyonüklidin aktivite konsantrasyon değerleri Bq kg⁻¹ cinsinden aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır;

$$A = \frac{P.A.}{\epsilon \times f_{\gamma} \times t \times m} \quad (3.4)$$

burada;

A: Aktivite konsantrasyonu (Bq kg⁻¹)

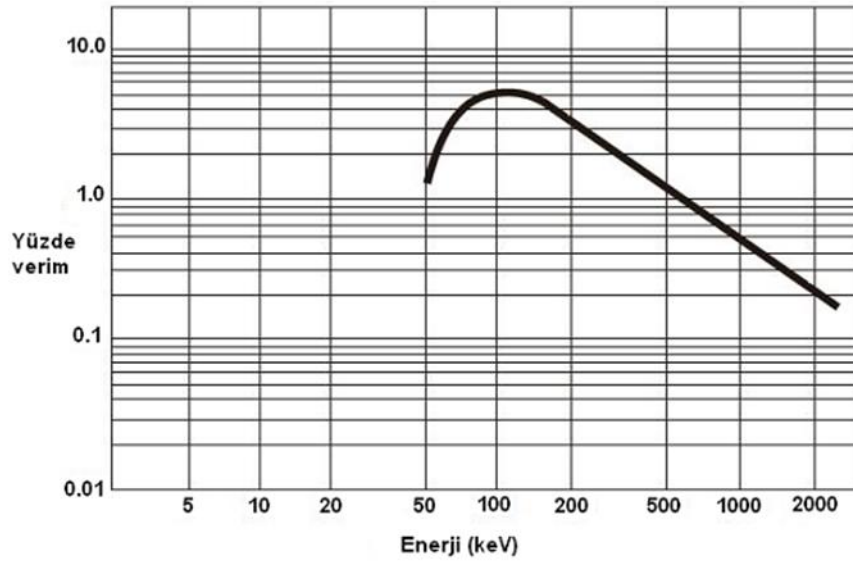
P.A.: Radyonüklidin enerji değerinde oluşturduğu gama pikinin net alanı

f_γ: Radyonüklidin gama ışını yayınlama olasılığı

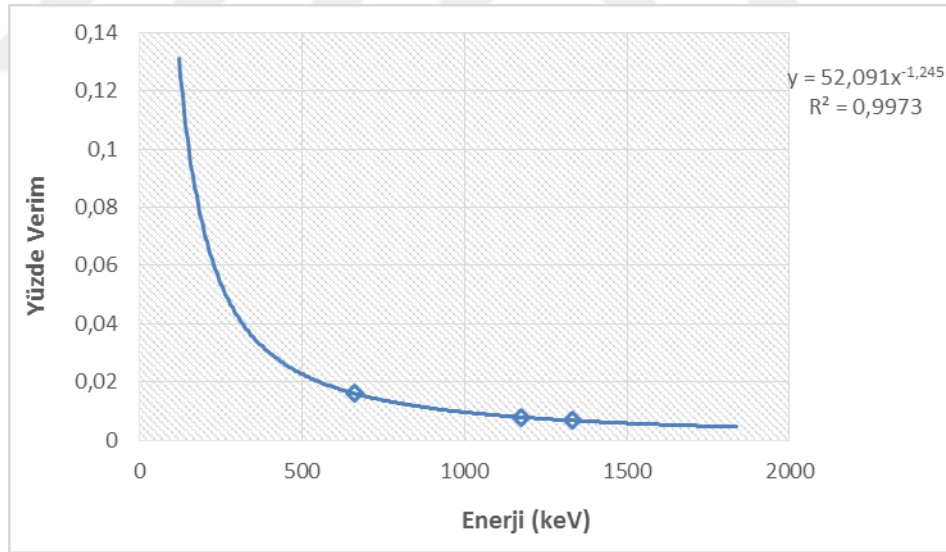
ε: İlgili radyonüklid için detektör verimi

m: Örneğin kütlesi (kg)

t: sayım süresi (s)'ni ifade etmektedir.



Şekil 3.19: HPGe gama detektörüne ait standart verim eğrisi.



Şekil 3.20: 170 ml'lik standart kaynağa ait verim grafiği.

Örneklerin toplanma tarihlerindeki ^{137}Cs radyonüklidinin aktivite konsantrasyonu; bulunan aktivite konsantrasyon değerleri, sayım yapılanaya kadar geçen süre ve ^{137}Cs 'nin fiziksel yarı-ömrü (30,14 yıl) değişkenleri kullanılarak aşağıdaki formül yardımıyla hesaplanmıştır;

$$A = A_0 \times e^{-\lambda t} \quad (3.5)$$

burada;

A: Örnek ölçümünün yapıldığı tarihteki aktivite,

A₀: Örneğin toplandığı tarihteki aktivite,

t: Geçen süre,

λ: Radyonüklidin bozunma sabitini ifade etmektedir.

3.7.3. Sediment örneklerinde ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb analizi

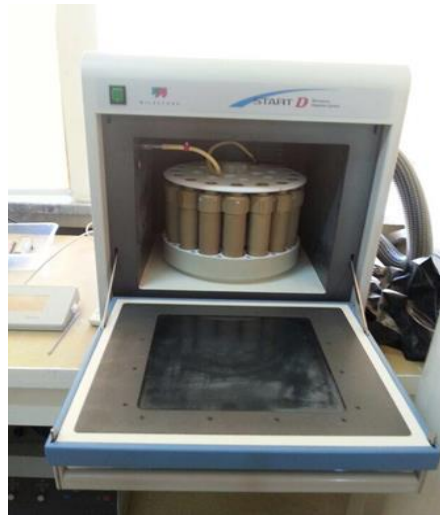
Çalışma boyunca her iki tuzak istasyonunda ve elde edilen her bir örnekleme için <63µm ve >63µm fraksiyonunda ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb analizleri yapılmıştır. Analizlerin yapılabilmesi için, öncelikle örnekler organik maddeden arındırılmış ve ardından çapı 2 cm olan gümüş diskler üzerine ²¹⁰Po biriktirme işlemi (Depozisyon) yapılmıştır. Bunun için kurutulup sabit ağırlığa getirilen sediment örneklerine bir seri radyokimyasal işlem uygulanmıştır (Matthews ve diğ., 2007; Sethy ve diğ., 2015).

- Her bir sediment örneği ağırlığı 0,25 g olacak şekilde ayrılmış ve mikrodalga sindirim sistemine ait teflon kaplara iki paralel olacak şekilde yerleştirilmiştir (Şekil 3.21).
- Sediment örneklerinin üzerine 4 ml HF (%38-40) ve 6 ml konsantre HNO₃ (%65) eklenmiştir. Teflon tüplerin ağızları kapatılıp Milestone marka Start D model 24 teflon tüplü sıcaklık sensörlü mikrodalga eritme sistemine yerleştirilmiştir.
- Eritme işlemi öncesinde, toplam verimin (kimyasal+ölçüm) hesaplanması için her bir örneğe izleyici olarak 100 mBq aktiviteye sahip ²⁰⁹Po eklenmiştir.
- Sindirme işlemi iki aşamada gerçekleştirilmiştir. Birinci adımda örnekler mikrodalga fırında 30 bar basınçta 180°C de 20 dakika tutulmuştur. İkinci adımda örnekler 30 bar basınçta 85°C de 15 dakika tutulmuştur. Böylece örneğin organik maddeden tamamen arındırılması ve sıvı faza dönüştürülmesi sağlanmıştır (Şekil 3.22).

- Mikrodalga işleminin ardından örnekler soğuduktan sonra çeker ocak altında açılmış ve aynı örneğin iki tekrarı birleştirilmiştir.
- Örnekler ısıtma tablasında 200°C'de tutularak mevcut konsantre asidin buharlaştırılması sağlanmıştır (Şekil 3.23).
- Örnekler kurumaya yakınken üzerlerine 200 ml 0,5M HCl eklenmiş, 125 mm por çaplı filtre kağıdından süzölmüş ve 250 ml hacimli behere aktarılmıştır (Şekil 3.24).



Şekil 3.21: Örneklerin sildirildiği teflon kaplar.



Şekil 3.22: Mikrodalga sindirme sistemi.



Şekil 3.23: Örneklerin ısıtma tablası üzerine yerleştirilmesi.



Şekil 3.24: Örneklerin filtre kağıdından süzülmesi.

Depozisyon işlemi için; çapı yaklaşık olarak 2 cm olan gümüş diskler alkolle temizlenmiştir. Temizlenen gümüş diskler, kapak ve manyetik bardan yapılan özel taşıyıcılara yerleştirilmiştir (Şekil 3.25). 250 ml hacimli kaplarda bulunan örnek solüsyon içerisine hazırlanan bu taşıyıcılar konulmuştur. Fe^{+3} ve Fe^{+2} iyonlarının gümüş disk üzerinde birikimini engellemek için içerisine 0,4 g askorbik asit ilave edilmiştir (Uğur ve diğ., 2002). Örnek solüsyon IKA marka magnetik karıştırıcı üzerine alınmış ve sıcaklığı $70^{\circ}C$ 'ye ulaştığı andan itibaren 5 saat depozisyon işlemi için tutulmuştur. Depozisyon işlemi $70^{\circ}C$ 'de ve 700 devirde gerçekleştirilmiştir (Flynn, 1968; Fleer ve Bacon, 1984;

Strok ve Smodis 2002) (Şekil 3.26). Depozisyon işleminin ardından gümüş diskler deiyonize su ile yıkanmış ve kuruması için bir petri kabı içerisine yerleştirilmiştir (Şekil 3.27). Po-210 radyonüklidinin aktivitesi, alfa spektrometresi (ORTEC Ensemble) kullanılarak yapılan ölçüm ile belirlenmiştir. Net pik alanları ORTEC Maestro 32 veri analiz sistemi kullanılarak hesaplanmıştır. Bu hesap işlemi için ^{210}Po 'un 5,30 MeV ve ^{209}Po izleyicisinin ise 4,88 MeV'lik enerjideki karakteristik alfa pik alanlarından yararlanılmıştır (Şekil 3.28). Her bir detektörün enerji kalibrasyonu standart bir multi-alfa kaynağı kullanılarak yapılmıştır. Her bir örnek için sayım süresi en az 48 saat olacak şekilde ayarlanmıştır.



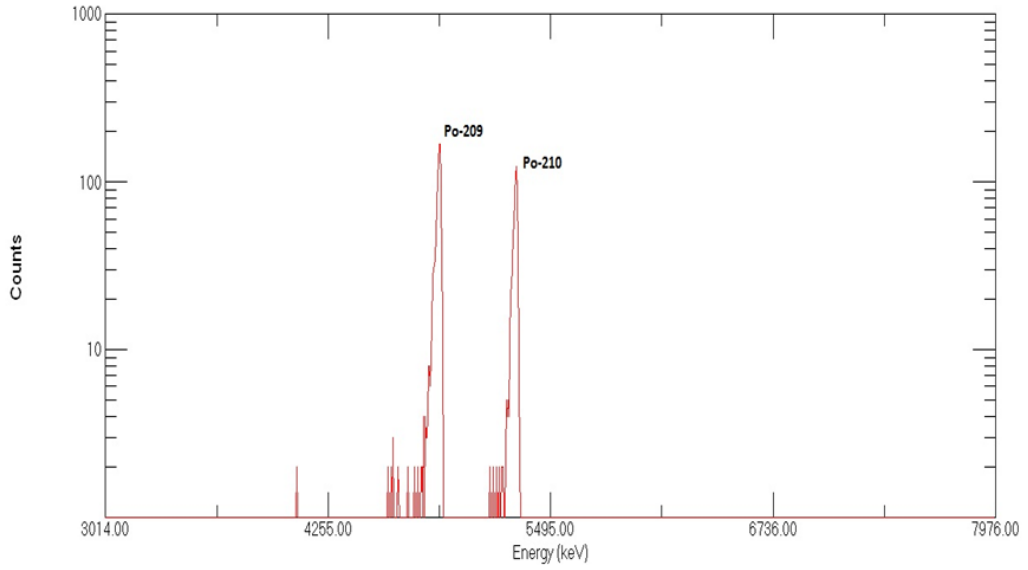
Şekil 3.25: Kapak ve manyetik bardan oluşan taşıyıcı sistem.



Şekil 3.26: Depozisyon işlemi.



Şekil 3.27: Gümüş disklerin ölçüme hazır hale getirilmesi.



Şekil 3.28: Alfa spektrumunda ^{209}Po ve ^{210}Po radyonüklidlerinin pik alanları.

Çalışmadaki ölçüm verimi, ^{209}Po ($0,1 \text{ Bq ml}^{-1}$) standartı kullanılarak hesaplanmıştır. Kullanılan ^{209}Po standartı Eckert & Ziegler Isotope Products laboratuvarından (Eckert & Ziegler Isotope Products, Standard Reference Source No: 1526-86, Polonium-209 Radioactivity Standard) elde edilmiştir. Hazırlanmış olan ara stoktan 0,25 ml alınarak, her bir örneğe aktivitesi 0,1 Bq olacak şekilde ^{209}Po izleyicisi eklenmiştir.

Çalışmada örneklerin ^{210}Po aktivitelerini belirlemek için “Ortec mark Alpha Ensemble” model spektrometre sistemi kullanılmıştır (Şekil 3.29). Alfa spektrometresi; iyon implante silisyum yüklü parçacık tipi, alanları 300 mm^2 olan 8 adet detektörü ve dedetörlerin bulunduğu odacıkların iç basıncını düşüren bir vakum pompasından oluşmaktadır.

- Alfa spektrometresinin genel özellikleri:
- Vakum kontrolü 10 mTorr ile 30 Torr arasında değişmektedir.
- 1 mm’den 51 mm çapına kadar olan diskleri ölçebilmektedir.
- Her detektör bağımsız olarak 0 ile 10 MeV enerji aralığında ölçüm yapabilmektedir.
- Detektörlerin maksimum rezolüsyonu 16-19 keV aralığındadır.
- Hardware ve software olarak kolay kurulabilmektedir.
- Yüzey alanı 300 mm^2 arasında olan iyon-implantasyonlu temizlenebilir bir detektördür.
- ^{210}Po ’un 5,3 MeV enerjideki alfa piki için verim %70-90 olarak belirlenmiştir.



Şekil 3.29: Ortec Alpha Ensemble alfa spektrometre sistemi.

Po-210 radyonüklidinin aktivite konsantrasyonlarının hesaplanması için;

$$\text{Aktivite (Bq kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Pik alanı} \times 1000}{\text{Verim} \times \text{Sayım süresi (s)} \times \text{Örnek ağırlığı (g)}} \quad (3.6)$$

$$\text{Verim} = \frac{\text{cps}}{\text{dps}} \quad (3.7)$$

$$\text{cps} = \frac{\text{Sayım Po-209}}{\text{Sayım süresi (sn)}} \quad (3.8)$$

$$\text{dps} = {}^{209}\text{Po aktivitesi}$$

$$\text{Aktivite hata} = \frac{\text{Aktivite} \times \left(\sqrt{\left(\frac{\text{cps hata}}{\text{cps}} \right)^2 + \left(\frac{\text{verim hata}}{\text{verim}} \right)^2} \right) \times 1000}{\text{Ağırlık (g)}} \quad (3.9)$$

$$\text{cps hata} = \frac{\text{Sayım hatası}}{\text{Sayım süresi (sn)}} \quad (3.10)$$

$$\text{Verim hata} = \frac{\text{Sayım hatası (Po-209)}}{\text{Sayım süresi (sn)}} \quad (3.11)$$

formülleri kullanılmıştır.

Polonyum-210 ölçümü yapılan örnekler, laboratuvarında ${}^{210}\text{Pb}$ aktivite hesaplarının yapılabilmesi için en az 6 ay süreyle bekletilmişlerdir. Burada amaç; ${}^{210}\text{Po}$ ve ${}^{210}\text{Pb}$ arasındaki radyoaktif dengenin sağlanması ve örnek solüsyonda bulunan ${}^{210}\text{Pb}$ 'un bozularak ${}^{210}\text{Po}$ radyonüklidini meydana getirmesidir. Bu sürenin sonunda, örnekler tekrar askorbik asit ve ${}^{209}\text{Po}$ eklenmesinin ardından depozisyon işlemi uygulanmıştır. ${}^{210}\text{Pb}$ radyonüklidinin bozunumu ile meydana gelen ${}^{210}\text{Po}$ radyonüklidinin aktivitesi üzerinden, ${}^{210}\text{Pb}$ radyonüklidinin aktivite konsantrasyonları hesaplanmıştır. ${}^{210}\text{Pb}_{\text{toplam}}$ hesabı serideki (parent) radyonüklidler ile radyoaktif dengede olan ${}^{210}\text{Po}$ üzerinden yapılmıştır. ${}^{210}\text{Pb}_{\text{toplam}}$ aktivite konsantrasyon hesabı aşağıdaki formül ve Bateman denklemleri kullanılarak gerçekleştirilmiştir (Bateman, 1910; Cetnar, 2006).

$$A_{\text{Pb-210}} = \frac{A_2 - A_{02} \cdot \exp(-\lambda_2 t)}{\frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_1} \cdot (\exp(-\lambda_1 t) - \exp(-\lambda_2 t))} \quad (3.12)$$

Burada;

A_{Pb-210} : İlk depozisyon tarihindeki $^{210}Pb_{toplam}$ radyoaktivite konsantrasyonu,

A_{02} : İlk depozisyondaki ^{210}Po radyoaktivitesini,

A_2 : İkinci depozisyondaki ^{210}Po radyoaktivitesini,

λ_2 : ^{210}Po 'un bozunma sabitini,

λ_1 : ^{210}Pb 'un bozunma sabitini,

t: depozisyonlar arasındaki zamanı ifade etmektedir (Szarlowicz ve diğ., 2013).

3.7.4. Sediment Örneklerinde Metal Analizi

Çalışmada her iki tuzak istasyonu için elde edilen sediment örnekleri $<63\mu m$ ve $>63\mu m$ fraksiyona ayrıldıktan sonra metal analizi için gerekli olan prosedür uygulanmıştır. Çalışma süresince elde edilen sediment örneklerinde tespit edilen metaller Al, Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, V, Zn'dir. Sediment örneklerinde kontaminasyonu engellemek için; örnekler porselen kaşık yardımıyla porselen kaplara (kroze) alınmış ve ağızları parafilm kullanılarak kapatılmıştır. Her bir örnekleme temsil eden krozeler etiketlenerek $-18^{\circ}C$ depolanmış ve ölçüm için aşağıdaki işlemler sırasıyla uygulanmıştır.

- Sediment örnekleri ihtiva ettikleri metallerin sıcaklık nedeniyle uçmasını önlemek amacıyla liyofilizatör kullanılarak $-52^{\circ}C$ de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur (Şekil 3.30).
- Kuru ve sabit ağırlığa ulaşmış sediment örneklerinden 0,25 g alınmış ve mikrodalga fırına (MILESTONE START D) ait teflon kaplara konulmuştur.
- Teflon kaplara koyulmuş olan sediment örneklerinin üzerine 4 ml konsantre HF ve 6 ml %65'lik HNO_3 (Merck, %65) ilave edilmiştir.
- Teflon kaplar ağızları kapatılıp Milestone marka Start D model 24 teflon tüplü sıcaklık sensörlü mikrodalga eritme sistemine yerleştirildikten sonra 2 adım şeklinde eritme yöntemi gerçekleştirilmiştir.

- Birinci adımda örnekler mikrodalga fırında 20 dk 30 bar basınçta ve 180 °C’de tutulmuştur. İkinci adımda ise örnekler mikrodalga fırın içerisinde 15 dk 30 bar ve 180 °C’de tutulmuştur. Böylece örneğin organik maddeden tamamen arındırılması ve sıvı faza dönüştürülmesi sağlanmıştır.
- Uçurma işlemi için; teflon kaplar soğuduktan sonra çeker ocak altında açılmıştır. Örnekler ısıtma tablasında 150 °C’de bir gün boyunca tutularak mevcut konsantre asidin buharlaştırılması sağlanmıştır.
- Isıtma tablasının üzerinde teflon beherde bulunan örnekler kurumaya yakınken alınıp üzerlerine 15 ml ultra saf su ilave edilmiştir ve 125 mm gözenek çapı olan filtre kağıdından süzölmüştür. Daha sonra 15 ml hacimli falkon tüplere alınmış, ağızları parafilmlemlenmiş ve ölçüm işlemine kadar +4°C de bekletilmiştir.
- Örnekler ICP-MS (Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometer) (Perkin-Elmer ELAN DRC-e) cihazı kullanılarak ölçölmüştür. Metal ölçüm deteksiyon limitleri Tablo 3.2’de verilmiştir.

Tablo 3.2: ICP-MS metal ölçüm deteksiyon limitleri.

Al	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Ag	K	Sn	Pb	Fe	As
mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l
10 ⁻⁴	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²	10 ⁻²



Şekil 3.30: Sediment örneklerinin liyofilizatör kullanılarak kurutulması.

İndüktif Eşleşmiş Plazma – Kütle Spektrometresi (ICP-MS);

ICP-MS, çevresel örneklerde eser elementlerin analizinde yaygın bir şekilde kullanılan spektrometrelerdir. ICP-MS sistemi elementleri nicel olarak ölçebilir ve ilgili spesifik elementin toplam miktarının bir ölçümünü verebilir.

Genel olarak; ICP-MS sisteminde analizlerinin yapılması istenen örnekler sıvı formdadır. Okutulan örneklerin sıvı olmasına rağmen, bu örneklerin torch içerisine gaz veya aerosol formda giriş yapmaları gerekmektedir. Bu nedenle sıvı örnekler nebulizasyon işlemi (örnek solüsyonun sis haline getirilmesi) kapsamında peristaltik bir pompa vasıtasıyla küçük bir şişeden püskürteç içine pompalanır. Bu işlem için iğne şeklinde çok ince bir hortum kullanılır. Bir sıvı sisi haline gelmiş örnek solüsyonu dik bir pozisyonda duran ikinci iğneye doğru akan argon gazı ile birleşir. Argon gazı torch boyunca ilerler ve bu esnada yüksek sıcaklık meydana gelir. Nebulizasyon bu yüksek sıcaklıkta iyonlarına ayrılır (atomizasyon) ve ICP ve MS arasındaki birleştirici bir nokta olarak bilinen interfaz

kısmına geçiş yapar. MS kısmında iyon yüklerine ayrılan atomlar quadrupol bölgesine taşınarak nicel ve nitel analizleri gerçekleştirir.

Kalite kontrolü; örnekleri analiz ederek ve analiz sonuçlarını standart referans materyallerden elde edilen sonuçlarla kıyaslayarak yapılmıştır. Blanklar bütün örnek analizleri ile paralel uygulanmıştır. Referans materyal olarak MAPEP MaS 30 kodlu standart referans örneği kullanılmış ve söz konusu referans materyal analitik prosedürün kalitesini değerlendirmek için analiz edilmiştir. Verim (recovery) değerlerinin, sertifika edilen metal konsantrasyon değerlerine göre %75,7-131,2 aralığında olduğu görülmüştür (Tablo 3.3).

Tablo 3.3: Sertifika edilen element konsantrasyonları ve recovery değerleri.

	Elementler									
	V	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Ag	Cd	Sb	Co
Ölçülen Konsantrasyon ($\mu\text{g g}^{-1}$)	52,7	62,9	19,9	117,3	64	31,6	15,9	7,8	43,7	106,9
Sertifika konsantrasyon ($\mu\text{g g}^{-1}$)	43,2	52,6	20,7	130	84	36,1	19	9,04	55,3	124
Recovery (%)	75,5	83,6	104	110,9	131,2	114,2	119,3	116,1	126,5	116

3.8.SONUÇLARIN İSTATİKSEL OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ

Radyonüklid ve metallerin sedimentin her iki fraksiyonundaki birikimleri ve iki tuzağın aynı örnekleme dönemlerine denk gelen kirlenici konsantrasyonları arasında fark olup olmadığının belirlenmesi için parametrik olmayan testlerden Mann-Whitney U testi kullanılmıştır. Kirlenicilerin (metaller ve radyonüklidler) birbirleriyle ve bazı parametrelerle olan ilişkilerini belirlemek için Pearson korelasyon testi uygulanmıştır. Çalışılan bölgede metallerin kaynaklarını belirlemek için PCA (Principal Component Analysis) testi yapılmıştır. Uygulanan istatistik testler için SPSS ve Prism 5 programları kullanılmıştır.

4. BULGULAR

4.1.SU ÖRNEKLERİNİN OŞİNOGRAFİK PARAMETRELERİ

Çalışma süresi olan 18 aylık periyot boyunca, sediment tuzakları 30±2 m su profilinin 15. m' sine yerleştirilmiş ve her örnekleme döneminde yüzey suyu, 5 m, 10 m, 15 m ve 30 m derinliklerden su örnekleri alınarak bazı oşinografik parametreler (pH, sıcaklık, çözünmüş oksijen, tuzluluk, iletkenlik) belirlenmiştir (Tablo 4.1-Tablo 4.21).

Tablo 4.1: Birinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (17.06.2013).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
5 m	8,28	18,5	8,12	9,05	15,49
10 m	8,29	17,5	8,16	9,09	15,55
15 m	8,25	16,5	7,82	9,34	15,93
30 m	7,92	16	3,75	-	17,98

Tablo 4.2: İkinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.07.2013).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
5 m	8,24	21	7,77	9,41	16,08
10 m	8,21	21	7,47	9,51	16,23
15 m	8,22	20	7,37	9,66	16,46
30 m	7,84	14,5	3,18	18,92	80,40

Tablo 4.3: Üçüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (20.09.2013).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
5 m	8,31	21,8	8,61	10,65	18,02
10 m	8,31	21,8	8,40	11,06	18,65
15 m	8,29	21,2	8	11,46	19,26
30 m	7,79	15,6	3,09	19,22	30,90

Tablo 4.4: Dördüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (04.12.13).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
5 m	8,43	11,8	9,74	9,42	16,02
10 m	8,43	11,9	9,90	9,52	16,18
15 m	8,40	12	9,57	9,80	16,63
30 m	8,35	12,8	9,25	10,31	17,42

Tablo 4.5: Beşinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (08.01.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
5 m	8,34	9,5	9,87	9,48	16,10
10 m	8,37	9	9,98	9,50	16,13
15 m	8,34	9	9,64	9,58	16,26
30 m	7,32	15	4,04	19,27	30,90

Tablo 4.6: Altıncı örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (27.02.2014).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
Yüzey	8,24	7,6	10,15	8,90	15,17
5 m	8,29	6,4	10,74	9,20	15,37
10 m	8,31	6,8	11,01	9,28	15,77
15 m	8,31	6,7	10,66	9,36	15,90
30 m	7,93	14,2	4,90	19,25	30,90

Tablo 4.7: Yedinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (27.03.2017).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
Yüzey	8,30	10	10,72	8,58	14,69
5 m	8,36	9,4	10,95	8,58	14,69
10 m	8,34	9,8	10,87	8,65	14,80
15 m	8,32	9,5	10,18	8,87	15,15
30 m	7,92	15,6	3,85	18,21	29,40

Tablo 4.8: Sekizinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (12.06.2014).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
Yüzey	8,30	19,8	9,70	8,86	15,20
5 m	8,40	19,2	9,55	8,93	15,30
10 m	8,38	18,9	8,84	9,07	15,52
15 m	8,36	18,6	8,83	9,18	15,70
30 m	7,89	17,8	3,89	18,65	30,00

Tablo 4.9: Dokuzuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (05.11.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
Yüzey	8,05	15,8	6,03	8,92	16,26
5 m	8,28	16,3	8,22	9,28	15,83
10 m	8,26	16,1	8,38	9,52	16,21
15 m	8,25	16,5	8,02	9,73	16,54
30 m	7,62	16,8	3,45	18,85	30,60

Tablo 4.10: Onuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.12.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-1					
Yüzey	8,16	10,7	8,97	9	15,35
5 m	8,26	11,1	10,10	9,31	15,84
10 m	8,27	11,3	10,3	9,52	16,18
15 m	8,28	12,7	9,61	11,21	18,80
30 m	8,09	11,7	4,72	14,06	23,10

Tablo 4.11: Birinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (17.06.13).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
5 m	8,29	19	8,29	9,11	15,59
10 m	8,27	18	8,32	9,1	15,27
15 m	8,23	17	7,98	9,27	15,83
30 m	7,94	14,6	3,58	18,2	29,40

Tablo 4.12: İkinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.07.2013).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
5 m	8,29	21,9	7,87	9,47	16,30
10 m	8,27	21,1	7,43	9,55	16,33
15 m	8,26	20	7,08	9,73	16,56
30 m	7,87	15	2,92	19,27	30,04

Tablo 4.13: Üçüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (22.10.13).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
5 m	8,32	16,2	9,01	9,12	15,60
10 m	8,30	16,3	8,60	9,42	16,06
15 m	8,30	16,4	8,44	9,47	16,15
30 m	7,87	15,3	3,41	19,22	30,90

Tablo 4.14: Dördüncü örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (04.12.13).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
5 m	8,37	10,7	9,93	9,56	16,23
10 m	8,35	10,9	9,76	9,62	16,33
15 m	8,37	12	9,53	9,99	16,90
30 m	8,26	12,4	9,27	10,23	17,29

Tablo 4.15: Beşinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (06.02.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
Yüzey	8,44	8,1	10,66	8,81	15,10
5 m	8,42	8,3	10,71	8,97	15,29
10 m	8,41	8	10,71	9,13	15,55
15 m	8,37	9,6	9,90	9,44	16,02
30 m	7,98	14,2	4,19	19,21	30,80

Tablo 4.16: Altıncı örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (13.05.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
Yüzey	7,91	24,4	5,81	10,84	19,78
5 m	8,36	15,9	9,65	10,58	17,92
10 m	8,35	14,9	9,40	7,83	11,10
15 m	8,35	15	9,14	7,03	12,31
30 m	7,98	16,9	3,49	17,59	28,60

Tablo 4.17: Yedinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (17.07.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
Yüzey	8,15	22,4	6,94	8,67	14,90
5 m	8,28	21,1	8,01	8,93	15,32
10 m	8,29	20,6	7,89	9,24	15,79
15 m	8,24	20,3	7,69	9,52	16,24
30 m	7,74	18,3	3,34	18,42	29,70

Tablo 4.18: Sekizinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (21.08.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
Yüzey	7,97	25,6	5,45	8,53	14,63
5 m	8,24	24,3	7	8,83	15,17
10 m	8,27	24,1	7,11	8,91	15,30
15 m	8,21	23,7	6,72	9,15	15,65
30 m	7,83	18	3,65	18,26	29,50

Tablo 4.19: Dokuzuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (30.09.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
Yüzey	7,93	20,2	7,59	7,28	12,67
5 m	8,30	20,4	7,63	9,29	15,88
10 m	8,31	20,4	7,98	9,43	16,10
15 m	8,27	20	6,96	9,98	16,16
30 m	7,86	18,4	3,69	18	29,10

Tablo 4.20: Onuncu örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (25.11.14).

	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
Yüzey	7,99	12,0	5,14	14,83	15,95
5 m	8,30	12,2	9,00	16,66	14,87
10 m	8,27	11,4	8,71	16,50	13,16
15 m	8,33	13,5	8,95	16,91	16,23
30 m	7,97	15,1	3,91	30,7	15,57

Tablo 4.21: Onbirinci örnekleme dönemi oşinografik parametreleri (23.12.14).

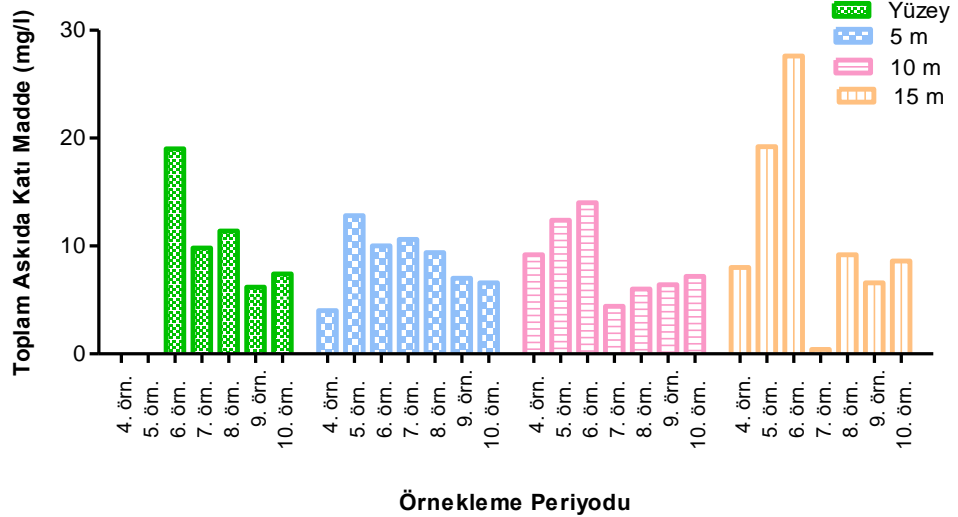
	pH	Sıcaklık (°C)	Ç.O. (mg/l)	Tuzluluk (‰)	İletkenlik (mS/cm)
Tuzak-2					
Yüzey	8,23	10,7	9,17	8,97	15,30
5 m	8,30	11	10,04	9,31	15,85
10 m	8,31	11,8	9,88	9,47	16,10
15 m	8,23	12,3	9,21	11,93	19,91
30 m	7,97	14,9	4,33	19,90	30,80

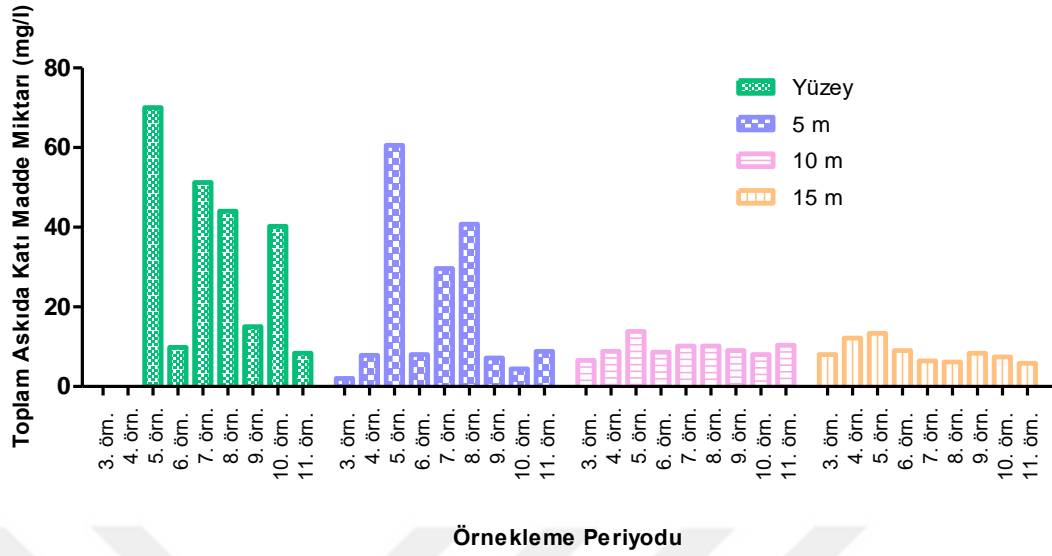
4.2.TOPLAM ASKIDA KATI MADDE MİKTARI (TAKM)

Yapılan tez çalışması kapsamında, her iki istasyon için örnekleme zamanlarında su kolonunun yüzey, 5 m, 10 m ve 15 m derinliklerinden su örnekleri alınarak TAKM tayini yapılmıştır (Tablo 4.22; Şekil 4.1; Şekil 4.2). Sonuçlara bakıldığında Tuzak-2 için 5. örnekleme döneminde özellikle yüzey ve 5 m derinliklerinde TAKM değerinde artış gözlemlenmiştir. Tuzak-2, 6. örnekleme döneminde bütün derinliklerdeki değerlerin birbirine yakın olduğu görülmüştür. Bu durum 15 metreye kadar olan su kolonunun iyi bir şekilde karıştığını göstermektedir. Tuzak-2, 7. ve 10. örnekleme döneminde yüzey ve 5 m derinliklerde TAKM değerinin diğer derinliklere göre oldukça yüksek olduğu görülmüştür. Her iki tuzak toplam askıda katı madde açısından değerlendirildiğinde; Tuzak-1 sisteminde elde edilen değerlerin Tuzak-2 sistemine göre daha düşük olduğu ve en yüksek değerlerin yüzey sularında elde edildiği belirlenmiştir.

Tablo 4.22: Toplam askıda katı madde miktarları (mg/l).

Tuzak İstasyonu	Örn. Dönemi	Toplam Askıda Katı Madde (TAKM) (mg/l)				
		Yüzeý	5 m	10 m	15 m	
1. Tuzak	4. örn. (04.12.2013)	-	4	9,2	8	
	5. örn. (08.01.2014)	-	12,8	12,4	19,2	
	6. örn. (27.02.2014)	19	10	14	27,6	
	7. örn. (27.03.2014)	9,8	10,6	4,4	0,4	
	8. örn. (12.06.2014)	11,4	9,4	6	9,2	
	9. örn. (05.11.2014)	6,2	7	6,4	6,6	
	10. örn. (23.12.2014)	7,4	6,6	7,2	8,6	
	ORT±SD	10,8±4,5	8,6±2,5	8,5±3,3	11,4±8,5	
	2. Tuzak	3. örn. (22.10.2013)	-	2	6,6	8
		4. örn. (04.12.2013)	-	7,8	8,8	12,2
5. örn. (06.02.2014)		70	60,6	13,8	13,4	
6. örn. (13.05.2014)		9,8	8	8,6	9	
7. örn. (17.07.2014)		51,2	29,6	10,2	6,4	
8. örn. (21.08.2014)		44	40,8	10,2	6,2	
9. örn. (30.09.2014)		15	7,2	9	8,4	
10. örn. (25.11.2014)		40,2	4,4	8	7,4	
11. örn. (23.12.2014)		8,4	8,8	10,4	5,8	
ORT±SD		34,1±21,8	18,8±19,2	9,5±1,9	8,5±5,6	

**Şekil 4.1:** Tuzak-1 istasyonunda TAKM miktarı (mg/l).



Şekil 4.2: Tuzak-2 istasyonunda TAKM miktarı (mg/l).

4.3. TOPLAM ORGANİK MADDE MİKTARI (%)

Tez çalışması kapsamında her bir örnekleme döneminde tuzak sistemlerinden elde edilen örneklerde toplam organik madde miktarı (%) tayini yapılmıştır (Tablo 4.23). Yapılan çalışmada, Tuzak-1 için toplam sediment materyalinde elde edilen sonuçlara göre en düşük organik madde yüzdesi 4. örneklemede elde edilirken en yüksek değer 8. örneklemede elde edilmiştir. Tuzak-2 için ise elde edilen sonuçlar Tuzak-1 için elde edilene benzerdir. En düşük değer 3. örneklemede elde edilirken en yüksek değer Mayıs ayında elde edilmiştir. Her iki tuzak sistemi açısından elde edilen toplam organik madde yüzdesi değerlerinin birbirine yakın olduğu gözlemlenmiştir.

Tablo 4.23: Toplam organik madde miktarı (%).

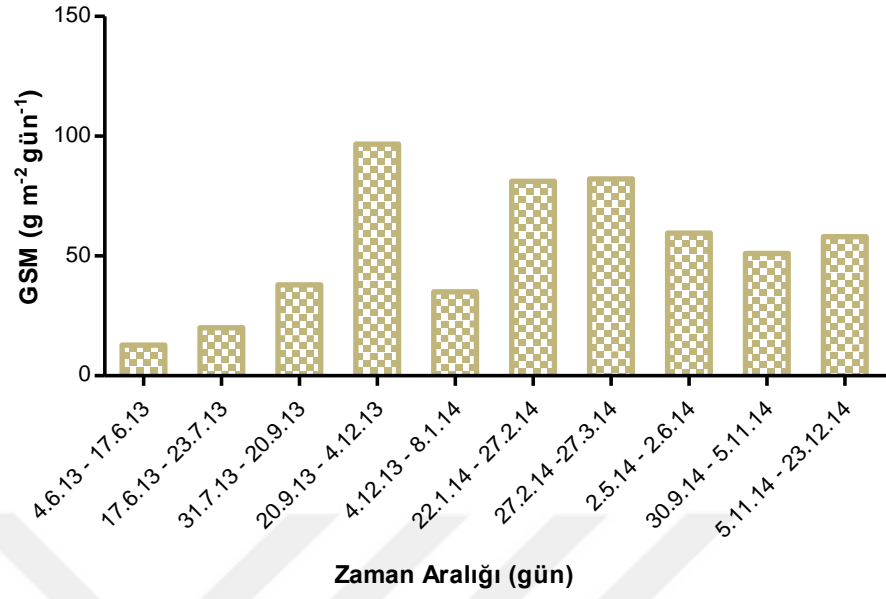
Tuzak İstasyonu	Örn. Dönemi	% org. mad.
Tuzak-1	2. örn. (23.07.2013)	9,11
	3. örn. (20.09.2013)	9,32
	4. örn. (04.12.2013)	5,05
	5. örn. (08.01.2014)	7,69
	6. örn. (27.02.2014)	8,98
	7. örn. (27.03.2014)	8,88
	8. örn. (12.06.2014)	9,91
	9. örn. (05.11.2014)	8,21
	10. örn. (23.12.2014)	9,13
	Tuzak-2	2. örn. (23.07.2013)
3. örn. (22.10.2013)		5,03
4. örn. (04.12.2013)		5,71
5. örn. (06.02.2014)		8,60
6. örn. (13.05.2014)		10,7
7. örn. (17.07.2014)		9,53
8. örn. (21.08.2014)		9,15
9. örn. (30.09.2014)		9,20
10. örn. (25.11.2014)		9,33
11. örn. (23.12.2014)		8,72

4.4.GÜNLÜK SEDİMENTASYON MİKTARI (GSM) SONUÇLARI

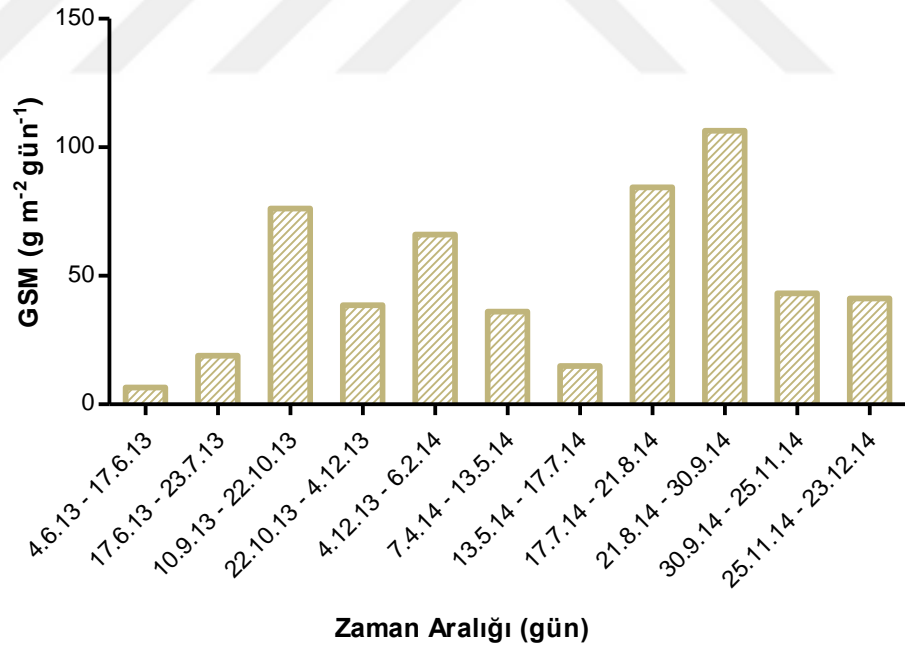
Tuzak-1 ve Tuzak-2 sediment örneklerine ait Günlük Sedimentasyon Miktarı (GSM), $g m^{-2} gün^{-1}$, kuru ağırlık cinsinden hesaplanmıştır (Tablo 4.24; Şekil 4.3; Şekil 4.4). Çalışma süresince yapılan örnekleme periyotları 13-75 gün arasında değişmektedir. Tablo 4.24’de görüldüğü gibi en yüksek GSM değerleri Tuzak-1 için Ekim-Kasım-2013 ($96,71 g m^{-2} gün^{-1}$) tarihleri aralığında elde edilirken, Tuzak-2 için ise Eylül-2014 döneminde ($106,4 g m^{-2} gün^{-1}$) elde edilmiştir. En düşük GSM değeri ise her iki tuzak sistemi için Haziran-2013 döneminde elde edilmiştir.

Tablo 4.24: Tuzak istasyonlarına ait GSM değerleri.

Örn. No.	İstasyon	Örnekleme tarihi	Örnek ağırlığı (g, kuru ağı.)	GSM (g m ⁻² gün ⁻¹)
1. Örn.	Tuzak-1	04.06.13 - 17.06.13	2,55	12,75
	Tuzak-2	04.06.13 - 17.06.13	1,3	6,50
2. Örn.	Tuzak-1	17.06.13 - 23.07.13	11,1	20,04
	Tuzak-2	17.06.13 - 23.07.13	10,5	18,96
3. Örn.	Tuzak-1	31.07.13 - 20.09.13	29,78	37,95
	Tuzak-2	10.09.13 - 22.10.13	49,22	76,17
4. Örn.	Tuzak-1	20.09.13 - 04.12.13	111,6	96,71
	Tuzak-2	22.10.13 - 04.12.13	25,5	38,54
5. Örn.	Tuzak-1	04.12.13 - 08.01.14	18,86	35,02
	Tuzak-2	04.12.13 - 06.02.14	65	66,01
6. Örn.	Tuzak-1	22.01.14 - 27.02.14	45	81,24
	Tuzak-2	07.04.14 - 13.05.14	20	36,11
7. Örn.	Tuzak-1	27.02.14 - 27.03.14	35,4	82,17
	Tuzak-2	13.05.14 - 17.07.14	14,96	14,96
8. Örn.	Tuzak-1	02.05.14 - 12.06.14	34,82	59,56
	Tuzak-2	17.07.14 - 21.08.14	45,5	84,49
9. Örn.	Tuzak-1	30.09.14 - 05.11.14	28,3	51,09
	Tuzak-2	21.08.14 - 30.09.14	65,5	106,43
10. Örn.	Tuzak-1	05.11.14 - 23.12.14	41,99	58,07
	Tuzak-2	30.09.14 - 25.11.14	37,16	43,13
11. Örn.	Tuzak-2	25.11.14 - 23.12.14	17,74	41,18



Şekil 4.3: Tuzak-1 sistemine ait GSM değerleri.



Şekil 4.4: Tuzak-2 sistemine ait GSM değerleri.

4.5.TUZAK ÖRNEKLERİNDE ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra VE ^{228}Ra AKTİVİTE KONSANTRASYON VE AKI DEĞERLERİ

Çalışmanın yapıldığı istasyonlarda elde edilen sediment örneklerinde; U ve Th serisi radyonüklidler olan ^{226}Ra ve ^{228}Ra ve primordiyal bir radyonüklid olan ^{40}K radyonüklidi ile bir fisyon ürünü olan ^{137}Cs radyonüklidinin aktivite konsantrasyon ve akı değerleri belirlenmiştir. Çalışmada elde edilen örnek miktarları göz önünde bulundurularak, iki istasyondan elde edilen örnekler birleştirilmiş ve sonuçlar mevsimsel olarak verilmiştir (Tablo 4.25). Elde edilen sonuçlara göre; en yüksek ^{137}Cs aktivitesinin Yaz-2013 mevsiminde elde edildiği görülmüştür. En düşük değer ise Sonbahar-2013 mevsiminde elde edilmiştir. K-40, ^{226}Ra ve ^{228}Ra aktivite konsantrasyonlarının ise her mevsimde birbirine yakın olduğu görülmüştür. Akı değerleri açısından ^{137}Cs için en yüksek değer en yüksek aktivite konsantrasyon değerinin de elde edildiği dönemle uyumlu olmayıp Kış-2014 mevsiminde elde edilmiştir. K-40, ^{226}Ra ve ^{228}Ra açısından en yüksek akı değeri Sonbahar-2013 mevsiminde elde edilmiştir. Ayrıca her iki tuzak istasyonunun bulunduğu bölgelerden dip sediment örnekleri alınmış ve söz konusu radyonüklidlerin aktivite konsantrasyon değerleri belirlenmiştir (Tablo 4.26).

Tablo 4.25: ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları ve akı değerleri.

Örnekleme	Radyonüklid	Aktivite (Bq kg^{-1})	Akı ($\text{Bq m}^{-2} \text{gün}^{-1}$)
Yaz, 2013	^{137}Cs	$23,76 \pm 0,59^*$	0,77
	^{40}K	$623,7 \pm 8,46$	20,32
	^{226}Ra	$15,15 \pm 0,68$	0,49
	^{228}Ra	$22,93 \pm 1,23$	0,75
Sonbahar, 2013	^{137}Cs	$13,48 \pm 0,20$	0,33
	^{40}K	$789,3 \pm 7,91$	75,9
	^{226}Ra	$30,86 \pm 0,48$	2,97
	^{228}Ra	$40,67 \pm 0,89$	3,91
Kış, 2014	^{137}Cs	$18,56 \pm 0,39$	1,17
	^{40}K	$517,4 \pm 6,74$	32,5
	^{226}Ra	$14,76 \pm 0,45$	0,93
	^{228}Ra	$19,58 \pm 0,82$	1,23
İlkbahar, 2014	^{137}Cs	$17,58 \pm 0,46$	0,89
	^{40}K	$564,2 \pm 753$	28,5
	^{226}Ra	$12,44 \pm 0,45$	0,63
	^{228}Ra	$19,46 \pm 0,84$	0,98
Yaz, 2014	^{137}Cs	$18,39 \pm 0,56$	0,46
	^{40}K	$607,3 \pm 8,75$	15,25
	^{226}Ra	$9,8 \pm 0,51$	0,25
	^{228}Ra	$18,48 \pm 0,88$	0,46
Sonbahar, 2014	^{137}Cs	$17,22 \pm 0,35$	0,84
	^{40}K	$295,3 \pm 3,83$	14,4
	^{226}Ra	$25,4 \pm 0,76$	1,24
	^{228}Ra	$14,46 \pm 0,57$	0,70

*Toplam belirsizlik

Tablo 4.26: Dip sedimentinde ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları.

Örnekleme	Radyonüklid	Aktivite (Bq kg^{-1})
Tuzak-1 (Toplam, 17.06.2013)	^{137}Cs	$12,8 \pm 0,73^*$
	^{40}K	$398,3 \pm 20,7$
	^{226}Ra	$15,10 \pm 0,90$
	^{228}Ra	$13,40 \pm 0,97$
Tuzak-2 (Toplam, 17.06.2013)	^{137}Cs	$7,97 \pm 0,50$
	^{40}K	$240,7 \pm 12,3$
	^{226}Ra	$10,82 \pm 0,70$
	^{228}Ra	$9,43 \pm 0,77$

4.6.TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰Po AKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİ

Po-210 aktivite konsantrasyonları, her iki tuzaktan elde edilen örneklerin farklı fraksiyonlarında (<63µm, >63µm) ve toplam sediment materyalinde belirlenmiştir (Tablo 4.27). Toplam sediment örneğinde, en yüksek ²¹⁰Po aktiviteleri; Tuzak-1 ve Tuzak-2 için sırasıyla 223,5±6,8 ve 233,5±4,8 Bq kg⁻¹ olarak, Tuzak-1 için Kasım – Aralık 2014, Tuzak-2 için Ağustos sonu – Eylül 2014 periyodunda elde edilmiştir. Tuzak-1 için toplam sedimentte ortalama ²¹⁰Po aktivitesi 135,5±47,6 Bq kg⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Tuzak-2 için toplam sedimentte ortalama ²¹⁰Po aktivitesi 125,7±72,3 Bq kg⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Elde edilen değerler neticesinde; her iki istasyonda <63µm sediment fraksiyonunda aktivite konsantrasyonlarının >63µm sediment kısımlarına göre anlamlı olarak daha yüksek olduğu görülmüştür ($p<0.05$, Mann-Whitney U testi). Toplam sediment sonuçlarına göre; dip sedimentinde elde edilen aktivite konsantrasyon değerlerinin genel olarak tuzak sedimentinde elde edilenlerden daha düşük olduğu görülmüştür. Her iki tuzak istasyonunda ortalama ²¹⁰Po aktivite konsantrasyon değerleri göz önünde bulundurulduğunda, her iki fraksiyonda ve toplam sediment örneğinde değerlerin birbirine yakın olduğu sonucuna varılmıştır (Tablo 4.27; Şekil 4.5; Şekil 4.6).

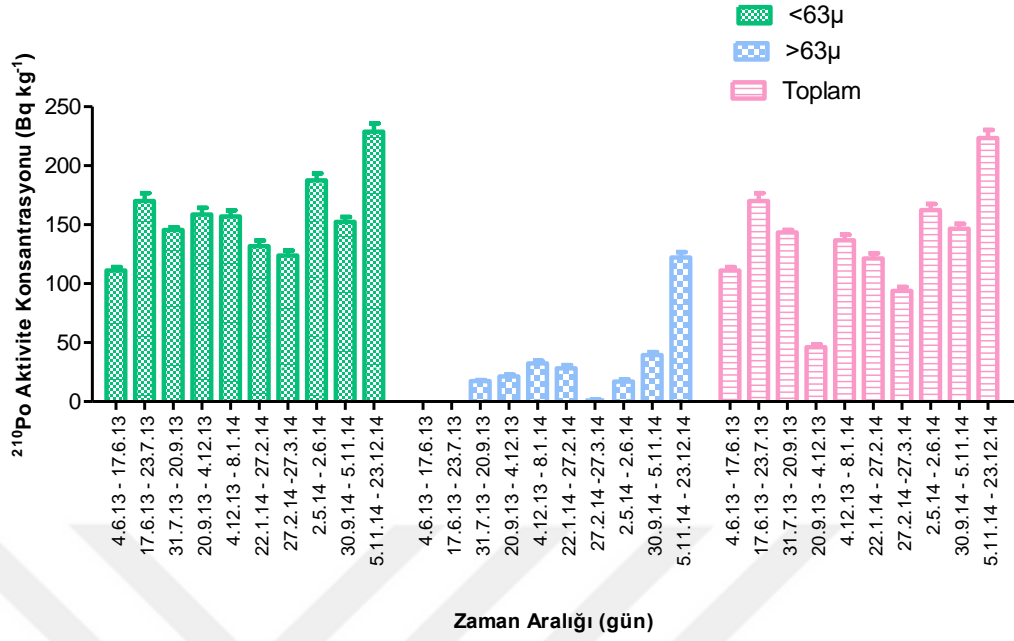
Tablo 4.27: Sediment tuzaklarında ²¹⁰Po aktivite konsantrasyon değerleri.

İstasyon	Örn. No.	Tarih Aralığı	Sediment Kısımlarındaki Aktivite (Bq kg ⁻¹)		Toplam
			<63µm	>63µm	
Tuzak-1	Dip sed.*	06.06.2013	92,9 ± 2,9**	75,6 ± 3,6	88,5 ± 3,1
	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	111,1 ± 3,1	-***	111,1 ± 3,6
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	170,1 ± 6,7	-***	170,1 ± 6,7
	3. örn.	31.07.13 - 20.09.13	145,6 ± 2,1	17,4 ± 0,8	143,5 ± 2,1
	4. örn.	20.09.13 - 04.12.13	158,6 ± 5,6	21,4 ± 1,5	46,2 ± 2,3
	5. örn.	04.12.13 - 08.01.14	156,9 ± 5,2	32,4 ± 2,4	136,7 ± 4,7
	6. örn.	22.01.14 - 27.02.14	131,8 ± 4,7	28,2 ± 2,8	121,3 ± 4,5
	7. örn.	27.02.14 - 27.03.14	123,8 ± 4,1	0,9 ± 0,9	93,9 ± 3,3
	8. örn.	02.05.14 - 12.06.14	187,6 ± 5,8	17,1 ± 1,8	162,5 ± 5,2
	9. örn.	30.09.14 - 05.11.14	152,4 ± 4,8	39,5 ± 2,5	146,7 ± 4,1
Ortalama	10. örn.	05.11.14 - 23.12.14	228,9 ± 6,9	122,1 ± 4,6	223,5 ± 6,8
			156,7 ± 33,7	34,9 ± 37,1	135,5 ± 47,6
Tuzak-2	Dip sed.*	06.06.2013	91,9 ± 3,6	76,6 ± 3,6	86,9 ± 3,6
	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	96,3 ± 3,7	-***	96,3 ± 3,7
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	212,5 ± 5,7	-***	212,5 ± 5,7
	3. örn.	10.09.13 - 22.10.13	148,4 ± 5,7	4,0 ± 0,8	40,5 ± 2,7
	4. örn.	22.10.13 - 04.12.13	162,6 ± 5,7	14,6 ± 1,9	70,9 ± 3,4
	5. örn.	04.12.13 - 06.02.14	159,2 ± 5,2	9,7 ± 1,2	120,8 ± 4,2
	6. örn.	07.04.14 - 13.05.14	66,8 ± 3,6	82,5 ± 5,9	70,7 ± 4,1
	7. örn.	13.05.14 - 17.07.14	161,1 ± 2,2	34,7 ± 1,9	148,1 ± 2,1
	8. örn.	17.07.14 - 21.08.14	105,4 ± 4,2	14,6 ± 0,5	29,9 ± 1,9
	9. örn.	21.08.14 - 30.09.14	245,3 ± 4,9	39,9 ± 1,9	233,5 ± 4,8
	10. örn.	30.09.14 - 25.11.14	230,3 ± 6,8	41,7 ± 2,7	220,0 ± 6,6
Ortalama	11. örn.	25.11.14 - 23.12.14	142,2 ± 5,2	87,5 ± 3,7	140,5 ± 5,1
			157,3 ± 55,7	36,6 ± 30,6	125,7 ± 72,3

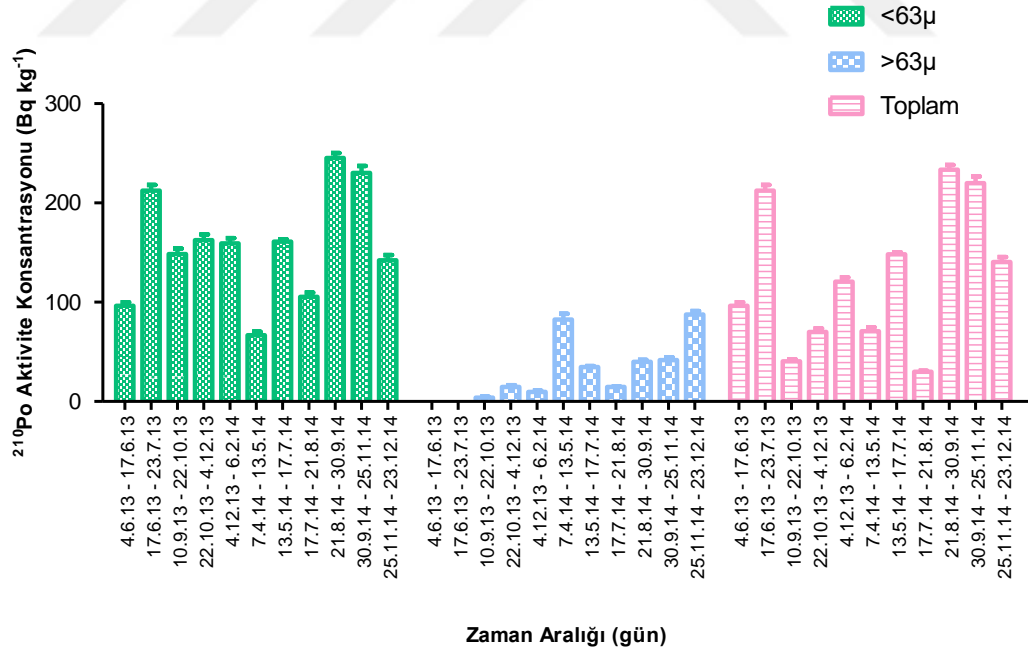
* Dip sediment sonuçları ortalamalara dahil edilmemiştir.

**Toplam belirsizlik

***Yeterli örnek elde edilememiştir.



Şekil 4.5: Tuzak-1 ²¹⁰Po aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹).



Şekil 4.6: Tuzak-2 ²¹⁰Po aktivite konsantrasyonları (Bq kg⁻¹).

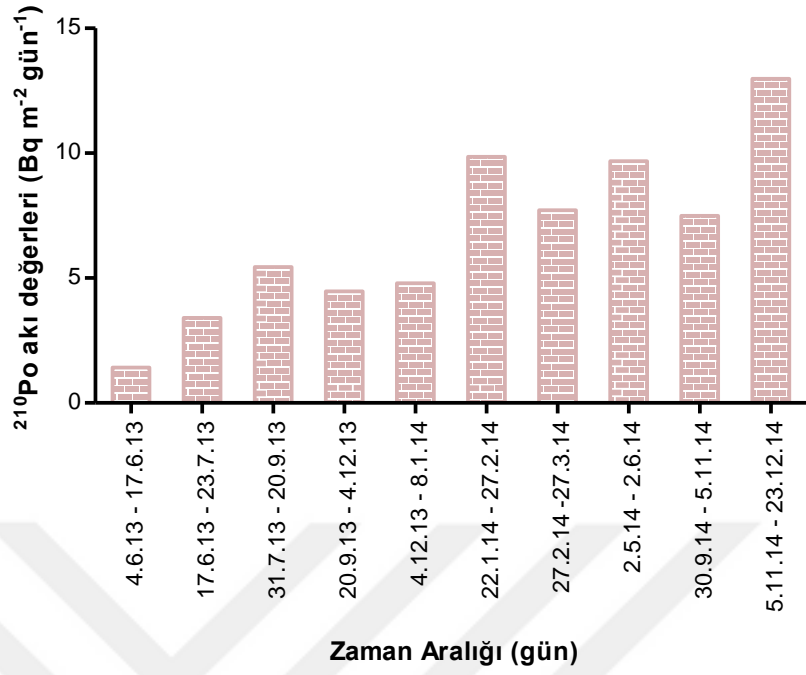
4.7.TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰Po RADYONÜKLİDİNİN AKI DEĞERLERİ

Sediment tuzaklarında elde edilen ²¹⁰Po radyonüklidinin aktivite konsantrasyon değerleri ve örnekleme periyodları göz önünde bulundurularak, toplam sediment materyalindeki akı değerleri hesaplanmıştır (Tablo 4.28). Tuzak-1 için, toplam sediment materyalinde elde edilen akı değer aralıkları 1,42 – 12,98 Bq m⁻² gün⁻¹ olarak belirlenmiştir. Toplam sedimentte en yüksek akı değeri (12,98 Bq m⁻² gün⁻¹) Kasım-Aralık-2014 döneminde tespit edilmiştir. Tuzak-2 için toplam sediment materyalinde elde edilen akı değer aralıkları 0,63 – 24,9 Bq m⁻² gün⁻¹ olarak belirlenmiştir. Toplam sedimentte en yüksek akı değerinin (24,9 Bq m⁻² gün⁻¹) bulunduğu periyodun Eylül-2014 ayı olduğu görülmüştür. Sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda; toplam sediment materyalindeki ortalama ²¹⁰Po akı değerlerinin birbirine yakın değerler olduğu gözlemlenmiştir (Tablo 4.28; Şekil 4.7; Şekil 4.8). Tuzak-1 için toplam sediment materyalinde en yüksek ²¹⁰Po akı değerlerinin elde edildiği dönem ile partikül akı değerinin elde edildiği dönemin benzer olmadığı tespit edilirken, Tuzak-2 için her iki değer elde edildiği dönemlerin uyumlu olduğu görülmüştür (Tablo 4.24; Tablo 4.28). Toplam sediment materyali için Tuzak-1 ve Tuzak-2’de en düşük akı değerleri Haziran-2013 döneminde elde edilmiştir. Toplam sediment miktarındaki değerler açısından incelendiğinde; her iki tuzağa ait en yüksek ²¹⁰Po aktivite konsantrasyon ve akı değerlerinin elde edildiği dönemlerin uyumlu olduğu görülmüştür (Tablo 4.27; Tablo 4.28).

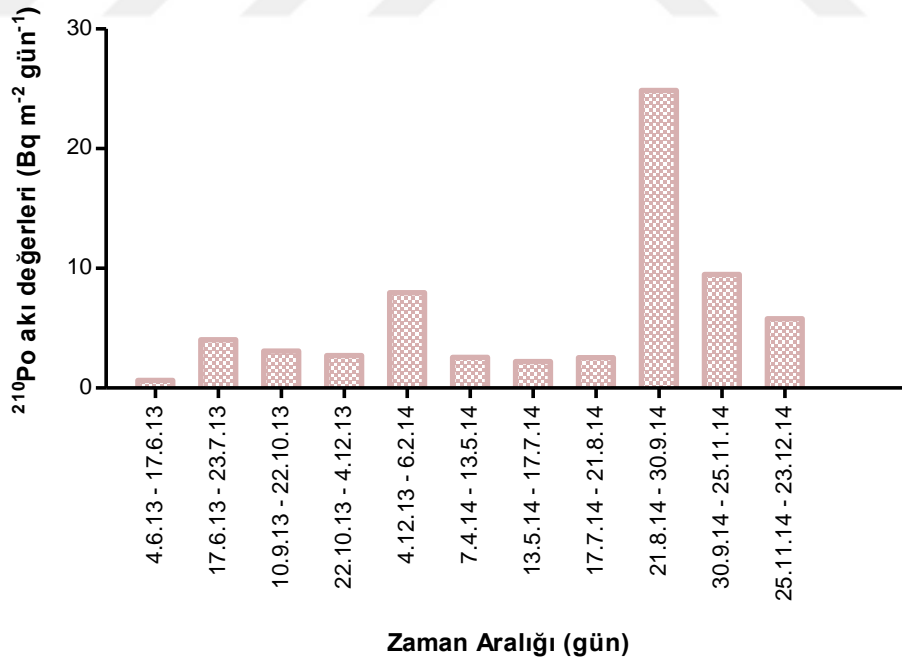
Tablo 4.28: Tuzak-1 ve Tuzak-2 için ^{210}Po akı değerleri.

İstasyon	Örn. No.	^{210}Po akı değerleri ($\text{Bq m}^{-2} \text{gün}^{-1}$)	
		Tarih Aralığı	Toplam
Tuzak-1	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	1,42
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	3,41
	3. örn.	31.07.13 - 20.09.13	5,45
	4. örn.	20.09.13 - 04.12.13	4,47
	5. örn.	04.12.13 - 08.01.14	4,79
	6. örn.	22.01.14 - 27.02.14	9,85
	7. örn.	27.02.14 - 27.03.14	7,72
	8. örn.	02.05.14 - 12.06.14	9,68
	9. örn.	30.09.14 - 05.11.14	7,49
	10. örn.	05.11.14 - 23.12.14	12,98
Ortalama			6,72±3,3*
Tuzak-2	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	0,63
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	4,03
	3. örn.	10.09.13 - 22.10.13	3,09
	4. örn.	22.10.13 - 04.12.13	2,70
	5. örn.	04.12.13 - 06.02.14	7,97
	6. örn.	07.04.14 - 13.05.14	2,55
	7. örn.	13.05.14 - 17.07.14	2,22
	8. örn.	17.07.14 - 21.08.14	2,53
	9. örn.	21.08.14 - 30.09.14	24,9
	10. örn.	30.09.14 - 25.11.14	9,49
	11. örn.	25.11.14 - 23.12.14	5,78
Ortalama			5,98±4,4

*Standart sapma



Şekil 4.7: Tuzak-1 ^{210}Po radyonüklidinin toplam sediment materyalinde akı değerleri.



Şekil 4.8: Tuzak-2 ^{210}Po radyonüklidinin toplam sediment materyalinde akı değerleri.

4.8.TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰Pb AKTİVİTE KONSANTRASYON DEĞERLERİ

Tuzaklardan elde edilen örneklerde, ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonları iki fraksiyonda (<63µm ve >63µm) ve toplam sediment materyalinde belirlenmiştir (Tablo 4.29). Toplam sediment örneğinde, elde edilen en yüksek ²¹⁰Pb aktiviteleri Tuzak-1 ve Tuzak-2’de sırasıyla 399,93±7,04 ve 382,05±10,25 Bq kg⁻¹ olarak; Tuzak-1 için Ağustos-Eylül-2013, Tuzak-2 için Temmuz-Ağustos-2014 döneminde elde edilmiştir. Tuzak-1 için toplam sedimentte ortalama ²¹⁰Pb aktivitesi 274,26±126,83 Bq kg⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Tuzak-2 için toplam sedimentte ortalama ²¹⁰Pb aktivitesi 227,80±6,33 Bq kg⁻¹ olarak hesaplanmıştır.

Elde edilen değerler neticesinde; her iki tuzakta <63µm sediment fraksiyonunda aktivite konsantrasyon değerlerinin >63µm sediment kısımlarına göre anlamlı olarak daha yüksek olduğu görülmüştür ($p<0.05$, Mann-Whitney U testi). Her iki tuzak istasyonunda ortalama değerler göz önünde bulundurulduğunda; ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonları açısından sonuçların birbirine yakın olduğu görülmüştür (Şekil 4.9; Şekil 4.10).

Pb-210 ve ²¹⁰Po açısından aktivite konsantrasyonları değerlendirildiğinde; Tuzak-1 için <63µm ve >63µm fraksiyonda ve toplam sediment materyalinde ²¹⁰Pb radyonüklidinin aktivite konsantrasyon değerlerinin ²¹⁰Po radyonüklidinin aktivite konsantrasyon değerlerinden yüksek olduğu sonucuna varılmıştır (Şekil 4.11–Şekil 4.13; Tablo 4.30). Tuzak-2 için aynı karşılaştırma yapıldığında; <63µm ve >63µm fraksiyonda ve toplam sediment materyalinde ²¹⁰Pb radyonüklidinin aktivite konsantrasyon değerlerinin ²¹⁰Po radyonüklidinin aktivite konsantrasyonlarından yüksek olduğu görülmüştür (Şekil 4.14–Şekil 16; Tablo 4.31).

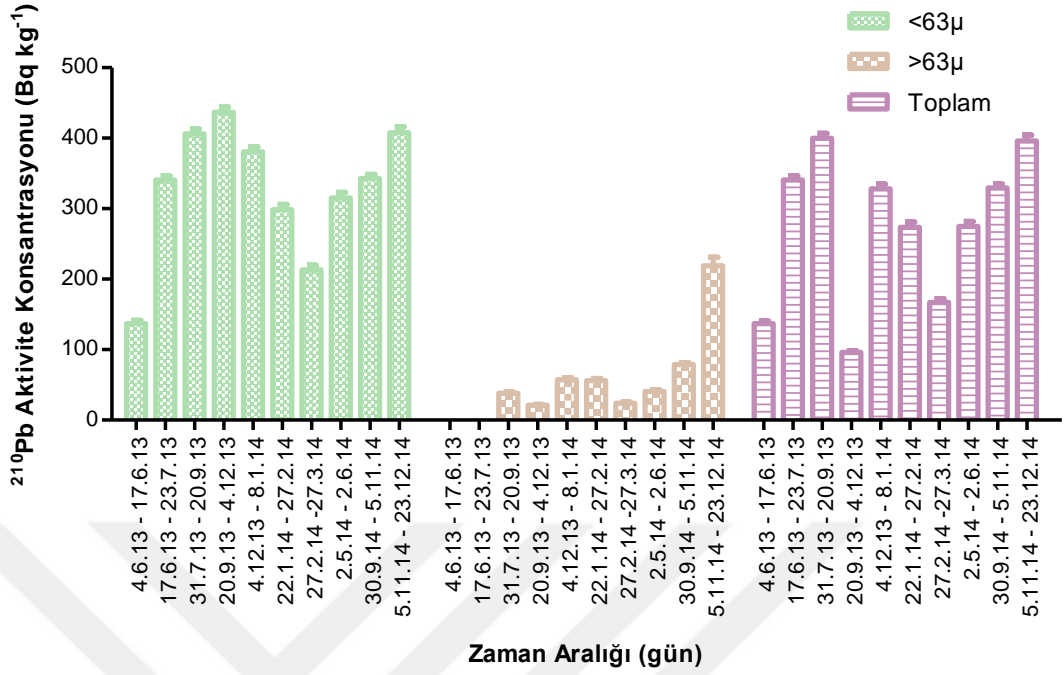
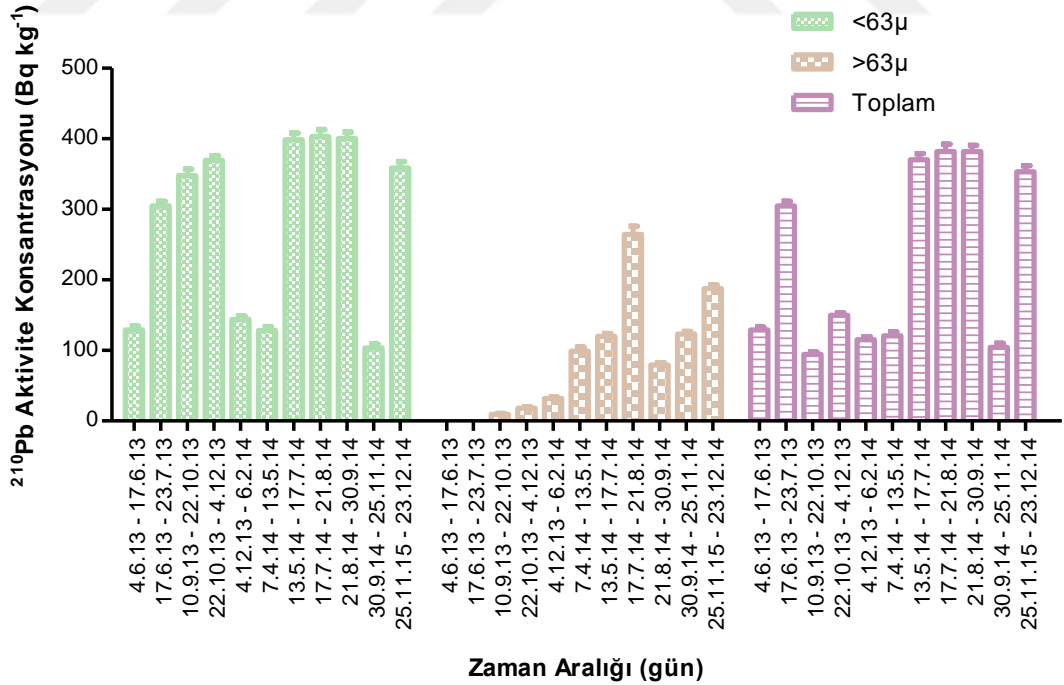
Tablo 4.29: Tuzak sistemlerinde ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonları.

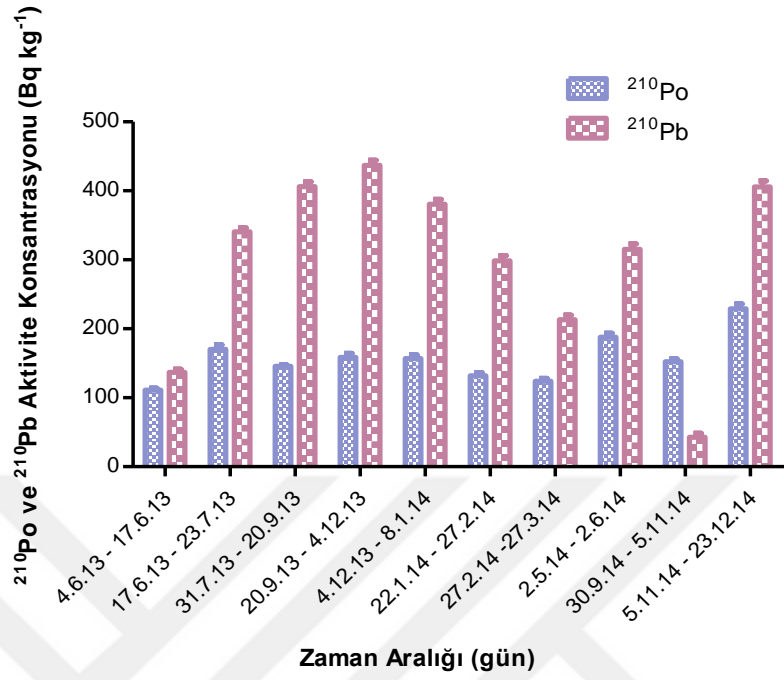
İstasyon	Örn. No.	Tarih Aralığı	²¹⁰ Pb Aktivite Değerleri (Bq kg ⁻¹)		
			<63µm	>63µm	Toplam
Tuzak-1	Dip sed.*	6.06.2013	195,9 ± 4,3	123,2 ± 3,0	177,1 ± 4,0
	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	136,9 ± 3,5	-***	136,9 ± 3,5
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	340,7 ± 5,9	-***	340,7 ± 5,9
	3. örn.	31.07.13 - 20.09.13	405,9 ± 7,1	38,1 ± 1,7	399,9 ± 7,0
	4. örn.	20.09.13 - 04.12.13	436,7 ± 7,7	20,9 ± 1,4	96,1 ± 2,6
	5. örn.	04.12.13 - 08.01.14	380,6 ± 7,2	57,2 ± 2,8	328,1 ± 6,4
	6. örn.	22.01.14 - 27.02.14	298,5 ± 7,6	55,8 ± 3,2	273,7 ± 7,2
	7. örn.	27.02.14 - 27.03.14	212,9 ± 6,7	23,8 ± 2,1	166,7 ± 5,6
	8. örn.	02.05.14 - 12.06.14	315,2 ± 7,9	40,6 ± 2,7	274,7 ± 7,2
	9. örn.	30.09.14 - 05.11.14	342,7 ± 5,8	78,9 ± 2,6	329,3 ± 5,6
	10. örn.	05.11.14 - 23.12.14	405,8 ± 8,4	218,8 ± 5,2	396,2 ± 8,3
Ortalama			327,6 ± 93	66,77 ± 64,31	274,26 ± 107,1
Tuzak-2	Dip sed.	6.06.2013	179,3 ± 5,2	133,2 ± 4,3	165,1 ± 4,9
	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	129,1 ± 3,7	-***	129,1 ± 3,7
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	304,7 ± 6,7	-***	304,7 ± 6,7
	3. örn.	10.09.13 - 22.10.13	347,8 ± 9,2	9,4 ± 1,2	94,5 ± 3,2
	4. örn.	22.10.13 - 04.12.13	369,3 ± 6,7	18,3 ± 1,5	149,9 ± 3,4
	5. örn.	04.12.13 - 06.02.14	143,9 ± 4,9	31,9 ± 2,0	115,1 ± 4,2
	6. örn.	07.04.14 - 13.05.14	127,9 ± 5,5	99,1 ± 5,5	120,8 ± 5,5
	7. örn.	13.05.14 - 17.07.14	398,7 ± 9,4	119,6 ± 4,3	370,2 ± 8,9
	8. örn.	17.07.14 - 21.08.14	403,1 ± 9,9	264,2 ± 11,8	382,1 ± 10,5
	9. örn.	21.08.14 - 30.09.14	400,1 ± 9,3	79,4 ± 3,1	381,8 ± 8,9
	10. örn.	30.09.14 - 25.11.14	103,4 ± 5,5	123,1 ± 3,6	104,5 ± 5,6
	11. örn.	25.11.14 - 23.12.14	358,5 ± 9,1	187,7 ± 5,1	352,9 ± 9,0
Ortalama			280,63 ± 125,9	103,65 ± 83,2	227,8 ± 127,4

*Dip sediment sonuçları ortalamaya dahil edilmemiştir.

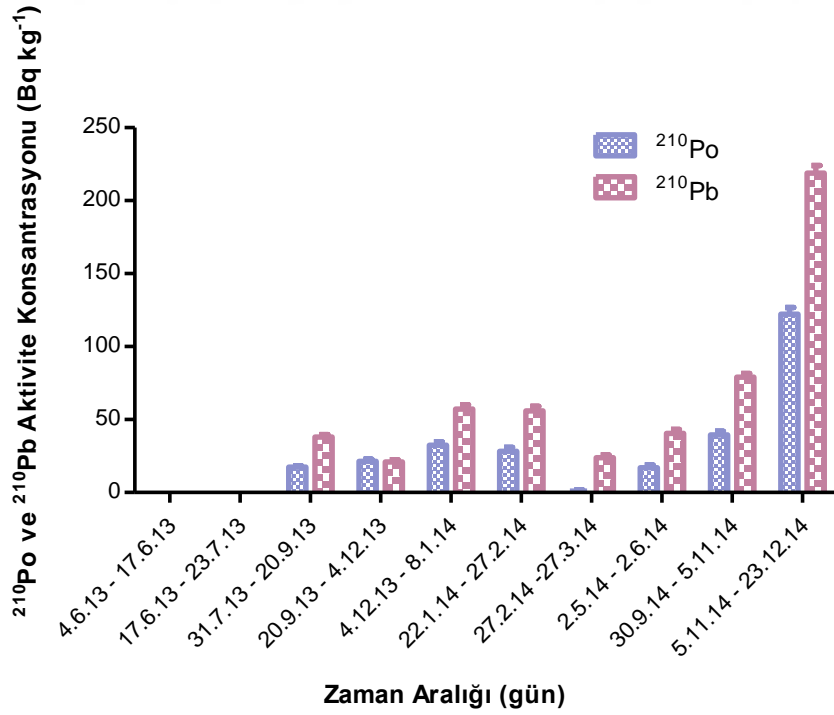
**Toplam belirsizlik

*** Yeterli örnek elde edilememiştir.

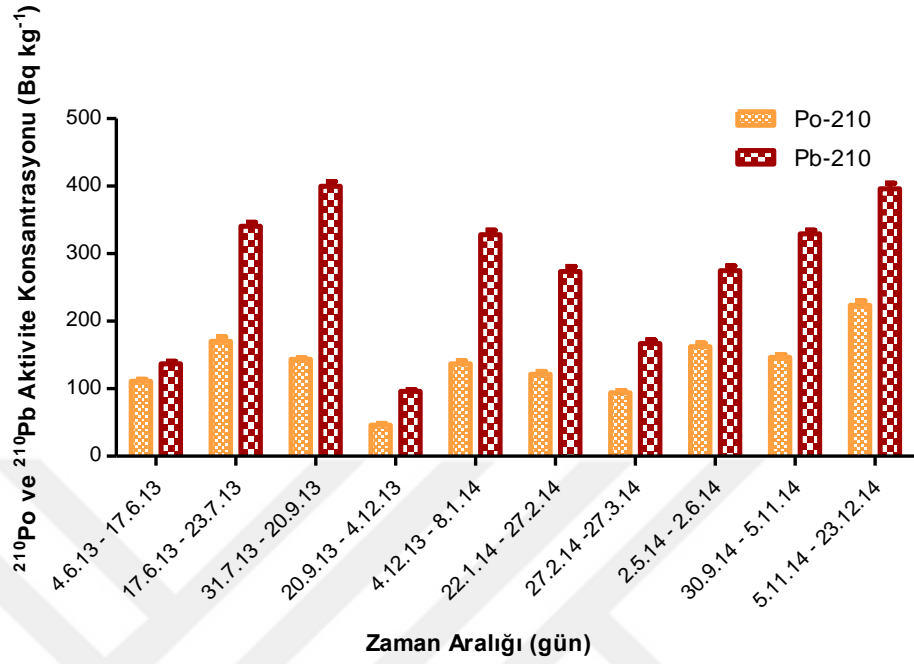
Şekil 4.9: Tuzak-1 ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonları.Şekil 4.10: Tuzak-2 ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonları.



Şekil 4.11: Tuzak-1 <63µm fraksiyonda ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.



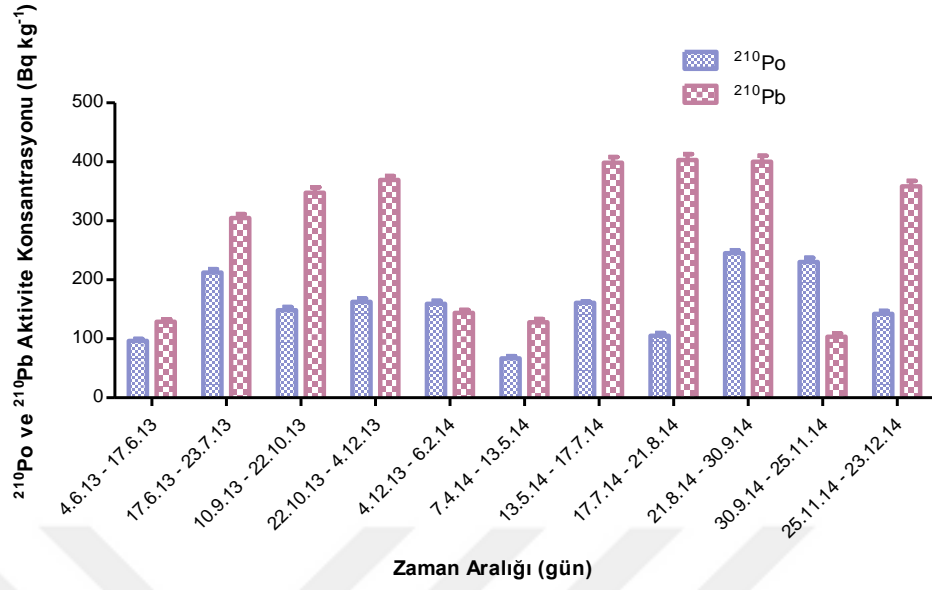
Şekil 4.12: Tuzak-1 >63µm fraksiyonda ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.



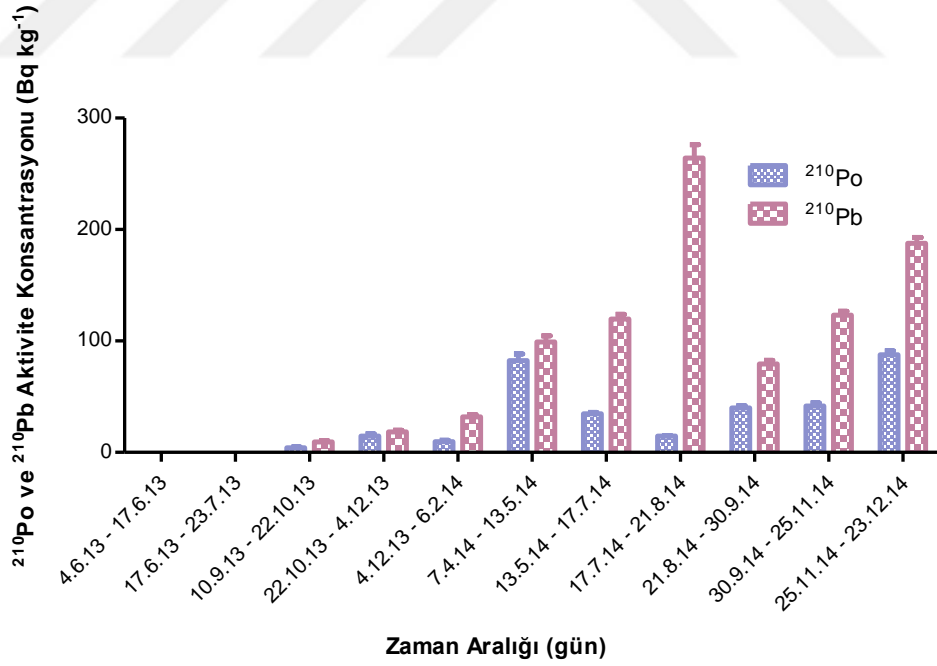
Şekil 4.13: Tuzak-1 toplam sediment materyalinde ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.

Tablo 4.30: Tuzak-1 toplam sediment materyalinde ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.

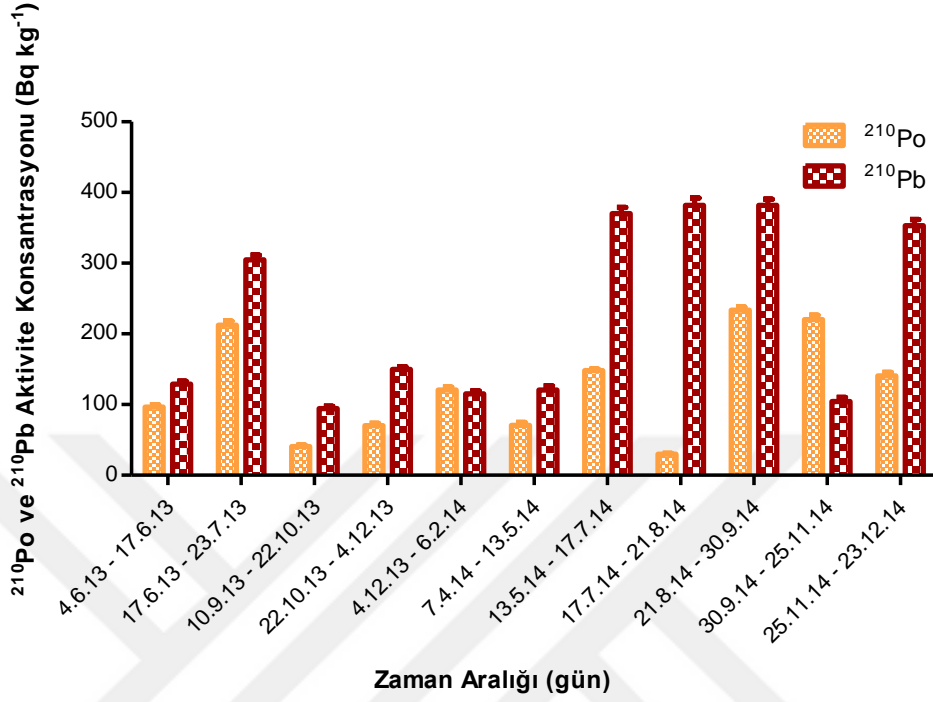
Tarih Aralığı	Örn. No.	Po-210	Pb-210	²¹⁰ Po / ²¹⁰ Pb
04.06.13 - 17.06.13	1. örn.	111,06	136,99	0,81
17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	170,14	340,75	0,50
31.07.13 - 20.09.13	3. örn.	143,52	399,93	0,36
20.09.13 - 04.12.13	4. örn.	46,17	96,15	0,48
04.12.13 - 08.01.14	5. örn.	136,76	328,15	0,42
22.01.14 - 27.02.14	6. örn.	121,26	273,73	0,44
27.02.14 - 27.03.14	7. örn.	93,92	166,74	0,56
02.05.14 - 02.06.14	8. örn.	162,46	274,69	0,59
30.09.14 - 05.11.14	9. örn.	146,66	329,31	0,45
05.11.14 - 23.12.14	10. örn.	223,46	396,18	0,56



Şekil 4.14: Tuzak-2 <63µm fraksiyonda ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.



Şekil 4.15: Tuzak-2 >63µm fraksiyonda ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.



Şekil 4.16: Tuzak-2 toplam sediment materyalinde ^{210}Po ve ^{210}Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.

Tablo 4.31: Tuzak-2 toplam sediment materyalinde ^{210}Po ve ^{210}Pb aktivite konsantrasyonlarının karşılaştırılması.

Tarih Aralığı	Örn. No.	Po-210	Pb-210	$^{210}\text{Po} / ^{210}\text{Pb}$
04.06.13 - 17.06.13	1. örn.	96,3	129,16	0,75
17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	212,46	304,72	0,70
10.09.13 - 22.10.13	3. örn.	40,51	94,48	0,43
22.10.13 - 04.12.13	4. örn.	70,08	149,94	0,47
04.12.13 - 06.02.14	5. örn.	120,77	115,17	1,05
07.04.14 - 13.05.14	6. örn.	70,68	120,83	0,58
13.05.14 - 17.07.14	7. örn.	148,14	370,2	0,40
17.07.14 - 21.08.14	8. örn.	29,9	382,05	0,08
21.08.14 - 30.09.14	9. örn.	233,52	381,77	0,61
30.09.14 - 25.11.14	10. örn.	220,04	104,5	2,11
25.11.14 - 23.12.14	11. örn.	140,46	352,99	0,40

4.9.TUZAK ÖRNEKLERİNDE ²¹⁰Pb RADYONÜKLİDİNİN AKI DEĞERLERİ

Sediment tuzaklarında elde edilen ²¹⁰Pb radyonüklidinin aktivite konsantrasyon değerleri ve örnekleme periyodları göz önünde bulundurularak, toplam sediment materyalindeki akı değerleri hesaplanmıştır (Tablo 4.32; Şekil 4.17; Şekil 4.18). Tuzak-1 için toplam sediment materyalinde elde edilen akı değer aralıkları 1,75 – 23 Bq m⁻²gün⁻¹ olarak elde edilmiştir. Toplam sedimentte en yüksek akı değerinin 23 Bq m⁻² gün⁻¹ olarak Kasım-Aralık-2014 döneminde elde edildiği görülmüştür. Tuzak-2 için toplam sediment materyalinde elde edilen akı değer aralıkları 0,84 – 40,63 Bq m⁻²gün⁻¹ olarak elde edilmiştir. Toplam sedimentte ise en yüksek akı değerinin (40,63 Bq m⁻² gün⁻¹) Eylül-2014 periyodunda olduğu görülmüştür.

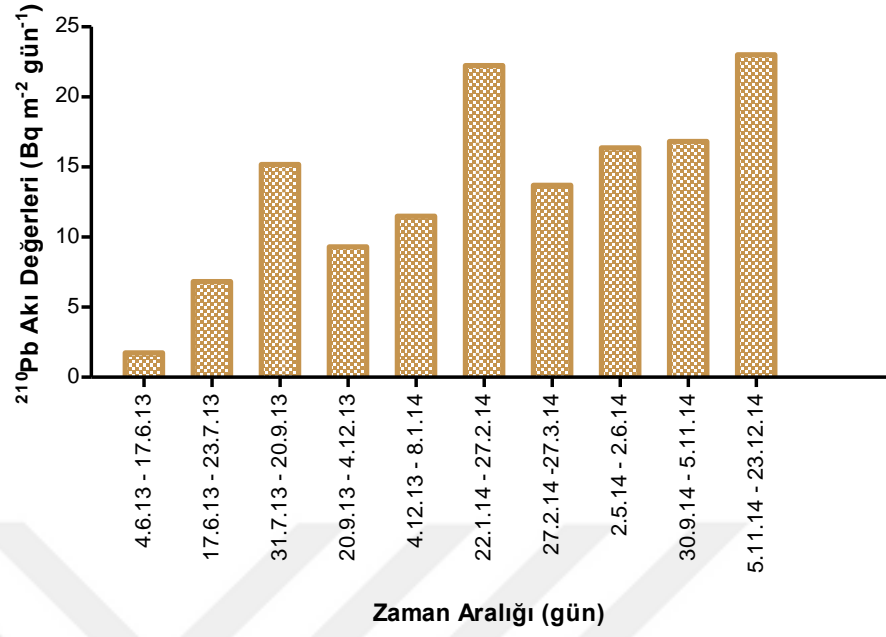
Sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda; her iki tuzak sisteminde toplam sediment materyalindeki ortalama ²¹⁰Pb akı değerlerinin birbirine yakın olduğu gözlemlenmiştir (Tablo 4.32; Şekil 4.17; Şekil 4.18). Tuzak-1 ve Tuzak-2 sistemleri için; en düşük akı değerlerinin ise Haziran-2013 döneminde olduğu görülmüştür. Tuzak-1 için toplam sediment materyalinde en yüksek ²¹⁰Pb akı değerlerinin elde edildiği dönem ile partikül akı değerinin elde edildiği dönemin benzer olmadığı tespit edilirken, Tuzak-2 için her iki değer elde edildiği dönemlerin uyumlu olduğu görülmüştür. Toplam sediment miktarındaki değerler açısından incelendiğinde; Tuzak-1 için en yüksek akı ve aktivite konsantrasyon değerlerinin elde edildiği dönemlerin farklı olduğu görülürken Tuzak-2 için genel olarak benzer olduğu gözlemlenmiştir (Tablo 4.29; Tablo 4.32).

Her iki tuzakta ²¹⁰Pb ve ²¹⁰Po akı değerleri karşılaştırıldığında; Tuzak-1 sistemi için ²¹⁰Pb radyonüklidinin örnekleme periyotlarında akı değerlerinin genel olarak ²¹⁰Po radyonüklidi akı değerlerinden yüksek olduğu belirlenmiştir. Benzer durumun Tuzak-2 sistemi içinde geçerli olduğu görülmüştür (Şekil 4.19; Şekil 4.20).

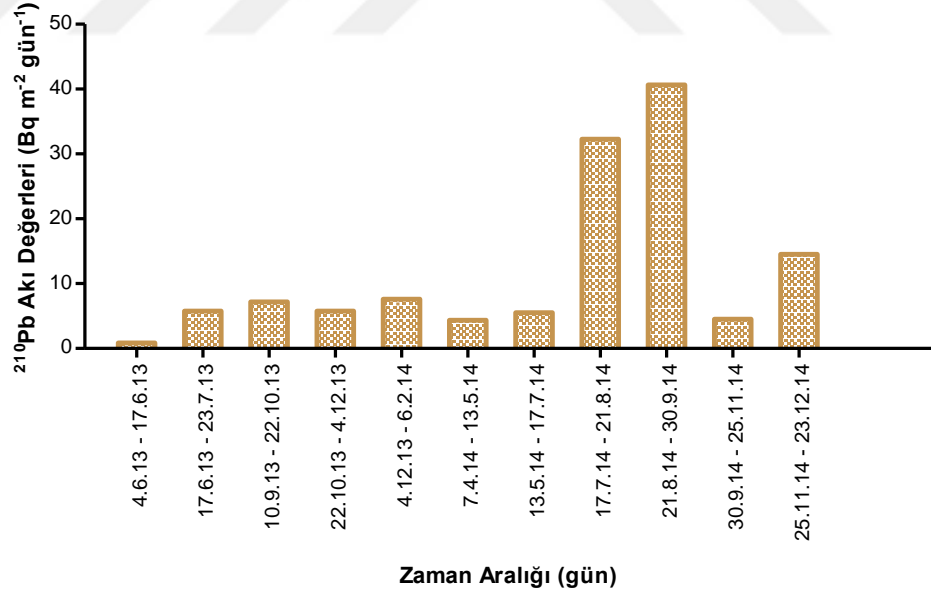
Tablo 4.32: Tuzak-1 ve Tuzak-2 ²¹⁰Pb akı değerleri.

İstasyon	Örn. No.	Tarih Aralığı	²¹⁰ Pb akı değerleri (Bq m ⁻² gün ⁻¹)
			Toplam
Tuzak-1	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	1,75
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	6,83
	3. örn.	31.07.13 - 20.09.13	15,18
	4. örn.	20.09.13 - 04.12.13	9,30
	5. örn.	04.12.13 - 08.01.14	11,49
	6. örn.	22.01.14 - 27.02.14	22,24
	7. örn.	27.02.14 - 27.03.14	13,70
	8. örn.	02.05.14 - 12.06.14	16,36
	9. örn.	30.09.14 - 05.11.14	16,83
	10. örn.	05.11.14 - 23.12.14	23,00
Ortalama			13,67±6,3*
Tuzak-2	1. örn.	04.06.13 - 17.06.13	0,84
	2. örn.	17.06.13 - 23.07.13	5,78
	3. örn.	10.09.13 - 22.10.13	7,20
	4. örn.	22.10.13 - 04.12.13	5,78
	5. örn.	04.12.13 - 06.02.14	7,60
	6. örn.	07.04.14 - 13.05.14	4,36
	7. örn.	13.05.14 - 17.07.14	5,54
	8. örn.	17.07.14 - 21.08.14	32,28
	9. örn.	21.08.14 - 30.09.14	40,63
	10. örn.	30.09.14 - 25.11.14	4,51
	11. örn.	25.11.14 - 23.12.14	14,54
Ortalama			11,73±10,2

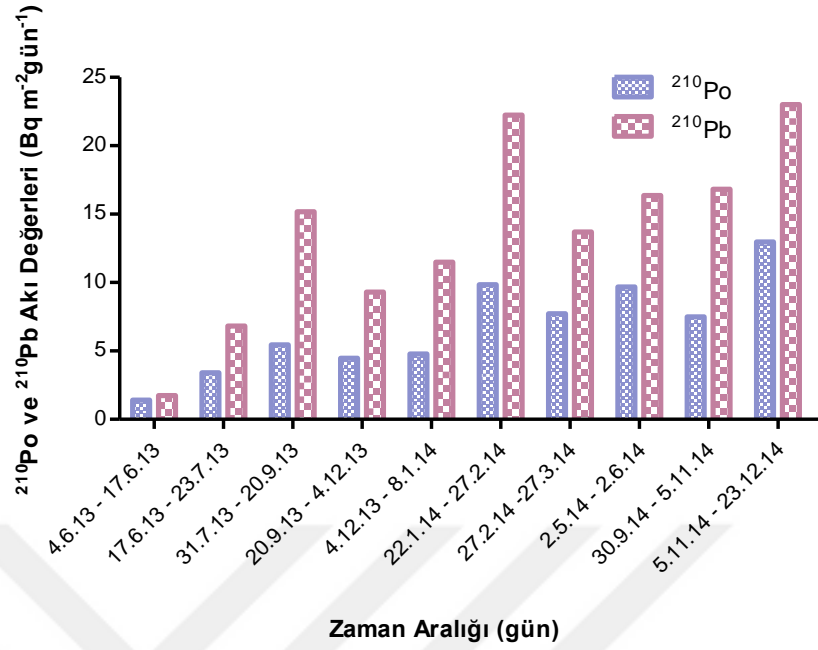
*Standart sapma



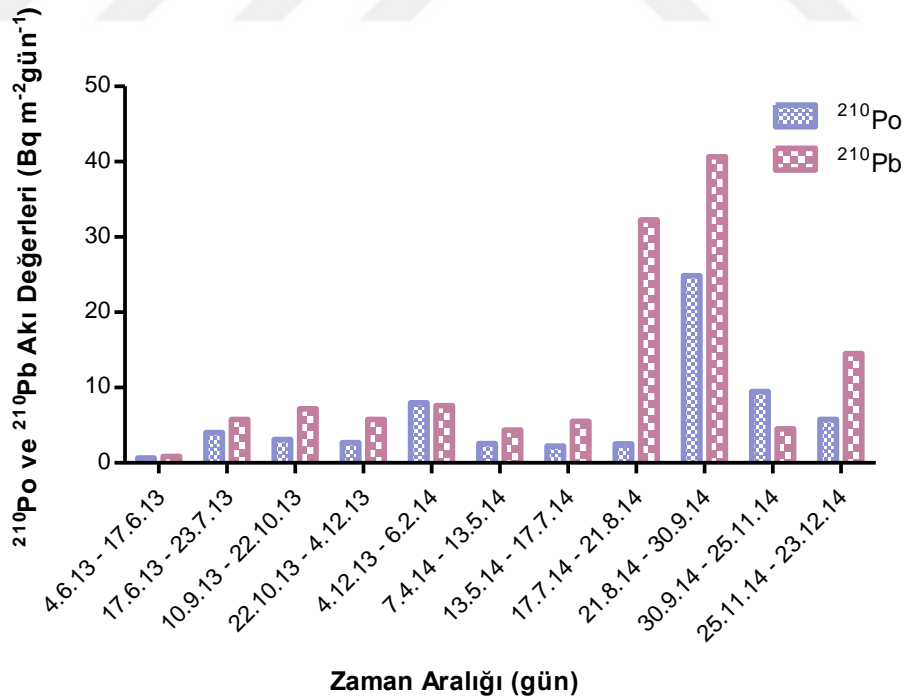
Şekil 4.17: Tuzak-1 ^{210}Pb radyonüklidinin akı değerleri.



Şekil 4.18: Tuzak-2 ^{210}Pb radyonüklidinin akı değerleri.



Şekil 4.19: Tuzak-1 sediment materyalinde ^{210}Po ve ^{210}Pb akı değerlerinin karşılaştırılması.



Şekil 4.20: Tuzak-2 toplam sediment materyalinde ^{210}Po ve ^{210}Pb akı değerlerinin karşılaştırılması.

4.10. TUZAK ÖRNEKLERİNDE METAL KONSANTRASYON DEĞERLERİ

Yapılan tez çalışması kapsamında; her bir örnekleme döneminde, tuzak sistemlerinden elde edilen sediment örneklerinde bazı metallerin konsantrasyonları (Ag, Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, V, Zn) belirlenmiştir (Tablo 4.33; Tablo 4.34; Tablo 4.35). Sonuçlar genel olarak değerlendirildiğinde; Ag, Al, As, Cr, Cu, Mn, Tl, V ve Zn metalleri için $<63\mu\text{m}$ ve $>63\mu\text{m}$ fraksiyonlar arasında istatistiksel olarak önemli bir fark olduğu görülmüştür ($p<0.05$, Mann-Whitney U testi). Dip sediment örneklerinde ise $<63\mu\text{m}$ ve $>63\mu\text{m}$ fraksiyonları arasında istatistiksel analiz yapılamamıştır. Dip sedimentinde elde edilen metal konsantrasyonlarının, her iki tuzak için, genel olarak tuzak sedimentinde elde edilen toplam ortalama değerlerden yüksek olduğu sonucuna varılmıştır (Tablo 4.35; Şekil 4.21- Şekil 4.30). Toplam sediment materyalinde ortalama metal konsantrasyonları, Tuzak-1 sedimenti için $\text{Fe}>\text{Al}>\text{K}>\text{Mn}>\text{Zn}>\text{Cr}>\text{V}>\text{Pb}>\text{Cu}>\text{Ni}>\text{Co}>\text{As}>\text{Sn}>\text{Mo}>\text{Sb}>\text{Ag}>\text{Cd}>\text{Tl}$ şeklinde sıralanırken; Tuzak-2 sedimenti için $\text{Fe}>\text{Al}>\text{K}>\text{Mn}>\text{Zn}>\text{Cu}>\text{Cr}>\text{Pb}>\text{Ni}>\text{V}>\text{Sn}>\text{Co}>\text{As}>\text{Mo}>\text{Sb}>\text{Ag}>\text{Cd}>\text{Tl}$ şeklinde sıralanmaktadır. Her iki tuzak sisteminde, toplam sedimentte ortalama metal konsantrasyonları açısından elde edilen sıralamanın birbirine benzer olduğu görülmüştür.

Tablo 4.33: Tuzak-1 sedimentinde <63µm altı ve >63 µm fraksiyonlarda metal konsantrasyon değerleri.

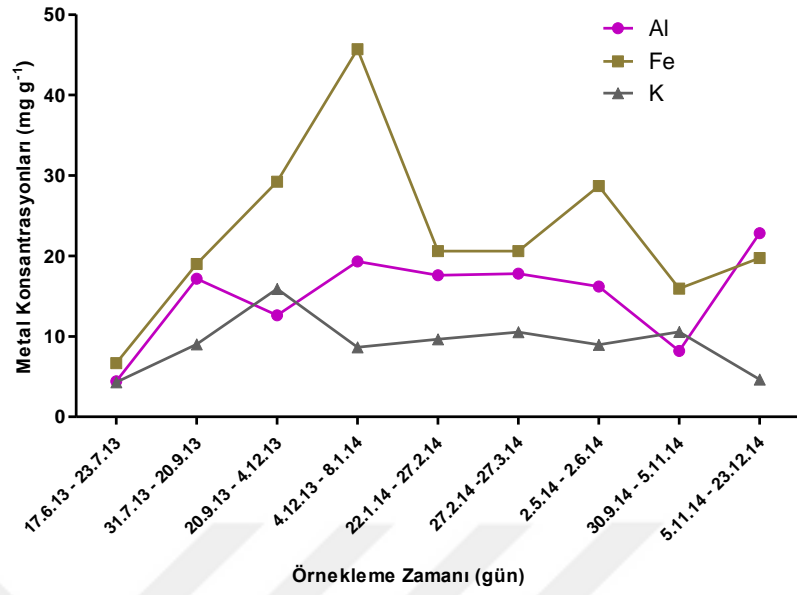
Örn. Zamanı ve Fraksiyon	Ag µg/g	Al mg/g	As µg/g	Cd µg/g	Co µg/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Fe mg/g	K mg/g	Mn µg/g	Mo µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Sb µg/g	Sn µg/g	Tl µg/g	V µg/g	Zn µg/g
Dip sed. <63µm	1,8	14,2	15,0	0,9	14,0	150,8	191,0	19,6	8,7	218,8	10,7	63,2	81,2	1,3	12,5	0,6	109,1	246,4
Dip sed. >63µm	1,3	3,5	13,6	0,7	9,7	75,7	181,1	7,6	5,3	235,1	13,7	51,7	75,9	1,3	13,4	0,3	78,4	273,6
3.örn <63 µm	1,6	16,2	12,6	0,4	11,0	300,8	183,2	18,0	8,0	461,4	4,7	183,2	100,7	1,8	14,2	0,3	300,8	240,6
4.örn <63 µm	0,7	6,6	9,0	0,6	9,7	100,6	126,8	14,4	7,0	262,5	1,6	45,4	311,5	1,1	10,0	0,2	57,9	378,9
4.örn >63 µm	0,9	7,1	5,2	0,2	11,7	15,0	35,0	17,9	10,7	343,0	2,5	12,0	72,0	0,6	5,3	0,4	109,0	52,0
5.örn <63 µm	0,8	16,7	26,3	0,4	16,6	163,7	190,6	31,4	6,5	338,0	6,4	190,6	97,7	3,7	32,1	0,2	163,7	195,3
5.örn >63 µm	0,2	11,3	22,4	0,5	26,9	85,6	107,6	82,7	8,0	953,6	9,2	107,6	468,3	3,6	23,2	0,2	85,6	193,7
6.örn <63 µm	0,6	15,4	8,3	0,6	8,3	92,8	69,8	15,8	7,6	205,5	1,6	69,8	58,2	1,0	4,9	0,3	92,8	155,7
6.örn >63 µ	0,3	12,8	4,1	0,3	11,4	43,0	34,6	38,2	11,4	745,8	2,3	34,6	38,0	0,5	1,8	0,3	43,0	87,8
7.örn <63 µm	0,7	15,7	8,3	0,6	9,4	98,4	66,2	15,8	7,6	235,8	1,7	66,2	64,2	1,0	4,3	0,3	98,4	195,5
7.örn >63 µm	0,1	5,7	5,3	0,5	12,3	29,3	23,2	16,5	8,8	353,5	1,7	23,2	41,1	0,5	0,6	0,2	29,3	316,9
9.örn <63 µm	0,5	7,0	7,7	0,6	9,3	123,9	83,7	14,1	9,2	273,7	1,6	83,7	47,7	0,8	3,5	0,2	123,9	218,4
9.örn >63 µm	0,4	3,7	5,4	0,1	10,7	46,3	59,3	18,1	8,1	790,7	2,4	59,3	21,5	3,4	1,8	0,2	46,3	96,5
10.örn <63 µm	1,2	21,2	9,7	0,4	9,1	115,0	107,0	17,7	3,6	353,0	1,0	44,0	60,0	0,0	2,8	0,2	48,0	146,0
10.örn >63 µm	0,6	13,3	9,7	8,5	7,1	84,0	84,0	21,3	1,8	344,0	3,3	37,0	71,0	0,1	3,3	0,1	33,0	799,0

Tablo 4.34: Tuzak-2 sedimentinde <63µm altı ve >63 µm fraksiyonlarda metal konsantrasyon değerleri.

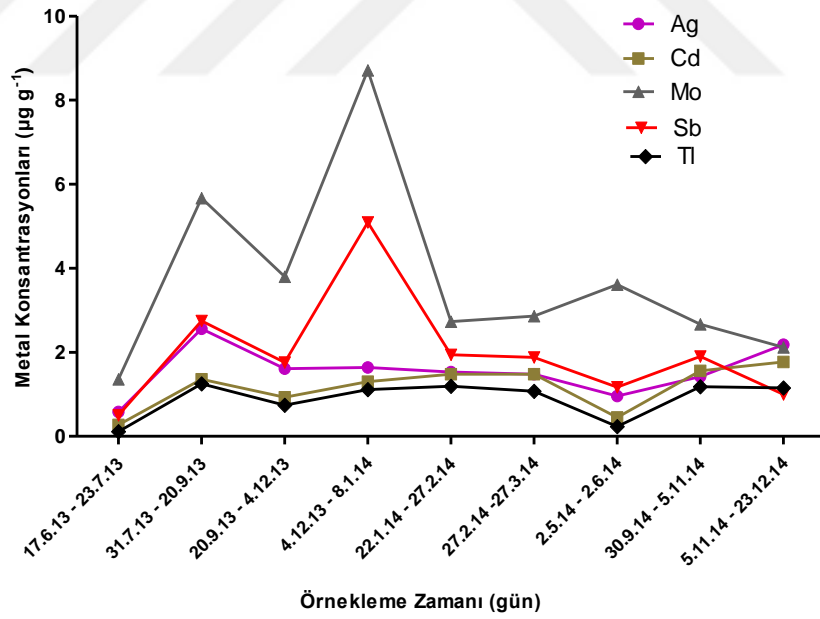
Örn. Zamanı ve Fraksiyon	Ag µg/g	Al mg/g	As µg/g	Cd µg/g	Co µg/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Fe mg/g	K mg/g	Mn µg/g	Mo µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Sb µg/g	Sn µg/g	Tl µg/g	V µg/g	Zn µg/g
Dip sed. <63µm	1,8	14,8	13,8	0,9	13,8	144,4	197,9	20,6	8,7	216,5	10,6	58,1	394,0	1,4	15,0	0,6	106,1	245,6
Dip sed. >63µm	1,4	10,8	13,1	0,7	12,3	95,9	178,5	18,3	5,3	258,0	12,2	49,9	257,6	1,4	16,4	0,3	67,8	257,7
4. örn <63 µm	0,7	15,8	8,9	0,6	10,1	161,8	192,2	20,4	8,9	313,4	3,0	192,2	309,9	1,2	12,0	0,3	161,8	466,8
4. örn >63 µm	0,3	3,2	8,1	0,3	16,9	35,3	56,1	34,6	9,7	507,6	4,1	56,1	192,4	0,8	2,5	0,3	35,3	181,3
5. örn <63 µm	1,8	11,6	14,6	1,1	13,2	169,8	365,5	19,6	7,1	350,7	4,0	365,5	218,6	2,6	53,6	0,3	169,8	619,2
5. örn >63 µm	0,9	10,1	7,1	0,6	12,0	75,2	134,3	23,2	7,3	574,0	2,7	74,8	116,6	1,3	16,4	0,2	72,9	211,8
6. örn <63 µm	0,8	3,8	7,9	0,8	7,3	165,8	147,0	7,6	5,5	166,4	5,6	60,4	84,2	1,4	13,2	0,1	45,3	272,3
6. örn >63 µm	1,2	8,1	7,5	0,7	9,6	134,2	136,1	11,5	5,6	277,1	6,7	61,0	90,3	1,2	11,1	0,2	52,8	260,5
7. örn <63 µm	0,7	13,0	6,5	0,7	8,0	131,7	115,6	12,1	6,1	221,7	3,3	41,0	77,3	1,1	9,3	0,2	43,1	205,9
7. örn >63 µm	0,5	3,2	3,0	0,4	6,0	31,7	40,5	5,0	3,4	201,7	1,4	21,0	32,5	0,5	3,5	0,1	22,4	129,6
8. örn <63 µm	0,9	11,5	6,1	0,4	8,3	122,9	122,9	12,1	6,9	294,4	1,5	36,4	73,8	1,1	8,9	0,2	46,0	231,2
8. örn >63 µm	0,6	5,1	3,7	0,5	6,8	55,6	65,0	5,3	4,1	355,4	1,4	25,3	53,7	0,6	4,5	0,1	28,0	154,7
9. örn <63 µm	1,0	15,3	8,0	0,7	11,3	204,9	156,7	15,3	7,5	348,6	2,8	50,2	90,0	1,1	10,9	0,2	65,9	285,8
9. örn >63 µm	0,3	2,9	3,6	0,4	6,2	67,3	33,3	14,2	2,5	428,9	2,2	19,7	39,6	0,3	2,3	0,1	19,8	138,0
10. örn <63 µm	1,0	18,7	8,0	0,3	7,6	133,2	96,2	14,0	4,2	434,9	1,4	38,6	57,0	0,1	4,4	0,2	41,0	159,5
10. örn >63 µm	0,7	5,8	3,5	0,2	4,2	77,3	52,5	5,2	1,2	446,8	2,0	26,5	28,3	0,1	5,7	0,1	17,0	82,1
11. örn <63 µm	0,6	15,5	7,4	0,2	6,7	84,6	69,3	12,8	4,0	295,1	1,0	30,9	36,8	0,1	2,2	0,2	36,8	99,8
11. örn >63 µm	0,2	4,6	2,8	0,2	4,2	88,1	34,4	7,6	1,0	252,2	2,3	42,8	61,2	0,1	3,0	0,0	16,0	107,5

Tablo 4.35: Tuzak-1 ve Tuzak-2 toplam sediment materyalinde metal konsantrasyon değerleri.

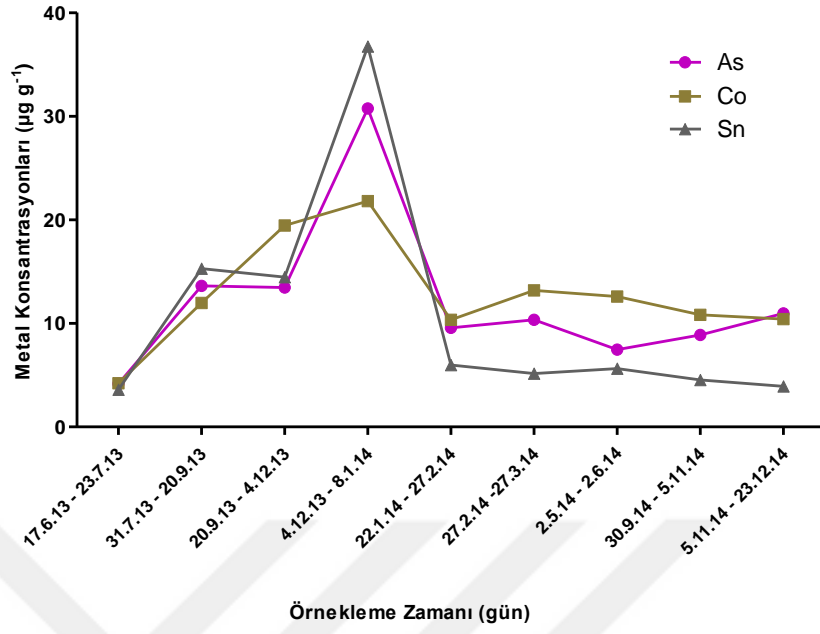
İstasyon No	Tarih Aralığı	Örn. no	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	Tl	V	Zn
			µg/g	mg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	mg/g	mg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
Tuzak-1	17.06.2013	Dip sed.	2,84*	15,8	19,3	1,80	17,25	171,2	238,7	22,93	10,80	318,1	14,96	77,29	201,7	2,34	16,71	1,43	130,2	318,1
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	0,58	4,41	4,17	0,27	4,23	46,6	69,2	6,67	4,30	92,7	1,36	69,19	43,7	0,50	3,61	0,11	46,6	116,0
	31.07.13 - 20.09.13	3. örn.	2,56	17,2	13,6	1,36	11,98	301,8	184,2	18,99	9,01	462,4	5,67	184,18	101,7	2,75	15,30	1,25	301,8	241,6
	20.09.13 - 04.12.13	4. örn.	1,61	12,6	13,5	0,93	19,46	113,0	155,6	29,22	15,90	543,6	3,80	55,40	370,6	1,76	14,47	0,74	147,3	421,7
	04.12.13 - 08.01.14	5. örn.	1,64	19,3	30,7	1,30	21,80	178,4	208,9	45,69	8,66	493,5	8,71	208,90	174,5	5,09	36,73	1,11	178,4	227,6
	22.01.14 - 27.02.14	6. örn.	1,53	17,6	9,58	1,48	10,34	98,1	74,3	20,59	9,66	282,6	2,73	74,26	63,0	1,94	5,99	1,19	98,1	165,6
	27.02.14 - 27.03.14	7. örn.	1,48	17,8	10,3	1,48	13,19	106,3	72,6	20,59	10,53	322,6	2,86	72,56	74,9	1,88	5,16	1,07	106,3	273,4
	02.05.14 - 12.06.14	8. örn.	0,96	16,2	7,46	0,45	12,60	149,8	113,8	28,69	8,96	494,4	3,61	113,80	189,9	1,17	5,63	0,23	149,8	204,3
	30.09.14 - 05.11.14	9. örn.	1,42	8,18	8,89	1,56	10,82	127,2	87,6	15,93	10,55	314,8	2,67	87,64	49,7	1,90	4,54	1,18	127,2	224,2
	05.11.14 - 23.12.14	10. örn.	2,18	22,8	10,9	1,77	10,41	120,3	112,3	19,74	4,64	371,6	2,12	46,84	64,6	1,00	3,92	1,15	50,6	187,9
		Ortalama		1,55	15,13	12,14	1,18	12,76	137,9	119,8	22,9	9,13	375,3	3,73	101,42	125,8	2,00	10,59	0,89	134,0
	S.D.		0,59	5,32	7,56	0,52	5,19	71,2	51,7	10,84	3,42	141,0	2,23	57,50	106,0	1,33	10,76	0,44	76,8	85,4
Tuzak-2	17.06.2013	Dip sed.	2,95	18,8	18,5	1,81	18,24	174,5	253,5	26,95	10,99	296,5	15,02	74,11	479,5	2,56	20,74	1,36	127,7	325,5
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	0,99	11,7	8,5	0,53	8,23	92,4	145,8	13,86	6,11	200,6	1,90	145,77	119,1	1,80	7,71	0,19	92,4	279,0
	10.09.13 - 22.10.13	3. örn.	0,82	12,8	9,4	0,52	9,95	116,3	151,0	16,63	7,20	266,0	2,36	150,97	212,1	1,57	11,46	0,22	116,3	398,9
	22.10.13 - 04.12.13	4. örn.	1,31	18,1	14,3	1,12	21,06	184,3	227,7	42,37	15,37	631,0	5,97	227,66	430,5	2,12	14,00	0,82	184,3	580,5
	04.12.13 - 06.02.14	5. örn.	2,75	14,9	17,1	1,99	17,05	189,9	400,8	26,30	9,68	499,1	5,45	385,48	249,3	3,68	58,60	1,08	189,3	674,5
	07.04.14 - 13.05.14	6. örn.	1,85	6,6	10,5	1,69	10,41	199,6	181,3	11,19	7,63	235,5	8,05	76,15	107,3	2,55	16,74	0,94	59,0	337,3
	13.05.14 - 17.07.14	7. örn.	1,67	14,2	7,7	1,62	9,47	135,8	120,6	13,51	7,37	243,2	4,31	44,02	81,5	2,08	10,59	1,09	46,3	220,0
	17.07.14 - 21.08.14	8. örn.	1,86	13,1	7,5	1,34	10,22	132,2	133,6	13,70	8,37	349,2	2,50	41,06	82,8	1,99	10,42	1,03	51,1	255,5
	21.08.14 - 30.09.14	9. örn.	1,98	16,4	9,1	1,65	12,56	209,7	159,5	17,09	8,56	374,1	3,89	52,27	93,2	2,04	11,94	1,17	68,0	294,6
	30.09.14 - 25.11.14	10. örn.	1,98	19,9	9,1	1,30	8,79	138,4	100,0	15,20	5,20	460,2	2,45	40,94	59,5	1,03	5,66	1,13	42,9	164,9
	25.11.14 - 23.12.14	11. örn.	1,57	16,6	8,4	1,20	7,82	88,4	71,4	13,98	5,02	304,2	2,02	33,20	39,7	1,04	3,26	1,12	38,3	104,3
	Ortalama		1,68	14,4	10,2	1,30	11,56	148,7	169,17	18,38	8,05	356,3	3,89	119,75	147,5	1,99	15,04	0,88	88,8	330,9
	S.D.		0,55	3,7	3,1	0,48	4,27	44,33	91,98	9,37	2,96	137,2	2,06	113,53	119,2	0,76	15,79	0,37	56,9	178,2



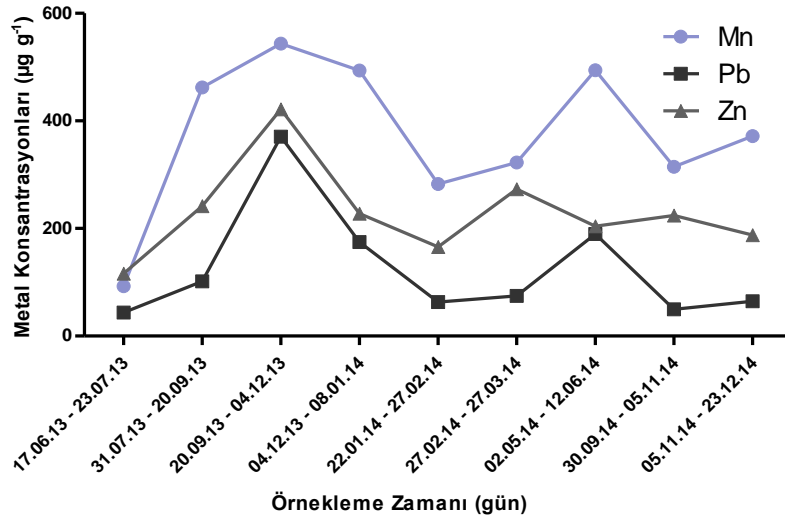
Şekil 4.21: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



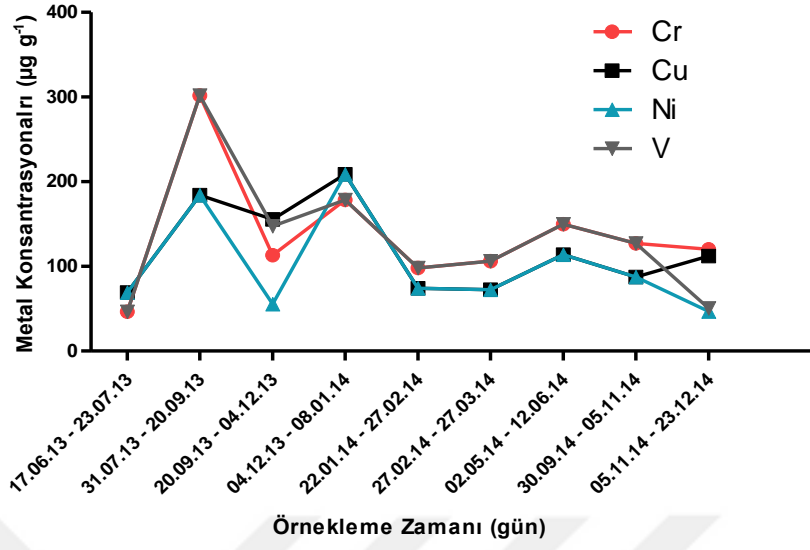
Şekil 4.22: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



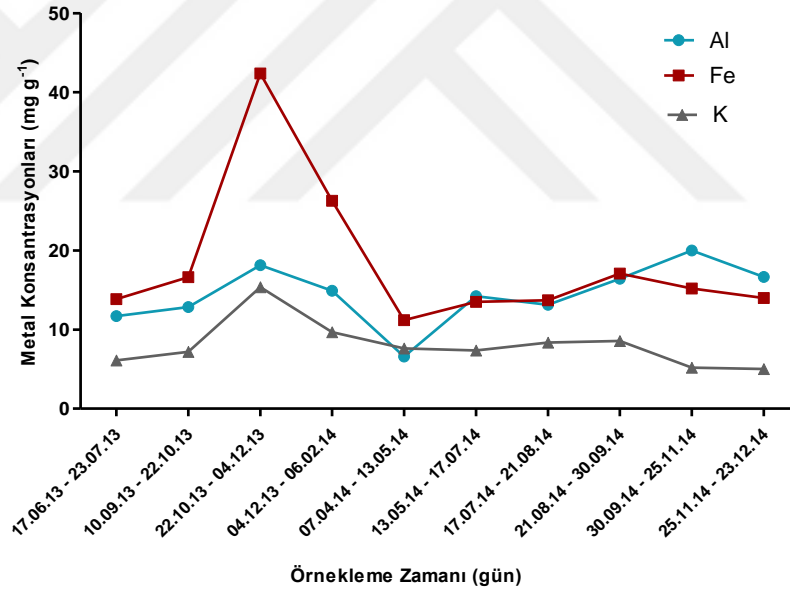
Şekil 4.23: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



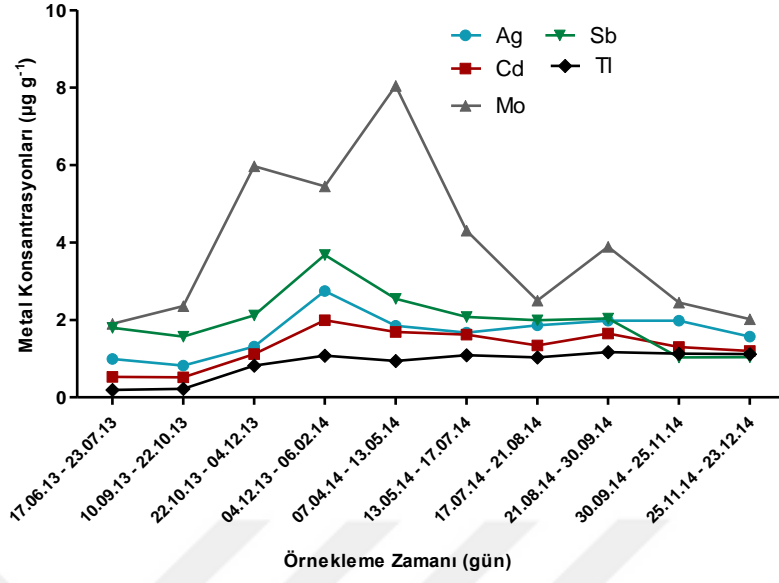
Şekil 4.24: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



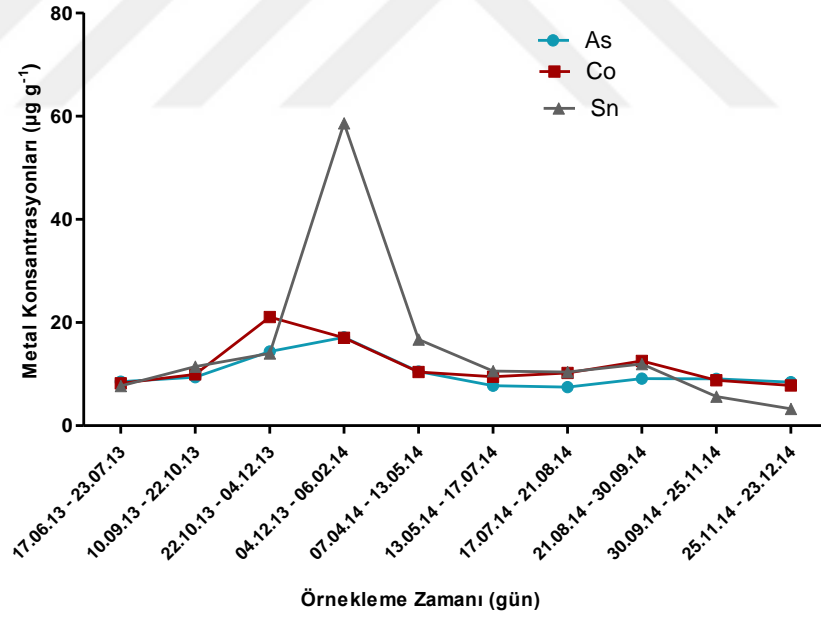
Şekil 4.25: Tuzak-1 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



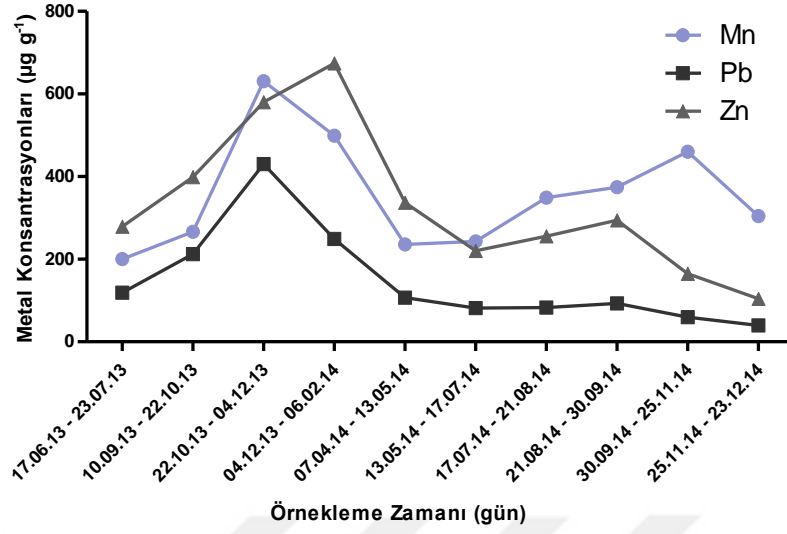
Şekil 4.26: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



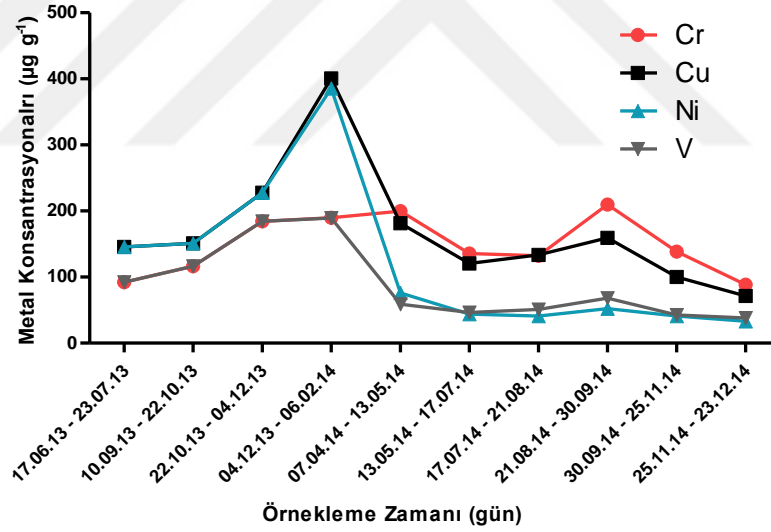
Şekil 4.27: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



Şekil 4.28: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



Şekil 4.29: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.



Şekil 4.30: Tuzak-2 sedimentinde metal konsantrasyon değerleri.

Zenginleşme Faktörü İndeksi (EF); nehirlerin, haliçlerin, göllerin ve körfezlerin ağır metal kaynaklarını belirlemek ve ağır metal konsantrasyonlarına etki eden yapay kaynakların kirlilik statüsünü ortaya çıkarmak için yaygın olarak kullanılmaktadır (Brady ve diğ., 2014; Gao ve diğ., 2014). Asıl olarak, background metal konsantrasyonları ve

yapay kaynaklar tarafından oluşmaların etkisini ayırt etmek için zenginleşme faktörleri hesaplanır. Bir eser metal için zenginleşme faktörü şu şekilde hesaplanır (Rule, 1986; Conrad ve diğ., 2007).

$$EF = \frac{(C_n/C_{Ref})_{\text{örnek}}}{(C_n/C_{Ref})_{\text{Background}}} \quad (4.1)$$

Burada; C_n metal elementinin konsantrasyonu, C_{Ref} ise normalizasyon için kullanılan referans elementin konsantrasyonudur. Endüstriyel ve kentsel deşarjlar nedeniyle, zenginleşmiş metallerin konsantrasyonları; Al, Fe ve Ti gibi litojenik elementlerin konsantrasyonları kullanılarak normalize edilir (Tuncer ve diğ., 2001; Zourarah ve diğ., 2007). Tez çalışmasında, jeokimyasal normalizasyon için referans kaynak olarak Fe kullanılmıştır. Kabuktaki yüksek bolluğu, nötral ve alkalın ortamlarda düşük çözünürlüğü, süzülme ve göçe olan direnci ve yüksek stabilitesi, Fe elementinin EF hesabında kullanılmasının önemli nedenleridir. Tez çalışmasında; konsantrasyonları belirlenen metallerin zenginleşme faktörü değerinin hesaplanmasında; elementlerin referans değerleri için literatür sonuçları ve aynı çalışma alanında gerçekleştirilen sediment kor çalışmaları sonucu elde edilen değerler dikkate alınmıştır (Al:10mg/g; Ag:0.055µg/g; As:3µg/g; Cd:0.1µg/g; Co:16µg/g; Cr:30µg/g; Cu:30µg/g; Mo:1.5µg/g; Ni:19µg/g; Pb:20µg/g; Sb:0.5µg/g; Sn:2.5µg/g; V:50µg/g; Zn:60µg/g) (Rudnick ve Gao, 2004; Belivermiş ve diğ., 2016). Değerlendirme kriteri açısından; EF değeri <0,5 ise elementin ortamda kaybolduğu ve hareketli olduğu anlamına gelmektedir (Zhang, 1995). Bu değer 0,5–1,5 arasında ise eser elementler tümüyle kabuksal materyallerden veya doğal aşınma süreçlerinden kaynaklanıyor demektir. EF değeri >1,5-3 ise eser elementlerin önemli bir kısmı kabuksal olmayan kaynaklardan oluşmakta ve minör zenginleşme var demektir (Zhang ve Liu, 2002). 3–5 ılımlı zenginleşme, 5–10 orta derecede şiddetli zenginleşme, 10–25 şiddetli zenginleşme, 25–50 çok şiddetli zenginleşme, >50 oldukça şiddetli zenginleşme olarak tanımlanır (Sakan ve diğ., 2009; Liang ve diğ., 2016). Han ve diğ., (2006)'ya göre ise $EF \leq 2$ ise metal zenginleşmesinde zayıflık olduğunu gösterir, $EF > 2$ ise metal zenginleşmesinin varlığını gösterir.

Her iki sistem için, dip sedimentinde ölçümü yapılan metallere ait zenginleşme faktörü sonuçlarının Pb hariç birbirine yakın değerler olduğu ortaya çıkmıştır (Tablo 4.36).

Tuzak-1 için elde edilen dip sedimentinde metallere ait zenginleşme faktörü değerleri sıralaması; Ag>Cd>Pb>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Sb>Ni>V>Al>Co şeklindeyken, Tuzak-2 için elde edilen dip sedimentinde ölçülen metallere ait zenginleşme faktörü değerleri sıralaması; Ag>Pb>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Sb>Ni>V>Al>Co şeklindedir.

Tuzak-1 açısından metallere ait zenginleşme faktörü sıralaması; Ag>Cd>Pb>Ni>Cr>Cu>Zn>As>Sb>Sn>V>Mo>Al>Co şeklindedir. Zenginleşme faktörü skalası açısından; Ag metalinin ortamda şiddetli zenginleşme gösterdiği belirlenmiştir. Cd metali açısından ortamda orta derecede şiddetli zenginleşme belirlenirken, Pb ve Ni metallerinin ılımlı zenginleşme gösterdiği görülmüştür. As, Cr, Cu, Sb, Sn, V ve Zn elementlerinin ortamda minör zenginleşme gösterdiği ve Mo ve Al elementleri için ortamda herhangi bir zenginleşmenin olmadığı ve varlıklarının sadece doğal aşınma veya kabuksal materyallerden kaynaklandığını söylemek mümkündür. Co metali ise ortamda nerdeyse birikmemekte ve hareket ettiğini söylemek mümkün olmaktadır (Tablo 4.36).

Tuzak-2 açısından metallere ait zenginleşme faktörü sıralaması; Ag>Cd>Pb>Sn>Cu>Ni>Zn>Cr>Sb>As>Mo>V>Al>Co şeklindedir. Bu dizilime göre; Ag ortamda çok şiddetli zenginleşme göstermiş olup Cd ortamda şiddetli zenginleşme göstermiştir. Pb ortamda orta şiddetli zenginleşme gösterirken Sn, Cu, Ni, Zn, Cr ve Sb ılımlı zenginleşme göstermiştir. As ve Mo ortamda minör zenginleşme gösterirken Al, Co ve V elementleri için herhangi bir zenginleşmenin olmadığı ve bulunurluğunun sadece doğal aşınma veya kabuksal materyallerden kaynaklandığını söylemek mümkündür (Tablo 4.36).

Tablo 4.36: Tuzaklardan elde edilen toplam sediment materyalinde Zenginleşme Faktörü (EF) değerleri.

İstasyon No	Tarih Aralığı	Örn. No	As	Ag	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	V	Zn	
Tuzak-1	17.06.13	Dip sed.*	3,86	30,99	0,95	10,80	0,65	3,42	4,77	5,98	2,44	6,05	2,81	4,01	1,56	3,18	
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	2,79	21,19	0,89	5,42	0,53	3,12	4,63	1,82	7,32	4,39	2,01	2,90	1,87	3,88	
	31.07.13 - 20.09.13	3. örn.	3,20	32,84	1,21	9,60	0,53	7,10	4,33	2,67	6,84	3,59	3,88	4,32	4,26	2,84	
	20.09.13 - 04.12.13	4. örn.	2,06	13,42	0,58	4,26	0,56	1,73	2,38	1,16	1,34	8,50	1,61	2,65	1,35	3,22	
	04.12.13 - 08.01.14	5. örn.	3,01	8,75	0,57	3,81	0,40	1,74	2,04	1,70	3,22	2,56	2,99	4,31	1,05	1,11	
	22.01.14 - 27.02.14	6. örn.	2,08	18,10	1,15	9,63	0,42	2,13	1,61	1,18	1,18	2,54	2,05	2,53	1,56	1,28	1,80
	27.02.14 - 27.03.14	7. örn.	2,25	17,51	1,16	9,63	0,54	2,31	1,57	1,24	1,24	2,49	2,44	2,45	1,34	1,38	2,97
	02.05.14 - 12.06.14	8. örn.	1,16	8,15	0,76	2,10	0,37	2,33	1,77	1,12	1,12	2,80	4,43	1,09	1,05	1,40	1,59
	30.09.14 - 05.11.14	9. örn.	2,49	21,72	0,69	13,12	0,57	3,57	2,46	1,50	3,88	2,09	3,20	1,53	2,14	3,14	3,14
	05.11.14 - 23.12.14	10. örn.	2,48	26,91	1,55	12,02	0,44	2,72	2,54	0,96	1,67	2,19	1,36	1,06	0,69	2,13	2,13
		Ortalama		2,39	18,73	0,95	7,73	0,48	2,97	2,59	1,48	3,57	3,58	2,35	2,30	1,71	2,52
	S.D.		0,61	8,08	0,34	3,91	0,08	1,66	1,13	0,53	2,13	2,07	0,92	1,31	1,04	0,91	
Tuzak-2	17.06.13	Dip sed.	3,07	26,67	0,93	9,00	0,57	2,89	4,20	4,98	1,94	11,92	2,55	4,12	1,27	2,70	
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	2,75	17,40	1,13	5,12	0,50	2,98	4,70	1,22	7,42	5,76	3,48	2,98	1,79	4,50	
	10.09.13 - 22.10.13	3. örn.	2,52	12,01	1,04	4,19	0,50	3,12	4,06	1,27	6,40	8,55	2,53	3,69	1,87	5,36	
	22.10.13 - 04.12.13	4. örn.	1,51	7,53	0,57	3,54	0,42	1,94	2,40	1,26	3,79	6,81	1,34	1,77	1,17	3,06	
	04.12.13 - 06.02.14	5. örn.	2,91	25,48	0,76	10,14	0,54	3,23	6,81	1,85	10,34	6,35	3,75	11,94	1,93	5,73	
	07.04.14 - 13.05.14	6. örn.	4,19	40,28	0,79	20,24	0,78	7,97	7,24	6,43	4,80	6,42	6,11	8,02	1,41	6,73	
	13.05.14 - 17.07.14	7. örn.	3,47	33,36	1,41	16,76	0,65	6,60	5,99	5,32	3,98	5,32	5,06	6,64	1,17	5,58	
	17.07.14 - 21.08.14	8. örn.	2,44	33,08	1,28	13,11	0,62	4,31	4,36	1,63	2,11	4,05	3,89	4,08	1,00	4,17	
	21.08.14 - 30.09.14	9. örn.	2,39	28,23	1,29	12,94	0,62	5,48	4,17	2,03	2,16	3,65	3,20	3,74	1,07	3,85	
	30.09.14 - 25.11.14	10. örn.	2,67	31,74	1,76	11,46	0,48	4,07	2,94	1,44	1,90	2,62	1,82	2,00	0,76	2,42	
	25.11.14 - 23.12.14	11. örn.	0,50	27,36	1,59	11,50	0,47	2,82	2,28	1,29	1,67	1,90	1,99	1,25	0,75	1,67	
	Ortalama		2,54	25,65	1,16	10,90	0,56	4,25	4,49	2,37	4,46	5,14	3,32	4,61	1,29	4,31	
	S.D.		1,00	10,31	0,38	5,42	0,11	1,89	1,74	1,88	2,85	2,06	1,49	3,34	0,44	1,60	

*Dip sediment değerleri ortalamaya dahil edilmemiştir.

İlk kez Muller (1969) tarafından tanımlanan Jeolojik Birikim İndeksi (I_{geo}), su kütlesindeki sedimentin ağır metal kirlilik statüsünü belirlemek için kullanılır. Bu metod sedimentte ağır metallerin zenginleşme derecesinin direk ölçümünü sağlamaktadır. I_{geo} aşağıdaki gibi hesaplanır;

$$I_{geo} = \text{Log}_2[C_i / 1.5B_i] \quad (4.2)$$

burada; C_i sedimentte eser elementin ölçülen konsantrasyonudur, B_i ilgili metalin jeokimyasal background değeridir. 1.5 katsayısı çok küçük yapay etkileri dedekte etmek için kullanılır (1.5 katsayısı litosferik etkiler nedeniyle oluşan background matrix korelasyon faktörüdür). Muller (1981) tarafından yapılan çalışmada, kirlilik boyutu ile ilişkili 7 sınıfın bulunduğu bir Jeolojik Birikim İndeksi oluşturulmuştur (Tablo 4.37). Bununla birlikte negatif I_{geo} değerleri bu elementler açısından kirliliğin olmadığını göstergesidir.

Tablo 4.37: Jeolojik Birikim İndeksi, Muller sınıflandırması (1981).

Muller ölçeklendirmesi-skala (1981)		
I_{geo} Değerleri	Sınıf	Sediment kalitesi
≤ 0	0	Temiz
$0 \leq I_{geo} \leq 1$	1	Temizden orta derecede kirliliğe
$1 \leq I_{geo} \leq 2$	2	Orta derecede kirli
$2 \leq I_{geo} \leq 3$	3	Orta dereceden güçlü kirliliğe
$3 \leq I_{geo} \leq 4$	4	Güçlü biçimde kirlenmiş
$4 \leq I_{geo} \leq 5$	5	Güçlü biçimde kirlilikten aşırı kirliliğe
< 5	6	Aşırı derecede kirlenmiş

Dip sedimentinde elde edilen I_{geo} değerlerinin genel olarak tuzaklanan sediment örneklerinde elde edilen değerlerden yüksek olduğu görülmüştür. Tuzak-1’de, dip sedimenti için I_{geo} değerleri sıralaması; Ag>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Pb>Sb>Ni>V>Fe>Al>Co şeklindeyken; Tuzak-2’de dip sediment için I_{geo} değerleri sıralaması; Ag>Pb>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Sb>Ni>V>Fe>Al>Co şeklindedir. Sıralamada Pb hariç diğer elementlerin aynı dizilimde olduğu Pb değerinin ise Tuzak-2’de katı oranında yüksek olduğu görülmüştür (Tablo 4.38).

Tuzak-1 açısından metallere ait I_{geo} değerleri sıralaması Ag>Cd>Pb>Ni>Cr>Cu>Zn>As>Sb>Sn>V>Mo>Fe>Al>Co şeklindedir. Bu dizilim açısından değerlendirme kriteri;

Ag elementinin ortamda birikiminin güçlü kirlilikten aşırı kirliliğe geçiş yönünde olduğunu göstermektedir. Cd ise orta dereceden güçlü dereceye dönüşen kirlilik durumunu göstermektedir. Pb, Ni, Cr, Cu, Zn, As, Sb ve Sn elementleri orta derecede kirlilik birikimi göstermişlerdir. Fe, Mo ve Vanadyum açısından temizden orta derece kirliliğe bir geçiş olduğunu gösterirken Al ve Co elementleri açısından ise yapay bir birikim olmadığı görülmüştür (Tablo 4.37; Tablo 4.38).

Tuzak-2 açısından metallere ait I_{geo} değerleri sıralaması $Ag > Cd > Pb > Cu > Zn > Cr > Ni > Sn > Sb > As > Mo > V > Al > Fe > Co$ şeklindedir. Bu dizilimin değerlendirme kriteri; Ag elementinin ortamda birikiminin güçlü kirlilikten aşırı kirliliğe geçiş yönünde olduğunu göstermektedir. Cd metallerinin ortamda güçlü biçimde biriktiğini göstermektedir. Ortamda Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Sn ve Sb elementlerinin orta derecede kirlilik gösterdiği görülmektedir. As, Mo ve V temizden orta derece kirliliğe bir geçiş olduğunu gösterirken Al, Co ve Fe elementleri açısından ise yapay bir birikim olmadığı ve ortamın bu metaller açısından temiz olduğu görülmüştür (Tablo 4.37; Tablo 4.38).

Her iki tuzak sistemi EF ve I_{geo} açısından değerlendirildiğinde; ortamda en fazla ve en az zenginleşen ve kirlilik gösteren elementlerin bu iki kriter açısından uyumlu olduğu sonucuna varılmıştır (Tablo 4.39).

Tablo 4.38: Tuzaklardan elde edilen toplam sediment materyalinde Jeolojik Birikim İndeksi (I_{geo}).

İstasyon No	Tarih Aralığı	Örn. No	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	V	Zn
Tuzak-1	17.06.2013	Dip sed.*	5,11	0,08	2,10	3,58	-0,48	1,93	2,41	0,15	2,73	1,44	1,76	1,64	2,16	0,80	1,82
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	2,81	-1,77	-0,11	0,85	-2,50	0,05	0,62	-1,59	-0,73	1,28	0,54	-0,58	-0,05	-0,69	0,37
	31.07.13 - 20.09.13	3. örn.	4,96	0,19	1,60	3,18	-1,00	2,75	2,03	-0,08	1,33	2,69	1,76	1,87	2,03	2,01	1,42
	20.09.13 - 04.12.13	4. örn.	4,29	-0,25	1,58	2,63	-0,30	1,33	1,79	0,54	0,76	0,96	3,63	1,23	1,95	0,97	2,23
	04.12.13 - 08.01.14	5. örn.	4,31	0,36	2,77	3,12	-0,14	1,99	2,21	1,18	1,95	2,87	2,54	2,76	3,29	1,25	1,34
	22.01.14 - 27.02.14	6. örn.	4,21	0,23	1,09	3,30	-1,21	1,12	0,72	0,03	0,28	1,38	1,07	1,37	0,68	0,39	0,88
	27.02.14 - 27.03.14	7. örn.	4,17	0,25	1,20	3,30	-0,86	1,24	0,69	0,03	0,35	1,35	1,32	1,33	0,46	0,50	1,60
	02.05.14 - 12.06.14	8. örn.	3,54	0,11	0,73	1,58	-0,93	1,74	1,34	0,51	0,68	2,00	2,66	0,64	0,59	1,00	1,18
	30.09.14 - 05.11.14	9. örn.	4,11	-0,87	0,98	3,38	-1,15	1,50	0,96	-0,34	0,25	1,62	0,73	1,34	0,28	0,76	1,32
	05.11.14 - 23.12.14	10. örn.	4,72	0,61	1,29	3,56	-1,21	1,42	1,32	-0,03	-0,09	0,72	1,11	0,42	0,06	-0,57	1,06
		Ortalama		4,12	-0,13	1,24	2,77	-1,03	1,46	1,30	0,03	0,53	1,65	1,71	1,15	1,03	0,63
	S.D.		0,63	0,75	0,77	0,93	0,67	0,72	0,60	0,76	0,78	0,74	1,03	0,94	1,13	0,85	0,51
Tuzak-2	17.06.13	Dip sed.*	5,16	0,32	2,04	3,59	-0,40	1,96	2,49	0,42	2,74	1,38	4,00	1,77	2,47	0,77	1,85
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	3,58	-0,36	0,92	1,82	-1,54	1,04	1,70	-0,54	-0,24	2,35	1,99	1,26	1,04	0,30	1,63
	10.09.13 - 22.10.13	3. örn.	3,31	-0,22	1,06	1,79	-1,27	1,37	1,75	-0,27	0,07	2,41	2,82	1,07	1,61	0,63	2,15
	22.10.13 - 04.12.13	4. örn.	3,99	0,27	1,68	2,90	-0,19	2,03	2,34	1,08	1,41	3,00	3,84	1,50	1,90	1,30	2,69
	04.12.13 - 06.02.14	5. örn.	5,06	-0,01	1,93	3,73	-0,49	2,08	3,15	0,39	1,28	3,76	3,05	2,29	3,97	1,34	2,91
	07.04.14 - 13.05.14	6. örn.	4,49	-1,19	1,22	3,49	-1,21	2,15	2,01	-0,84	1,84	1,42	1,84	1,77	2,16	-0,35	1,91
	13.05.14 - 17.07.14	7. örn.	4,49	-0,08	1,22	3,49	-1,21	2,15	2,01	-0,84	1,84	1,42	1,84	1,77	2,16	-0,35	1,91
	17.07.14 - 21.08.14	8. örn.	4,49	-0,19	0,73	3,16	-1,23	1,55	1,57	-0,55	0,15	0,53	1,46	1,41	1,47	-0,55	1,51
	21.08.14 - 30.09.14	9. örn.	4,58	0,13	1,02	3,46	-0,93	2,22	1,83	-0,23	0,79	0,88	1,64	1,44	1,67	-0,14	1,71
	30.09.14 - 25.11.14	10. örn.	4,58	0,41	1,01	3,12	-1,45	1,62	1,15	-0,40	0,12	0,52	0,99	0,46	0,59	-0,81	0,87
	25.11.14 - 23.12.14	11. örn.	4,25	0,15	-1,52	3,00	-1,62	0,97	0,67	-0,52	-0,16	0,22	0,40	0,47	-0,20	-0,93	0,21
	Ortalama		4,28	-0,11	0,93	3,00	-1,11	1,72	1,82	-0,27	0,71	1,65	1,99	1,34	1,64	0,04	1,75
	S.D.		0,52	0,45	0,93	0,68	0,46	0,47	0,67	0,59	0,82	1,18	1,01	0,57	1,10	0,82	0,79

*Dip sediment değerleri ortalamaya dahil edilmemiştir.

Tablo 4.39: Her iki tuzak istasyonunda EF ve I_{geo} sonuçlarının dizilimi.

	EF (dip sediment)	EF (tuzak sedimenti)
Tuzak-1	Ag>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Pb>Sb>Ni>V>Al>Co	Ag>Cd>Pb>Ni>Cr>Cu>Zn>As>Sb>Sn>V>Mo>Al>Co
Tuzak-2	Ag>Pb>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Sb>Ni>V>Al>Co	Ag>Cd>Pb>Sn>Cu>Ni>Zn>Cr>Sb>As>Mo>V>Al>Co
	I_{geo} (dip sediment)	I_{geo} (tuzak sedimenti)
Tuzak-1	Ag>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Pb>Sb>Ni>V>Fe>Al>Co	Ag>Cd>Pb>Ni>Cr>Cu>Zn>As>Sb>Sn>V>Mo>Fe>Al>Co
Tuzak-2	Ag>Pb>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Sb>Ni>V>Fe>Al>Co	Ag>Cd>Pb>Cu>Zn>Cr>Ni>Sn>Sb>As>Mo>V>Al>Fe>Co

Kirletici konsantrasyonlarının ölçülmesi kirli (kontamine olmuş) ortam örneklerinin potansiyel toksisitesi ile ilgili sonuçları ortaya çıkartmakta genellikle yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle, EF ve I_{geo} gibi indekslerin yanında Kontaminasyon Faktörü (CF) değeri de metaller nedeniyle oluşan yapay kirliliğin tehlike ve boyutunu değerlendirmek için kullanılmaktadır (Caeiro ve diğ., 2005; Sekabira ve diğ., 2010). Kontaminasyon faktörü, element konsantrasyonlarının endüstri öncesi seviyeleri referans alınarak kontaminasyonun değerlendirilmesi olarak tanımlanmaktadır (Hakanson, 1980).

Bu parametre;

$$CF = \frac{C_{sed}}{C_{bg}} \quad (4.3)$$

eşitliği ile ifade edilir. Burada; C_{sed} sedimentteki tanımlı metalin ortalama konsantrasyonu ve C_{bg} ise ilgili elementin referans değeridir (Rudnick ve Gao, 2004). Aşağıdaki skala CF değerlerini tanımlamak için kullanılmaktadır (Hakanson, 1980) (Tablo 4.40).

Tablo 4.40: Kontaminasyon Faktörü skalası (Hakanson, 1980).

CF Değerleri	Sediment kalitesi
CF<1	Düşük Kontaminasyon
1 ≤ CF <3	Orta Derecede Kontaminasyon
3 ≤ CF <6	Yüksek Kontaminasyon
CF ≥6	Çok Yüksek Kontaminasyon

Her iki tuzağın bulunduğu lokasyondan alınan dip sedimentinde hesaplanan CF değerlerinin Pb hariç birbirine yakın olduğu görülmüştür. Genel anlamda, her iki sistem açısından dip sedimentinde elde edilen CF değerlerinin tuzaklanan sediment örneklerinde elde edilen değerlerden daha yüksek olduğu görülmüştür. Tuzak-1 dip sedimenti için CF değerleri sıralaması; Ag>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Pb>Sb>Ni>V>Fe>Al>Co

şeklindeyken; Tuzak-2 sisteminde, dip sediment için CF değerleri sıralaması; Ag>Pb>Cd>Mo>Cu>Sn>As>Cr>Zn>Sb>Ni>V>Fe>Al>Co şeklindedir (Tablo 4.41).

Tuzak-1 sedimentinde en yüksek CF değerlerinin Ag metalinde ve söz konusu metal için en yüksek birikimin ise Ağustos – Eylül periyodunda olduğu görülmüştür. En düşük CF değerleri ise Co elementinde elde edilmiştir. Tuzak-1 için ortalama CF değerleri Ag>Cd>Pb>Ni>Cr>Sn>As>Sb>Cu>Zn>V>Mo>Fe>Al>Co şeklinde sıralanır. Bu dizilim açısından değerlendirme kriteri; Ag, Cd ve Pb elementlerinin çok yüksek CF değerine sahip olduğunu göstermektedir. As, Cr, Cu, Ni, Sb, Sn ve Zn ise ortamda yüksek CF değerine sahip olan elementlerdir. Al, Fe, Mo ve V elementleri orta düzeyde CF değerine sahipken Co ise düşük CF değerine sahip olduğu görülmüştür (Tablo 4.40; Tablo 4.41).

Tuzak-2 sisteminden elde edilen sedimentte de birinci sistemde olduğu gibi en yüksek CF değerlerinin Ag metaline ait olduğu görülmüştür. En düşük CF değerleri ise Co elementinde elde edilmiştir. Tuzak-2 için ortalama CF değerleri Ag>Cd>Pb>Ni>Sn>Cu>Zn>Cr >Sb>As>Mo>V>Fe>Al>Co şeklinde sıralanmaktadır. Değerlendirme skalası açısından çok yüksek CF değerine sahip olan metallerin Ag, Cd, Pb, Ni ve Sn olduğu görülmektedir. As, Cr, Cu, Sb ve Zn ise ortamda yüksek CF değerine sahip olan elementlerdir. Al, Fe ve V elementleri orta düzeyde CF değerine sahipken Co'nun ise düşük CF değerine sahip olduğu görülmüştür (Tablo 4.40; Tablo 4.41).

Çalışmada sedimentin kirlilik seviyesinin değerlendirilmesinde kullanılan bir diğer parametre Kirlilik Yükü İndeksi (PLI) değerinin hesaplanmasıdır. Sedimentlerde metallerin PLI değerlerinin hesaplanması diğer parametrelerde olduğu gibi metal kirliliğinin kaynağı ve metal birikiminin ortamda artışını belirlemek için kullanılmaktadır (Zahra ve diğ., 2014; Ghannem ve diğ., 2014; Zhang ve diğ., 2014; Praveena 2015; Aydi 2015). PLI değeri; sedimentlerin kirlilik yükünü belirlemek için ilk olarak Tomlinson ve diğ., (1980) tarafından hesaplanmıştır ve metal kirliliğinin derecesini değerlendirmek için basit ve göreceli bir yöntem olarak kullanılmaktadır (Tomlinson ve diğ., 1980). Bu parametre;

$$PLI = (C_F^i1 \times C_F^i2 \times C_F^i3 \times \dots \times C_F^in)^{1/n} \quad (4.4)$$

şeklinde ifade edilir. Burada n metallerin sayısı ve C_F^i ise metallerin kontaminasyon faktörü değerleridir. Kirlilik yükü indeksi (PLI); $PLI < 1$ ise kirliliğin bulunmadığı, $1 < PLI < 2$ ise ılımlı kirlilik durumunu, $2 < PLI < 3$ ise ağır kirlilik durumunu ve $PLI > 3$ ise oldukça ağır bir kirlilik durumu olduğunu göstermektedir (Tomlinson ve diğ., 1980).

Her iki tuzak sisteminde, dip sedimentte elde edilen PLI değerlerinin her bir örnekleme döneminde tuzaklanan sedimentten elde edilen PLI değerlerinden yüksek olduğu görülmüştür. Değerlendirme kriteri açısından; Tuzak-1 sedimenti için PLI değerlerinin 1,40–6,53 arasında değiştiği, iki numaralı tuzak açısından bu değerlerin 1,92–7,36 arasında değiştiği görülmüştür (Tablo 4.41). Sekabira ve diğ., (2010), $PLI > 1$ olması durumunda yapay girişlerin olduğunu belirtmiştir.

Tablo 4.41: Tuzak örneklerinde metallere ait Kontaminasyon Faktörü (CF) ve PLI değerleri.

İstasyon No	Tarih Aralığı	Örn. No	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	V	Zn	PLI
Tuzak-1	- 17.06.13	Dip sed.*	51,64	1,59	6,43	18,0	1,08	5,71	7,96	1,67	9,97	4,07	5,09	4,68	6,68	2,60	5,30	5,28
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	10,55	0,44	1,39	2,70	0,26	1,55	2,31	0,50	0,91	3,64	2,19	1,00	1,44	0,93	1,93	1,40
	31.07.13 - 20.09.13	3. örn.	46,55	1,72	4,54	13,6	0,75	10,1	6,14	1,42	3,78	9,69	5,09	5,50	6,12	6,04	4,03	5,16
	20.09.13 - 04.12.13	4. örn.	29,27	1,26	4,49	9,30	1,22	3,77	5,19	2,18	2,53	2,92	18,5	3,52	5,79	2,95	7,03	4,41
	04.12.13 - 08.01.14	5. örn.	29,82	1,93	10,3	13,0	1,36	5,95	6,96	3,41	5,81	10,9	8,73	10,2	14,7	3,57	3,79	6,53
	22.01.14 - 27.02.14	6. örn.	27,82	1,76	3,19	14,8	0,65	3,27	2,48	1,54	1,82	3,90	3,15	3,88	2,40	1,96	2,76	3,08
	27.02.14 - 27.03.14	7. örn.	26,91	1,78	3,45	14,8	0,82	3,54	2,42	1,54	1,91	3,82	3,75	3,76	2,06	2,13	4,56	3,28
	02.05.14 - 12.06.14	8. örn.	17,45	1,62	2,49	4,50	0,79	4,99	3,79	2,14	2,41	5,99	9,50	2,34	2,25	3,00	3,41	3,35
	30.09.14 - 05.11.14	9. örn.	25,82	0,82	2,96	15,6	0,68	4,24	2,92	1,19	1,78	4,61	2,49	3,80	1,82	2,54	3,74	2,98
	05.11.14 - 23.12.14	10. örn.	39,64	2,28	3,66	17,7	0,65	4,01	3,74	1,47	1,41	2,47	3,23	2,00	1,57	1,01	3,13	2,92
		Ortalama		28,20	1,51	4,05	11,78	0,80	4,60	3,99	1,71	2,48	5,34	6,29	4,00	4,24	2,68	3,82
	S.D.		10,64	0,58	2,52	5,18	0,32	2,37	1,72	0,81	1,48	3,03	5,30	2,66	4,30	1,54	1,42	1,42
Tuzak-2	- 17.06.13	Dip sed.	53,64	1,88	6,18	18,10	1,14	5,82	8,45	2,01	10,0	3,90	23,9	5,12	8,30	2,55	5,43	6,16
	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	18,00	1,17	2,85	5,30	0,51	3,08	4,86	1,03	1,27	7,67	5,96	3,60	3,08	1,85	4,65	2,99
	10.09.13 - 22.10.13	3. örn.	14,91	1,29	3,13	5,20	0,62	3,88	5,03	1,24	1,57	7,95	10,6	3,14	4,58	2,33	6,65	3,49
	22.10.13 - 04.12.13	4. örn.	23,82	1,81	4,79	11,20	1,32	6,14	7,59	3,16	3,98	11,9	21,5	4,24	5,60	3,69	9,68	5,93
	04.12.13 - 06.02.14	5. örn.	50,00	1,49	5,71	19,90	1,07	6,33	13,4	1,96	3,63	20,3	12,5	7,36	23,4	3,79	11,2	7,36
	07.04.14 - 13.05.14	6. örn.	33,64	0,66	3,50	16,90	0,65	6,65	6,04	0,84	5,37	4,01	5,37	5,10	6,70	1,18	5,62	3,90
	13.05.14 - 17.07.14	7. örn.	33,64	1,42	3,50	16,90	0,65	6,65	6,04	0,84	5,37	4,01	5,37	5,10	6,70	1,18	5,62	4,11
	17.07.14 - 21.08.14	8. örn.	33,82	1,31	2,49	13,40	0,64	4,41	4,45	1,02	1,67	2,16	4,14	3,98	4,17	1,02	4,26	3,07
	21.08.14 - 30.09.14	9. örn.	36,00	1,64	3,04	16,50	0,79	6,99	5,32	1,28	2,59	2,75	4,66	4,08	4,78	1,36	4,91	3,79
	30.09.14 - 25.11.14	10. örn.	36,00	2,00	3,03	13,00	0,55	4,61	3,33	1,13	1,63	2,15	2,98	2,06	2,26	0,86	2,75	2,71
	25.11.14 - 23.12.14	11. örn.	28,55	1,66	0,52	12,00	0,49	2,95	2,38	1,04	1,35	1,75	1,99	2,08	1,30	0,79	1,74	1,92
	Ortalama		30,84	1,45	3,26	13,03	0,73	5,17	5,84	1,35	2,84	6,47	7,50	4,07	6,26	1,80	5,71	4,13
	S.D.		10,10	0,38	1,37	4,89	0,26	1,56	3,01	0,71	1,63	5,87	5,89	1,57	6,29	1,12	2,90	1,59

*Dip sediment değerleri ortalamaya dahil edilmemiştir.

4.11. TUZAK ÖRNEKLERİNDE METALLERİN AKI DEĞERLERİ

Metallerin su kolonunda dikey taşınım miktarlarının bilinmesi ile bu elementlerin söz konusu alanda batma hızları, birikim miktarları ve kaynakları hakkında bilgi sahibi olunabilmektedir. Metal konsantrasyonları ve dikey taşınım hızlarının zamana bağlı değişkenlikleri çalışma süresince izlenmiştir (Tablo 4.42).

Tuzak-1 sedimentinde metallere ait akı değerleri Fe>Al>K>Mn>Zn>Pb>Cr>V> Cu>Ni> Co>As>Sn>Mo>Sb>Ag>Cd>Tl şeklinde sıralanırken, Tuzak-2 için bu sıralama Fe>Al>K>Mn>Zn>Cu>Cr>Pb>Ni>Sn>Co>As>V>Mo>Sb>Ag>Cd>Tl şeklindedir (Tablo 4.42). Her iki tuzak sisteminde de, çalışma süresince en yüksek ve en düşük akı değerine sahip metallerin benzer oldukları görülmüştür. Akı değerleri açısından elde edilen bu sıralamanın tuzak sedimentlerinde bulunan metal konsantrasyon değerleri için elde edilen sıralama ile benzer olduğu görülmüştür (Tablo 4.35).

Tablo 4.42: Sediment tuzak örneklerinde akı değerleri (Al, Fe,K için mg m⁻²gün⁻¹; diğer elementler için µg m⁻²gün⁻¹).

İstasyon No.	Tarih Aralığı	Örn. no	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	Tl	V	Zn
Tuzak-1	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	11,6	88,4	83,6	5,41	84,7	933,9	1386	134	86,2	1857	27,3	1386	875,7	10,0	72,3	2,20	933,9	2324
	31.07.13 - 20.09.13	3. örn.	97,2	651	517	51,6	455	11453	6990	721	341,9	17548	215,2	6990	3860	100	580,6	47,4	11453	9169
	20.09.13 - 04.12.13	4. örn.	155,7	1221	1303	89,9	1882	10928	15048	2826	1538	52572	367,5	5358	35841	170	1399	71,6	14250	40783
	04.12.13 - 08.01.14	5. örn.	57,4	676	1077	45,5	763	6248	7316	1600	303,3	17283	305,1	7316	6111	178	1286	38,9	6349	7971,1
	22.01.14 - 27.02.14	6. örn.	124,3	1430	778	120	840	7970	6036	1673	784,8	22959	221,8	6033	5118	158	486,6	96,7	7967	13453
	27.02.14 - 27.03.14	7. örn.	121,6	1463	850	121	1084	8735	5965	1692	865,3	26508	235	5962	6155	154	424	87,9	8736	22467
	02.05.14 - 12.06.14	8. örn.	57,2	964	444	26,8	750	8921	6777	1709	533,6	29444	215	6777	11309	69,7	335,3	13,7	8923	12167
	30.09.14 - 05.11.14	9. örn.	72,5	418	454	79,7	553	6498	4476	814	539	16083	136,4	4478	2539	97,1	231,9	60,3	6498	11455
	05.11.14 - 23.12.14	10. örn.	126,6	1326	637	102	604	6985	6521	1146	269,4	21577	123,1	2720	3751	58,1	227,6	66,8	2940	10911
		Ortalama		91,6	915,4	682,7	71,5	779,6	7631	6724,2	1368	584,6	22870	205,1	5225	8396	111	560,5	53,9	7550,3
	S.D.		42,8	458	345,6	39,3	469,4	2923	3405	729	410,7	12855	94,8	1905	1086	55	442,6	29,9	3821	10552
Tuzak-2	17.06.13 - 23.07.13	2. örn.	18,7	222	161,9	10,5	156	1752	2764	262,7	115,8	3802,7	36,02	2763,3	2257,7	34,1	146,2	3,60	1751	5289
	10.09.13 - 22.10.13	3. örn.	62,5	979	715,9	39,6	758,8	8858	11501	1266	548,4	20260	179,8	11499	16155	120	872,9	16,8	8855	30383
	22.10.13 - 04.12.13	4. örn.	50,5	699	553,9	43,2	811,7	7103	8776	1633	592,4	24321	230,1	8774,7	16593	81,7	539,6	31,6	7103	22374
	04.12.13 - 06.02.14	5. örn.	181,5	984	1130	131	1125	12535	26457	1736	638,9	32945	359,8	25445	16456	243	3868	71,3	12498	44524
	07.04.14 - 13.05.14	6. örn.	66,8	238	378,8	61,0	375,8	7207	6546	404,1	275,5	8503,4	290,7	2749,6	3874	92,1	604,5	33,9	2132	12179
	13.05.14 - 17.07.14	7. örn.	24,9	213	115,8	24,2	141,7	2031	1804	202,1	110,3	3637,9	64,45	658,5	1219	31,1	158,4	16,3	692,4	3291
	17.07.14 - 21.08.14	8. örn.	157,1	1109	632	113	863,5	11170	11288	1157	707,2	29505	211,2	3469,3	6996	168	880,4	87,0	4319	21587
	21.08.14 - 30.09.14	9. örn.	210,7	1746	971,7	176	1336	22318	16975	1819	911	39815	414	5562,9	9919	217	1271	124	7238	31352
	30.09.14 - 25.11.14	10. örn.	85,4	862,1	391,6	56,1	379,1	5969	4313	655,6	224,3	19848	105,7	1765,7	2566	44,4	244,1	48,7	1850	7112
	25.11.14 - 23.12.14	11. örn.	64,7	685,2	347,1	49,4	322	3640	2940	575,7	206,7	12527	83,18	1367,1	1635	42,8	134,2	46,1	1576	4295
		Ortalama		92,3	773,9	539,9	70,4	627,0	8258,4	9336,5	971,2	433,0	19516	197,5	6405,6	7767,1	107	871,9	47,9	4801,5
	S.D.		63,2	455,3	313,5	49,8	391,7	5787	7308,4	594,5	266,3	11221	121,9	7141,3	6180,7	73,8	1062	35,1	3735,7	13360

Tablo 4.43: Tuzak-1 sediment örneklerinde metal ve radyonüklidlere ait konsantrasyon ve GSM, Organik Madde (OM), TAKM arasında korelasyon tablosu.

	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	Tl	V	Zn	GSM	OM	TAKM	
²¹⁰ Po	1,00																							
²¹⁰ Pb	0,65*	1,00																						
Ag	0,05	0,28	1,00																					
Al	0,16	0,42	0,65	1,00																				
As	-0,17	0,16	0,38	0,46	1,00																			
Cd	0,06	-0,07	0,74*	0,58	0,31	1,00																		
Co	-0,54	-0,24	0,31	0,42	0,83**	0,21	1,00																	
Cr	0,03	0,34	0,72*	0,4	0,43	0,27	0,34	1,00																
Cu	-0,14	0,28	0,54	0,37	0,81**	0,09	0,75*	0,73*	1,00															
Fe	-0,28	-0,00	0,2	0,53	0,86**	0,11	0,92**	0,32	0,73*	1,00														
K	-0,9	-0,74*	0,12	-0,04	0,17	0,09	0,63	0,12	0,24	0,37	1,00													
Mn	-0,33	-0,08	0,49	0,53	0,56	0,15	0,83**	0,6	0,76*	0,78*	0,58	1,00												
Mo	-0,2	0,21	0,38	0,39	0,92**	0,14	0,78*	0,66	0,90**	0,83**	0,22	0,65	1,00											
Ni	0,03	0,37	0,31	0,24	0,72*	0,02	0,45	0,77*	0,77*	0,57	-0,03	0,43	0,90**	1,00										
Pb	-0,62	-0,31	0,02	0,05	0,33	-0,30	0,73	0,10	0,54	0,59	0,72*	0,75*	0,36	0,06	1,00									
Sb	-0,24	0,09	0,37	0,37	0,95**	0,34	0,75*	0,54	0,76*	0,78*	0,23	0,49	0,94**	0,82*	0,2	1,00								
Sn	-0,24	0,18	0,27	0,29	0,96**	0,08	0,80**	0,47	0,87**	0,83**	0,2	0,55	0,96**	0,79*	0,42	0,93**	1,00							
Tl	-0,08	-0,05	0,79**	0,54	0,43	0,96**	0,31	0,44	0,26	0,2	0,2	0,24	0,33	0,23	-0,21	0,51	0,26	1,00						
V	-0,27	0,12	0,55	0,2	0,43	0,09	0,44	0,94**	0,74*	0,36	0,37	0,63	0,70*	0,78*	0,29	0,57	0,52	0,32	1,00					
Zn	-0,78*	-0,56	0,3	0,1	0,27	0,12	0,71*	0,19	0,42	0,41	0,88**	0,69*	0,26	-0,04	0,82*	0,21	0,28	0,19	0,35	1,00				
GSM	-0,44	-0,29	0,12	0,3	-0,13	0,28	0,34	-0,23	-0,19	0,17	0,72*	0,35	-0,22	-0,51	0,46	-0,16	-0,22	0,23	-0,13	0,64	1,00			
OM	0,71*	0,55	-0,07	0,17	-0,36	-0,03	-0,65	0,13	-0,37	-0,38	-0,73*	-0,41	-0,23	0,13	-0,76*	-0,25	-0,39	-0,1	-0,06	-0,81*	-0,45	1,00		
TAKM	0,01	0,46	-0,02	0,32	0,42	0,04	0,14	0,18	0,21	0,41	-0,17	-0,11	0,43	0,48	-0,13	0,52	0,44	0,22	0,18	-0,45	-0,18	0,14	1,00	

* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$

Tablo 4.44: Tuzak-2 sediment örneklerinde metal ve radyonüklidlere ait konsantrasyon ve GSM, Organik Madde (OM), TAKM arasında korelasyon tablosu.

	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	Tl	V	Zn	GSM	OM	TAKM	
²¹⁰ Po	1,00																							
²¹⁰ Pb	0,29	1,00																						
Ag	0,16	-0,04	1,00																					
Al	0,4	0,03	0,15	1,00																				
As	-0,19	-0,6	0,44	0,13	1,00																			
Cd	0,07	0,06	0,91**	0,02	0,36	1,00																		
Co	-0,27	-0,35	0,26	0,27	0,85**	0,29	1,00																	
Cr	-0,04	-0,27	0,57	-0,06	0,56	0,69*	0,65*	1,00																
Cu	-0,2	-0,46	0,53	-0,08	0,92**	0,43	0,74*	0,58	1,00															
Fe	-0,22	-0,35	0,03	0,45	0,76**	0,03	0,93**	0,4	0,56	1,00														
K	-0,39	-0,21	0,05	0,16	0,65*	0,16	0,94**	0,58	0,56	0,90**	1,00													
Mn	-0,06	-0,36	0,38	0,68*	0,70*	0,28	0,83**	0,47	0,5	0,86**	0,72*	1,00												
Mo	-0,3	-0,39	0,37	-0,38	0,57	0,59	0,56	0,80**	0,54	0,35	0,55	0,26	1,00											
Ni	-0,2	-0,52	0,26	0,03	0,92*	0,12	0,72*	0,31	0,93**	0,66*	0,54	0,5	0,34	1,00										
Pb	-0,41	-0,5	-0,13	0,16	0,76**	-0,11	0,89**	0,37	0,63	0,93**	0,89**	0,67*	0,42	0,74*	1,00									
Sb	-0,24	-0,22	0,57	-0,36	0,73*	0,6	0,59	0,64*	0,90**	0,32	0,48	0,23	0,67*	0,73*	0,42	1,00								
Sn	-0,15	-0,39	0,66*	-0,09	0,84**	0,55	0,56	0,5	0,96**	0,36	0,34	0,37	0,46	0,85**	0,41	0,89**	1,00							
Tl	0,18	0,24	0,79**	0,37	0,09	0,85**	0,13	0,44	0,04	0	0,03	0,36	0,28	-0,22	-0,28	0,13	0,16	1,00						
V	-0,28	-0,52	0,07	0,12	0,89**	0	0,85**	0,37	0,84**	0,84**	0,75*	0,62	0,36	0,94**	0,92**	0,62	0,68*	-0,28	1,00					
Zn	-0,37	-0,54	0,23	-0,04	0,91**	0,2	0,86**	0,56	0,92**	0,75*	0,76**	0,57	0,55	0,92**	0,86**	0,79**	0,79**	-0,16	0,95**	1,00				
GSM	-0,05	0,19	0,27	0,13	0,05	0,17	0,17	0,37	0,18	0,01	0,12	0,21	-0,12	0,03	0	0,13	0,19	0,18	0,09	0,18	1,00			
OM	0,42	0,37	0,52	-0,31	-0,3	0,54	-0,45	0,12	-0,15	-0,62	-0,49	-0,39	0,16	-0,4	-0,72*	0,12	0	0,49	-0,61	-0,46	-0,2	1,00		
TAKM	0	0,07	0,75*	0,03	0,40	0,64	0,22	0,14	0,61	0,07	0,08	0,21	0,08	0,49	0,02	0,66	0,74*	0,4	0,28	0,37	0	0,29	1,00	

* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$

Tablo 4.45: Tuzak-1 PCA (Principal Component Analysis) değerleri.

	Komponent			
	1	2	3	4
Ag	0,390	-0,124	0,893	0,134
Al	-0,095	0,185	0,103	0,946
As	0,816	0,488	0,193	0,136
Cd	0,207	0,034	0,964	-0,071
Co	0,471	0,848	0,182	0,145
Cr	0,216	0,569	0,661	-0,262
Cu	0,901	0,334	0,251	-0,094
Fe	0,368	0,847	-0,058	0,360
K	0,246	0,948	0,073	0,004
Mn	0,290	0,661	0,273	0,605
Mo	0,816	0,488	0,193	0,136
Ni	0,936	0,332	-0,084	0,063
Pb	0,472	0,834	-0,248	0,092
Sb	0,749	0,250	0,409	-0,415
Sn	0,920	0,081	0,364	-0,068
Tl	-0,168	-0,006	0,923	0,295
V	0,769	0,601	-0,183	0,096
Zn	0,785	0,601	0,013	-0,104
Özdeğer	9,48	3,12	2,41	1,57
Özdeğer %	52,67	17,31	13,37	8,71

Rotasyon metodu: Varimax with Kaiser Normalization.

Tablo 4.46: Tuzak-2 PCA (Principal Component Analysis) değerleri.

	Komponent			
	1	2	3	4
Ag	0,077	0,146	0,792	0,515
Al	0,348	0,068	0,697	0,047
As	0,935	0,134	0,267	0,121
Cd	0,041	-0,027	0,979	-0,02
Co	0,731	0,649	0,191	0,047
Cr	0,262	0,067	0,294	0,909
Cu	0,703	0,307	0,097	0,554
Fe	0,871	0,403	0,113	0,004
K	0,033	0,897	0,061	0,063
Mn	0,438	0,698	0,198	0,372
Mo	0,881	0,143	0,108	0,432
Ni	0,718	-0,167	-0,013	0,656
Pb	0,295	0,889	-0,261	0,043
Sb	0,876	0,056	0,273	0,27
Sn	0,934	0,153	0,043	0,242
Tl	0,152	0,018	0,928	0,17
V	0,282	0,252	0,097	0,904
Zn	0,075	0,951	0,131	0,089
Özdeğer	10,68	3,42	2,35	1,05
Özdeğer %	59,32	18,97	13,07	5,85

Rotasyon metodu: Varimax with Kaiser Normalization.

Tablo 4.47: Tuzak-1 sediment örneklerinde metal akı ve GSM arasında korelasyon tablosu.

	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	Tl	V	Zn	GSM	OM
Ag	1,00																			
Al	0,84	1,00																		
As	0,70	0,60	1,00																	
Cd	0,85	0,81	0,53	1,00																
Co	0,75	0,64	0,87	0,52	1,00															
Cr	0,72	0,58	0,56	0,44	0,63	1,00														
Cu	0,71	0,50	0,84	0,32	0,91	0,73	1,00													
Fe	0,68	0,70	0,87	0,47	0,95	0,62	0,87	1,00												
K	0,73	0,58	0,72	0,54	0,95	0,60	0,81	0,86	1,00											
Mn	0,75	0,65	0,76	0,44	0,95	0,73	0,93	0,93	0,91	1,00										
Mo	0,57	0,50	0,91	0,32	0,84	0,73	0,86	0,88	0,72	0,79	1,00									
Ni	0,24	0,32	0,51	0,13	0,38	0,71	0,42	0,50	0,30	0,38	0,76	1,00								
Pb	0,54	0,35	0,69	0,16	0,90	0,51	0,92	0,83	0,86	0,91	0,72	0,21	1,00							
Sb	0,58	0,52	0,89	0,55	0,72	0,56	0,62	0,73	0,64	0,57	0,88	0,72	0,45	1,00						
Sn	0,38	0,21	0,88	0,10	0,72	0,45	0,81	0,72	0,56	0,62	0,90	0,54	0,70	0,78	1,00					
Tl	0,86	0,76	0,58	0,98	0,54	0,49	0,37	0,48	0,58	0,44	0,40	0,23	0,19	0,65	0,20	1,00				
V	0,60	0,40	0,62	0,29	0,75	0,90	0,80	0,70	0,78	0,79	0,82	0,70	0,71	0,65	0,62	0,38	1,00			
Zn	0,76	0,57	0,75	0,51	0,96	0,61	0,87	0,85	0,97	0,93	0,71	0,22	0,90	0,58	0,59	0,52	0,74	1,00		
GSM	0,85**	0,85**	0,66*	0,77*	0,86**	0,61	0,67*	0,84**	0,90**	0,85**	0,60	0,27	0,65*	0,59	0,33	0,76*	0,63	0,85**	1,00	

* $p < 0.05$ ** $p < 0.01$

Tablo 4.48: Tuzak-2 sediment örneklerinde metal akı ve GSM arasında korelasyon tablosu.

	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	Tl	V	Zn	GSM
Ag	1,00																		
Al	0,85	1,00																	
As	0,86	0,80	1,00																
Cd	0,99	0,84	0,83	1,00															
Co	0,87	0,87	0,95	0,87	1,00														
Cr	0,91	0,90	0,85	0,94	0,93	1,00													
Cu	0,82	0,65	0,96	0,78	0,88	0,76	1,00												
Fe	0,73	0,81	0,91	0,72	0,96	0,80	0,84	1,00											
K	0,83	0,87	0,88	0,83	0,98	0,91	0,79	0,93	1,00										
Mn	0,90	0,93	0,91	0,88	0,96	0,90	0,81	0,93	0,94	1,00									
Mo	0,81	0,65	0,85	0,85	0,87	0,89	0,83	0,78	0,83	0,78	1,00								
Ni	0,46	0,32	0,79	0,40	0,62	0,38	0,87	0,68	0,49	0,53	0,56	1,00							
Pb	0,39	0,48	0,78	0,36	0,76	0,51	0,75	0,87	0,72	0,65	0,61	0,81	1,00						
Sb	0,92	0,75	0,95	0,90	0,92	0,88	0,95	0,82	0,88	0,86	0,88	0,70	0,64	1,00					
Sn	0,69	0,41	0,84	0,64	0,69	0,54	0,94	0,65	0,55	0,62	0,69	0,93	0,63	0,84	1,00				
Tl	0,95	0,86	0,70	0,96	0,79	0,88	0,62	0,64	0,78	0,85	0,73	0,19	0,20	0,77	0,44	1,00			
V	0,59	0,58	0,91	0,55	0,84	0,63	0,92	0,88	0,76	0,74	0,70	0,92	0,94	0,81	0,84	0,37	1,00		
Zn	0,73	0,67	0,96	0,69	0,91	0,75	0,96	0,90	0,84	0,82	0,81	0,87	0,88	0,92	0,86	0,52	0,97	1,00	
GSM	0,86**	0,94**	0,83**	0,84**	0,88**	0,91**	0,70*	0,77**	0,91**	0,89**	0,71*	0,35	0,52	0,83**	0,46	0,82**	0,62	0,73*	1,00

* $p < 0.05$

** $p < 0.01$

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

5.1. OŞİNOGRAFIK PARAMETRELERİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Her iki istasyondan elde edilen en yüksek deniz suyu sıcaklık değerlerinin tüm derinlikler ve örnekleme zamanları için Ağustos ayında olduğu görülmüştür (Tablo 4.1 - Tablo 4.21). En düşük sıcaklık değerleri ise Şubat ayında belirlenmiştir (Tablo 4.6; Tablo 4.15). Bu durum deniz suyu sıcaklık değerlerinin atmosferik sıcaklık ve mevsimsel değişiklik ile yakından ilişkili olduğunu göstermektedir. Bütün örnekleme yerlerinde 30 m su derinliğinde sıcaklık değerlerinin birbirine yakın olduğu görülmüştür. Daha önce Haliç'te yapılan bir çalışmada; Haliç yüzey suyu sıcaklığının mevsimsel değişikliklerden etkilendiği ve sıcaklık değerinin tüm mevsimler için 9 ile 24°C arasında değiştiği gözlemlenmiştir (Tas ve Yılmaz, 2015).

Elde edilen değerler neticesinde; en düşük ve en yüksek pH değerleri Tuzak-1 ve Tuzak-2 için sırasıyla; 7,32 – 8,43; 7,74 – 8,44 olduğu kaydedilmiştir (Tablo 4.1-Tablo 4.21). 5 m, 10 m ve 15 m derinliklerinde pH değerlerinin tüm örnekleme yerlerinde ve tüm mevsimlerde birbirine çok yakın olduğu görülmüştür. 30 m derinlikte ise pH değerinin diğer derinliklere kıyasla düşük olduğu görülmüştür. İstanbul Haliç'inde yapılan bir çalışmada yüzey suyunda elde edilen pH değerinin 6,2 ile 8,4 aralığında değiştiği görülmüştür. Bu durum özellikle farklı periyotlarda meydana gelen fitoplankton üremeleri ile ilişkilendirilmiştir (Tas ve Yılmaz 2015). Ayrıca pH farklılıklarının nedeni; Haliç suyunun yüzey ve dip akıntılarının farklı ortamlardan kaynaklanması ve buna bağlı olarak meydana gelen ileri derecede tabakalaşmadır (Orhon, 1990; Alpar ve diğ., 2005; Coleman 2009).

Tuzluluk oranları Tuzak-1 ve Tuzak-2 için sırasıyla; 8,58 – 19,27 ve 7,03 – 30,70 değerleri arasındadır (Tablo 4.1-Tablo 4.21). Her iki istasyon için yüzey ile 15 m su derinliği arasında tuzluluk değerlerinin genel olarak birbirine yakın olduğu, 30 m derinlikte ise aradaki tuzluluk farkının en yüksek değere ulaştığı görülmüştür. Yapılan bir çalışmada İstanbul Haliç'inde tuzluluk değerlerinin 15 ile 19 arasında değiştiği görülmüş ve yağışın Haliç'te tuzluluk değerini etkileyen en önemli faktör olduğu belirtilmiştir (Tas,

2015; Tas ve Yılmaz 2015). Haliç, komşusu olan Boğaz ve Marmara Denizi'ne benzer olarak iyi tabakalaşmış bir su sistemi ile karakterize edilmektedir; Karadeniz suyundan orijinlenen üst tabaka yaklaşık olarak 25 m kalınlığındadır (%18 – 34, Sorokin, 1983) ve Akdeniz'den kökenlenen su tabakası alt tabakayı oluşturur (%38, Sorokin, 1983) (Albayrak ve diğ., 2010). Fakat Haliç'te, karasal girdilerin artmasına neden olan yağışın son 10 yılda Haliç'i etkileyen ve kontrol eden en önemli faktör olduğu ve Haliç'in tuzluluk profili üzerine etkisinin büyük olduğu görülmüştür (Sur ve diğ., 2002).

Çalışma kapsamında elde edilen çözünmüş oksijen (Ç.O.) konsantrasyon değerlerinin Haliç'te daha önceden yapılan çalışmalarla tutarlı olduğu sonucuna varılmıştır (Tas ve diğ., 2009; Albayrak ve diğ., 2010). Her iki tuzak için yüzey suyundan 30 m derinliğe kadar Ç.O. değerlerinin aynı derinlikte birbirine yakın ve benzer olduğu görülmüştür (Tablo 4.1-Tablo 4.21). Yapılan bir çalışmada; özellikle düşük sıcaklık (9,5–14,5°C) ve ılımlı tuzluluk (15-16) seviyelerinde üreyebilen fitoplankton türlerinin Haliç'in orta ve alt kısmında arttığı ve bu artışa bağlı olarak çözünmüş oksijen değerinin yükseldiği belirtilmiştir (Tas, 2015). 30 m derinlikte suyun çözünmüş oksijen miktarının oldukça düşük olmasının nedeni; Akdeniz suyunun daha tuzlu, sıcak ve dolayısıyla daha yoğun olması nedeniyle su kolonunda alt kısımda kalması ve böylece yüzeyden uzak olduğu için oksijenlenmesinin mümkün olmamasıdır. Marmara Denizi'nde Akdeniz suyunun yenilenme oranı 6 ve 7 sene arasındadır. Böylece, oksijenin çoğu bu periyot boyunca tükenir ve Akdeniz orijinli su Haliç'e ulaşmaya kadar çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/l ye düşer (Kıratlı ve diğ., 2000; Alpar ve diğ., 2003). Örneklemelelerde genellikle görülen yüzey sularında hafif düşük çözünmüş oksijen seviyeleri; su karışımı, akıntı hızları ve gelgit olaylarının sınırlanması ve organik maddelerin yüzey sularında artması sonucu meydana gelmektedir (Sur ve diğ., 2002). Ayrıca organik maddelerin yüzey suyunda meydana gelen bozunumları da çözünmüş oksijen miktarını azaltan bir diğer faktördür.

5.2.TOPLAM ASKIDA KATI MADDE (TAKM) VE GÜNLÜK SEDİMENTASYON MİKTARININ (GSM) DEĞERLENDİRİLMESİ

TAKM miktarı açısından en yüksek değerler yüzey sularında elde edilmiştir. Her iki tuzak istasyonundan elde edilen en yüksek TAKM değerlerinin ise Şubat-2014 ayında olduğu görülmüştür (Tablo 4.22; Şekil 4.1; Şekil 4.2). Bunu takip eden diğer en yüksek değerlerin

ise Temmuz-Ağustos-2014 dönemine denk geldiği tespit edilmiştir (Tablo 4.22; Şekil 4.1; Şekil 4.2). Balkıs ve diğ., (2005) İstanbul Haliç’inde yaptıkları çalışmada; yüzey suyunda TAKM değerlerini ortalama olarak 10 – 40 mg/l arasında bulurken dip sularda elde edilen değerlerin ortalama 1-3 mg/l arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. TAKM üzerine; toprak orijinli materyaller ve kanalizasyon atıkları ile endüstriyel kaynaklardan türevlenen atıkların özellikle Haliç’in orta baseninde etkili olduğunu belirtmişlerdir. Ergin ve diğ., (1990) aynı bölgede yaptığı çalışmada deniz organizmaları atıklarının ve metabolik faaliyetlerinin askıda katı madde üzerinde etkili olduğunu belirtmiştir. Ayrıca Haliç’in farklı bölümlerinde farklı periyotlarda aşırı çoğalma gösteren (bloom) planktonik organizmaların da TAKM üzerinde etkili olduğunu belirtmiştir. Kuzey doğu Brezilya’nın Jaguaribe Haliç’inde yapılan çalışmada; yağmurlu mevsimde askıda katı madde miktarının yüksek olduğu ve haliç ortamında bu değerlerin ortalama 72,3 - 74,8 mg/l arasında değiştiği belirlenmiştir. Aynı çalışmada en düşük askıda katı madde miktarı kurak mevsimde elde edilmiş ve bu değerler 18,2-29,6 mg/l aralığında değiştiği görülmüştür (Dias ve diğ., 2016). Bu durum üzerine kurak mevsimde denizel girdinin artması ve nehirsel girdinin azalması etkili olmuştur. Tez çalışması açısından, her iki tuzak istasyonu için en yüksek TAKM değerlerinin Şubat-2014 periyodunda (Tuzak-1 için 18 mg/l; Tuzak-2 için 39 mg/l) elde edilmesine rağmen yaz döneminde de yüksek değerler olduğu gözlemlenmiştir. Bu durum, suda bulunan askıda katı madde miktarı üzerine sadece yağış miktarının etkili olmadığını göstermektedir. Andutta (2006), haliçlerde su kolonunda bulunan materyal miktarı üzerine nehir deşarjları, denizel akıntılar (med- cezir olayları), yerçekimi etkisi, türbülans dalgalanmaları, akıntı hızları ve resüpsansiyon olayının etkili olduğunu rapor etmiştir. Tez çalışması kapsamında 15 m su profilinde TAKM miktarını kontrol eden faktörler arasında; çalışma alanının yoğun bir yerleşim merkezinin ortasında bulunması sebebi ile karasal girişler ve özellikle Haliç’in orta baseninde Ocak-Mayıs dönemlerinde ürettiği bilinen mikroalg türlerinin artışının yaz ayları boyunca devam etmesi bulunmaktadır (Marins ve diğ., 2003; Taş, 2009). Ayrıca çalışma boyunca yüzey ve 5 m derinliğindeki su profilinde görülen yüksek TAKM değerinde, özellikle köprü üzerinde yoğun olarak yapılan olta balıkçılığının etkisi büyük önem taşımaktadır.

Çalışma süresince 18 aylık dönemde günlük sedimentasyon miktarının (GSM) en yüksek olduğu periyodun Tuzak-1 için $96,71 \text{ g m}^{-2}\text{gün}^{-1}$ ve Tuzak-2 için $106,43 \text{ g m}^{-2}\text{gün}^{-1}$

değerleri ile sırasıyla Ekim-Kasım 2013 ve Eylül-2014 olduğu görülmüştür. Çalışma süresince en düşük GSM değeri ise her iki tuzak için Haziran-2013 dönemine denk gelmiştir (Tablo 4.24). En yüksek sedimentasyon miktarının elde edildiği bu dönemlerde yağış miktarında nispeten yüksek olduğu bilinmektedir (Ekim-Kasım 2013 için 60 mm/yıl ve Eylül-2014 için 70 mm/yıl) (www.mgm.gov.tr). Sucul ekosistemlerde sahil hatlarına olan partiküler madde girişi ve sedimentasyon miktarı üzerine yağmurlu ve kurak mevsimin etkisinin büyük olduğu bilinse de, yüksek sedimentasyon miktarını sadece yüksek yağış miktarına bağlamanın çok doğru olmadığı görülmüştür (Prego ve diğ., 2008). Tuzak-2 için en yüksek GSM değerinin elde edildiği Eylül-2014 döneminde organik madde yüzdelerinin de yüksek olduğu (%9,2) çalışmamızda görülmüştür (Tablo 4.23). Bu durum örnekleme dönemi içerisinde su kolonunda bulunan hem karasal hem de denizel kökenli organik yapının da arttığını göstermektedir. Dolayısıyla özellikle Haliç'in orta kısmında; sonbahar mevsiminde bazı planktonik organizmalarda birincil üretimin pik değerlere ulaşmasının da etkili olduğu söylenebilir (Albayrak ve diğ., 2010; Tas ve Yılmaz 2015). Tez çalışmasında 12,75; 6,50 g m⁻²gün⁻¹ değerlerle en düşük GSM değerlerinin Haziran-2013 dönemine denk geldiği belirlenmiştir (Tablo 4.24; Şekil 4.3; Şekil 4.4). Yaz dönemine ait olan bu dönemde aynı zamanda yağış miktarında düşük olduğu bilinmektedir (23 mm/yıl yağış miktarları ile) (www.mgm.gov.tr). Kanada da Lawrence Haliç'inde yapılan çalışmada toplam kütle akı değerlerinin tutarlı bir şekilde karaya yakın olan tuzaklarda daha yüksek ve yağışla doğru orantılı olduğu görülmüştür (Colombo ve diğ., 1998). Benzer bir sonuç Türkiye'nin kuzey sahillerine yerleştirilen sediment tuzağı çalışmasında da elde edilmiştir. En yüksek sedimentasyon miktarının 56,4 g m⁻²gün⁻¹ değerle sonbahar mevsiminde olduğu ve yağış miktarı ile toplam kütle akısı arasında yakın bir ilişki olduğu belirtilmiştir (Ergül ve Topcuoğlu 2009). Finlandiya'da Vöra Haliç'ine kurulan tuzaklarda zamana bağlı olarak biriken sediment miktarının 5 ile 120 g m⁻²gün⁻¹ arasında değiştiği belirtilmiştir (Nordmyr ve diğ., 2008). Tunus Körfezi Haliç'inde yapılan diğer bir çalışmada 10, 20 ve 40 m derinliklere kurulan sediment tuzakların GSM miktarı iki mevsimde (yağışlı ve kuru sezon) incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, en yüksek GSM değerleri yağmurlu mevsimde ve yüzey sularında 38 g m⁻²gün⁻¹ olarak belirlenmiştir (Helali ve diğ., 2016). Aynı çalışmada GSM miktarı üzerine rüzgar yönü ve buna bağlı olarak deniz akıntılarının, nehir deşarjlarının ve resüpsansiyon olaylarının da etkili olduğu rapor edilmiştir. Ayrıca söz konusu haliçte

görülen tabakalaşmanın GSM miktarı üzerine etkili olduğu belirtilmiştir (Helali ve diğ., 2016). Tüm bu literatür değerleri göz önünde bulundurulduğunda, tez çalışması kapsamında elde edilen en yüksek GSM miktarlarının (96,71 ve 106,43 g m⁻²gün⁻¹) yapılan çalışmalarda bulunan değerlere yakın veya yüksek olduğu sonucuna varılmıştır. Bu durum üzerine bölgenin yağış miktarları yanında karaya olan yakınlık (karasal alanda gerçekleşen faaliyetler) ve dönemsel alg patlamalarının (bloom) etkili olma olasılığı yüksektir.

Çalışma alanında, Eylül-2013 döneminde gerçekleşen köprü restorasyon çalışmalarının (kumlama-aşındırma, boyama, kaynak vb) bölgenin GSM değeri üzerine etki ettiği görülmektedir. Tuzak-1 için GSM miktarının yüksek olduğu Ekim-Kasım-2013 döneminde organik madde miktarının düşük olduğu (%5,05) belirlenmiştir. Ayrıca elde edilen sediment örneğindeki materyal kompozisyonu da göz önünde bulundurularak, söz konusu durumun sebebinin aynı dönemde köprüdeki restorasyon çalışmaları olduğu ihtimali güçlenmiştir. Benzer durumun, aynı örnekleme dönemlerine denk gelen Tuzak-2 içinde geçerli olduğu görülmüştür (organik madde miktarı %5,03). Söz konusu dönemlerde her iki tuzak için GSM miktarının yüksek olması kumlama ile meydana gelen aşınma sonucu dökülen partiküllerden ve kullanılan kumlardan kaynaklanmaktadır (Tablo 4.23; Tablo 4.24).

Tuzaklanan sediment materyalinde aynı bölgede daha önce yapılan çalışmalardan elde edilen dip sedimenti örneklerinden daha yüksek bulunan organik madde miktarı değerlerinin öfotik tabakada meydana gelen birincil üretimin etkisi ve pelajik canlıların bölgedeki aktivitesi olduğu düşünülebilir (Kılıç ve Çotuk, 2011; Kılıç ve diğ., 2014). Ayrıca sediment tuzaklarının kurulduğu alanlara yakın midye kümelerinin bulunması ve olta balıkçılığı esnasında kullanılan yemler, tuzaklanan materyalin organik madde içeriğini büyük oranda etkilemiştir. Tatone ve diğ., (2013)'nin Arjantin'in Rio de la Plata Haliç'inde yaptıkları çalışmada; organik madde içeriğinin batan materyallerde dip sedimentine göre daha yüksek olması tuzaklar tarafından toplanan ince materyalin zenginleşmesine ve su-sediment ara yüzünde meydana gelen organik madde bozunumundan kaynaklandığını ileri sürmüşlerdir.

Toplam madde sedimentasyonundaki değişikliklerin çoğunlukla dış etkenlerdeki mevsimsel değişikliklerle bağlantılı olduğu belirtilmiştir. Bu nedenle bu iki değişkenin

(tuzak derinliği ve örneklerin toplandığı dönem) toplam madde akı değişkenliğinin %52 sinden sorumlu olduğu ve bu değerdeki (GSM) değişkenliğin %40'nın ise açıklanamaz olarak kaldığı belirtilmiştir (Rumın-Caparros ve diğ., 2016). Yapılan tez çalışmasında; GSM miktarının en yüksek değerlerinin Ekim-Kasım 2013 ve Eylül 2014 periyodunda, en düşük değerlerin ise Haziran 2013 dönemlerinde elde edildiği görülmüştür. Sonbahar ve yaz mevsimlerine denk gelen bu dönemlerde aynı zamanda düşük ve yüksek değerler de ($38,54 \text{ g m}^{-2}\text{gün}^{-1}$ Kasım 2013 ve $84,49 \text{ g m}^{-2}\text{gün}^{-1}$ Temmuz - Ağustos 2014) kaydedilmiştir (Tablo 4.24). Bu durum literatürde yapılan çalışmalarda belirtildiği gibi örneklerin toplandığı dönemin GSM miktarını belirlemede önemli bir etken olduğunu desteklemektedir. Ayrıca Forest ve diğ., (2013) GSM değerlerinin farklı olmasına etki eden faktörler arasında, örnekleme yılları arasındaki zamansal farklılıkların önemli bir yeri olduğunu belirtmiştir.

Arktik Okyanusu Beaufort Denizi'nde yapılan çalışmada sediment tuzakları 40 m, 84 m, 150 m ve 210 m derinliklere yerleştirilmiş ve bütün derinliklerde GSM değerinin düşük olduğu ve $11 - 54 \text{ mg m}^{-2}\text{gün}^{-1}$ arasında değiştiği görülmüştür (Miquel ve diğ., 2015). Aynı çalışmada; GSM miktarının su kolonu içerisinde dibe doğru azaldığı fakat dibe yakın son tuzakta arttığı gözlemlenmiştir. Bu durumun nedeni, son tuzağın deniz tabanından 70 m yukarıda olmasına rağmen resüspansiyon olayından etkilenmesi olarak görülmüştür. Tez çalışması kapsamında, sediment tuzakları dipten yaklaşık olarak 15 m yüksekliğe kurulmuştur ve en yüksek GSM miktarlarının elde edildiği dönemlerde askıda katı madde miktarı değerlerinin düşük olduğu gözlemlenmiştir. Fakat bu durum çalışma bölgesindeki resüspansiyon olayının toplam partikül madde akısı üzerinde etkisini anlamada yetersizdir. Bu nedenle resüspansiyon olayının GSM üzerindeki etkisini anlamada ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}$ karışma modellemesi ile resüspanse olan materyal miktarının tahmininin yapılması gerekliliğini ortaya çıkarmıştır.

Yapılan hidrografik çalışmalar; rehabilitasyon öncesinde Haliç'e Alibeyköy ve Kağıthane derelerinden giren akıntı oranlarının $3 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{gün}$ miktarındayken, barajların ve toplama sistemlerinin yapımı sonrasında bu oranın $3 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{yıl}$ olacak şekilde azaldığını göstermiştir (Öztürk ve diğ., 1998). Buna bağlı olarak, denizel etkinin İstanbul Haliç'inde Camialtı bölgesine kadar uzandığı belirtilmiştir (Albayrak ve diğ., 2010). Bu nedenle İstanbul Haliç'inin orta ve alt kısmında su kolonundaki partiküler madde miktarına ve

batma hızına etki eden en önemli faktörlerin yağışlar ve küçük boyuttaki kontrolsüz yapay deşarjlar olduğunu söylemek mümkündür (Sur ve diğ., 2002). Buna ek olarak; pelajik canlıların etkinliğine bağlı olarak gerçekleşen üretimin yanı sıra muhtemel kısa sürede oluşan yüksek miktarda insan kaynaklı faaliyetlerde (Unkapanı Köprüsü'nde 2013 Eylül ayında başlayan restorasyon çalışmaları), GSM miktarının Haliç'te artmasına neden olmaktadır. Ayrıca sediment tuzağının bulunduğu derinlik üzeri ve altındaki zamansal olarak değişen akıntı hızları, tuzaktan dip kısma kadar olan su kolonundaki biyolojik aktivite ve bentik organizmaların bölgedeki aktiviteleri de süspansiyon olmuş partiküller madde birikimi üzerine etki etmektedir. Bölgede su kolonunda meydana gelen türbülans derecesi, resüspansiyon olayı, yanal akıntılar, rüzgar hızı, dalga büyüklüğü, dalga hareketleri ve hidrodinamik yapı daha fazla deniz etkisi altında olan haliçlerde süspansiyon olmuş madde miktarını ve taşınma hızını etkileyen faktörler olarak belirtilmiştir (Baker ve diğ., 1988; Gardner ve diğ., 1997; Buesseler ve diğ., 2007).

5.3.Cs-137, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra VE ⁴⁰K AKTİVİTE KONSANTRASYON VE AKI SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Çalışmanın yapıldığı istasyonlarda hem tuzak hem de dip sedimenti örneklerinde; U ve Th serisi bozunma ürünleri olan ²²⁶Ra ve ²²⁸Ra ile bu serilerin dışında kalan, doğal olarak bulunan ⁴⁰K radyonüklidinin aktivite konsantrasyon ve akı değerleri belirlenmiştir. Ayrıca bir fisyon ürünü olan ¹³⁷Cs radyonüklidinin de çalışma alanından elde edilen sediment örneklerinde aktivite konsantrasyon ve akı değerleri hesaplanmıştır.

Tez çalışması kapsamında, tuzak materyalinden elde edilen sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda en yüksek ¹³⁷Cs aktivitesi Yaz-2013 mevsiminde 23,76 Bq kg⁻¹ olarak hesaplanmıştır. K-40, ²²⁶Ra ve ²²⁸Ra aktivite konsantrasyon değerlerinin ise genel olarak her mevsimde birbirine yakın olduğu görülmüştür. Cs-137 açısından ortalama sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda; sediment tuzağından elde edilen aktivite konsantrasyon değerlerinin dip sedimentinden elde edilen ortalama değerden yüksek olduğu görülmüştür. Aynı durumun ⁴⁰K, ²²⁶Ra ve ²²⁸Ra içinde geçerli olduğu belirlenmiştir (Tablo 4.25; Tablo 4.26). Çalışmanın yapıldığı dönem içerisinde ¹³⁷Cs açısından en yüksek akı değeri ise Kış-2014 döneminde tespit edilmiştir. K-40, ²²⁶Ra ve ²²⁸Ra açısından en yüksek akı değerleri de Sonbahar-2013 mevsiminde belirlenmiştir (Tablo 4.25).

Türkiye'nin doğu Karadeniz sahilinde yapılan bir çalışmada sediment tuzak sistemi kurularak elde edilen örneklerde ^{137}Cs ve ^{40}K radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları incelenmiştir. Belirtilen alanda elde edilen sediment materyalinde ^{137}Cs ve ^{40}K aktivite konsantrasyon değerleri sırasıyla 40 - 100, 430 - 910 Bq kg⁻¹ olarak belirlenmiştir ve tez çalışması sonuçlarıyla tutarlı olarak en yüksek ^{137}Cs aktivitesi yaz mevsiminde elde edilmiştir. Aynı çalışmada bu radyonüklidlerin akı değerleri ise ^{137}Cs ve ^{40}K için sırasıyla 0,37 – 2,81 Bq m⁻²gün⁻¹ ve 8,5 – 29,9 Bq m⁻²gün⁻¹ olarak sonbahar ve yaz mevsimlerinde belirlenmiştir (Ergül ve diğ., 2006). Karadeniz'de Çernobil nükleer santral kazası sonrası kurulan tuzak sedimentinde ise ^{137}Cs aktivitesi 500 – 1900 Bq kg⁻¹ olarak belirlenmiştir (Buesseler ve diğ., 1987). Akdeniz'de 200 m derinliğe kurulan sediment tuzağından elde edilen büyük partiküllerde ^{137}Cs aktivitesinin 150 - 400 Bq kg⁻¹ aralığında olduğu görülmüştür (Fowler ve diğ., 1992). Kuzeybatı Akdeniz'de Monaco açıklarına kurulan sediment tuzağı örneklerinde ise ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra ve ^{228}Ra aktivitelerinin sırasıyla 10,2-25,4; 383-581; 39-95,1; 24-41,7 Bq kg⁻¹ aralığında değiştiği belirlenmiştir (Pham ve diğ., 2017). Kuzey pasifik batı bölgesinde ise 500 m derinlikte ^{137}Cs 'ye ait akı değerinin 2,25 – 2,61 Bq m⁻²gün⁻¹ olduğu ve zamanla akı miktarında bir azalma meydana geldiği belirtilmiştir (Honda ve Kawakami, 2014). Aynı bölgede yapılan başka bir çalışmada ise ^{137}Cs 'ye ait akı değerinin 58 ± 3 Bq m⁻²gün⁻¹ olduğu belirtilmiştir (Otosaka ve diğ., 2014). Belirtilen literatür değerleri göz önünde bulundurulduğunda, tez çalışmasında elde edilen sonuçların (aktivite konsantrasyonları ve akı değerleri) literatür değerlerinden düşük olduğu görülmektedir. Fakat en iyi karşılaştırmanın aynı örnekleme döneminde, aynı derinliklerden ve benzer alanlardan elde edilen sonuçlarla yapılacağı bilinmektedir (Ergül ve diğ., 2006).

Çalışma alanından elde edilen sonuçlardan, bir fisyon ürünü olan ^{137}Cs radyonüklidinin su kolunu boyunca çökelen materyalde halen ölçülebilir düzeyde var olduğu görülmüştür. Bu durumu esas olarak, radyonüklidin ve çökelen materyalin yapısı ve özellikleriyle (partiküllerin redoks durumu, kimyasal kompozisyonu, kristallik ve partikül boyutu, heterojenitesi, partiküllerin bulunduğu minerolojik durum, konsantrasyonları) açıklamak isabetli olacaktır (Navada ve diğ., 1998; Kanivets ve diğ., 1999). Cs-137 radyonüklidi yüksek çözünürlüğe ve nispeten uzun yarı ömre sahip olması dolayısıyla sucul ekosistemlerde dağılma özelliğine sahiptir. Bu özelliği nedeniyle dip sedimentinde derinlere doğru hareket edememekte ve su-sediment ara yüzünden tekrar su kolonuna

karışarak sediment partiküllerinde tutunmakta ve canlılarda biriktiği bilinmektedir. Bu durumda söz konusu radyonüklidin deniz ortamında sürekliliğine sebep olmaktadır (Wang ve diğ., 2010; Kalayci ve diğ., 2013; Sezer ve diğ., 2014). Buna bağlı olarak tuzak örneklerinde halen ve dip sedimentinden yüksek miktarda ^{137}Cs radyonüklidi bulunması canlılarda birikim gösterdiği ve canlıların metabolik aktiviteleri sonucu oluşan atıkları ve ölülerinin su kolonu boyunca taşınması, birikmesi ve muhtemel etki gösteren resüspanسیون olayının da sonucu olabilir. Ayrıca ortama herhangi bir yoldan giren karasal girdinin (litojenik sediment girişlerinin) de ^{137}Cs miktarı üzerinde etkili olduğu bilinmektedir.

Çalışma kapsamında tuzakların kurulduğu dönemde ayrıca dip sediment örnekleme yapılmıştır. Dip sediment örneklerinde elde edilen sonuçların literatür değerleri ile tutarlı olduğu görülmüştür (Tablo 4.26; Tablo 5.1). Cs-137 radyonüklidinin Haliç ortamında bulunurluğu üzerine etki eden faktörlerden biri de Karadeniz suyunun güney batı yönünde oluşturduğu akıntıdır. Zira bu akıntıdan dolayı her yıl 8-10 TBq ^{137}Cs aktivitesinin Karadeniz yüzey suyu ile birlikte İstanbul Boğazı'na ulaştığı bilinmektedir ve dolayısıyla İstanbul Haliç'inin yüzey su tabakasını oluşturan Karadeniz suyunun bölgenin ^{137}Cs envanterinde etkisi olduğunu belirtmek mümkündür (Kılıç ve Çotuk, 2011; Delfanti ve diğ., 2014). Cs-137 radyonüklidinin sedimentte bulunurluğunu etkileyen bir diğer faktör de sedimentin organik madde içeriği ve yapısıdır. Organik yapı ve ^{137}Cs arasında pozitif bir korelasyon olduğu ve özellikle hümik asit bakımından zengin olan deniz sedimentinin ^{137}Cs bağlama kapasitesinin de yüksek olduğu bilinmektedir (Kim ve diğ., 2007; Thanapon ve diğ., 2010). K-40 radyonüklidi dünyanın oluşumundan bu güne kadar varlığını sürdüren primordiyal bir radyonüklid olup çevresel örneklerde ve canlı bünyesinde yaygın bir şekilde bulunmaktadır (Appleby ve Luttrell, 1993; UNSCEAR, 2000). Çalışma kapsamında dip sedimentinden elde edilen değerler düşük, tuzak sediment örneklerinde elde edilen değerler ise UNSCEAR tarafından rapor edilen değerlerden yüksektir. Bu durum üzerine, çalışma alanına özellikle giriş yapan karasal materyalin, canlı aktivitesinin ve Haliç'in orta kısmından deşarj edilen kanalizasyon akıntılarının etkileri olduğu düşünülebilir. Ayrıca fosil yakıt tüketiminin primordiyal radyonüklidlerin seviyelerini arttırdığı da bilinmektedir (Eisenbud ve Petrow 1964, Cooper ve diğ., 2003). Bu durumda Haliç etrafında halen tüketilmekte olan fosil yakıtlar atmosferik yolla kuru veya yağ çökeltme ile bu ortama giriş yapmaktadır. K-40, ^{226}Ra ve ^{228}Ra miktarı üzerine

etki eden diğer faktörler ise gübreleme, fosfat endüstrisi ve petrokimya endüstrisidir. Haliç etrafında hali hazırda bu tür bir kuruluş faaliyeti olduğu bilinmemektedir. Dolayısıyla Haliç ortamında K-40, ^{226}Ra ve ^{228}Ra dağılımı, taşınımı ve birikimi üzerine etki eden en önemli faktörün fosil yakıt tüketimi ve atık su girişleri oluşturmaktadır. Dip sedimentinde ^{40}K , ^{226}Ra ve ^{228}Ra radyoaktivite seviyelerinin dünya genelinde bulunan background (zemin) seviyelerinden düşük olduğu belirlenmiştir (^{40}K : 400; ^{226}Ra : 35; ^{228}Ra : 30 Bq kg⁻¹) (UNSCEAR, 2000).

Bu tür çalışmalarda yukarıda belirtilen parametrelerin dışında partikül boyutu, örnekleme yapılan yerin derinliği, kıyıya uzaklığı, coğrafi konumu, örnekleme zamanı, radyonüklidlerin deniz ortamında süspanse, çözünmüş ya da büyük partiküllere bağlı halde bulunması ve yüzey sedimenti kesitinin kalınlığı gibi faktörlerin analiz sonuçları üzerinde etkili olacağı da göz önünde bulundurulmalıdır.

Tablo 5.1: Dip sedimenti ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra ve ^{40}K değerlerinin literatür sonuçlarıyla karşılaştırılması.

İstasyon	^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)	^{40}K (Bq kg ⁻¹)	^{226}Ra (Bq kg ⁻¹)	^{228}Ra (Bq kg ⁻¹)	Referanslar
İstanbul Haliç'i	36,1 (14,8-67,9)	498,1 (341-683)			Kılıç ve Çotuk, 2011
Karadeniz (<63µ)	95 (51-159)	925 (235-2783)	363	2783	Topcuoglu ve diğ., 2003
Caspian Denizi	12,4	264	14,6		Ashnani ve diğ., 2010
Krka Nehri halici	11,7 (0,3-43,8)		29,5 (2,7-193)		Cukrow ve diğ., 2009
İstanbul Haliç'i (<63µ)	26,2 (11,1-45,4)	256 (395-500)	23,9 (21,1-27,7)	28,8 (24,4-36,5)	Kılıç ve diğ., 2014
İstanbul Haliç'i (>63µ)	17,8 (8,1-33,5)	381 (289-521)	20,3 (15,8-31,1)	20,04 (13,7-32,5)	Kılıç ve diğ., 2014
İzmit Körfezi	21 (6-79)	568 (187-874)	18 (8-28)	24 (10-40)	Ergul ve diğ., 2013
Doğu Karadeniz	3,26-30,74	215,7-450			Baltas ve diğ., 2016
İstanbul Haliç'i	7,97-12,8	240-398	10,8-15,1	9,4-13,4	Tez Çalışması

5.4.Po-210 VE ²¹⁰Pb AKTİVİTE KONSANTRASYON VE AKI SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Tez çalışması kapsamında, ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları ile akı değerleri her bir örnekleme zamanına ait tuzak sedimenti ve dip sediment örneklerinde belirlenmiştir.

Tuzak-1'den elde edilen sediment materyalinde en yüksek ²¹⁰Po aktivite konsantrasyonu (223,5 Bq/kg) Kasım-Aralık 2014 periyodunda bulunurken en düşük değer ise Ekim-Kasım 2013 (46,2 Bq/kg) periyodunda tespit edilmiştir (Tablo 4.27; Şekil 4.5). Tuzak-2 sediment materyalinde en yüksek ²¹⁰Po aktivite konsantrasyonu Eylül-2014 döneminde, en düşük aktivite değeri ise Temmuz-Ağustos 2014 periyodunda olduğu belirlenmiştir (Tablo 4.27; Şekil 4.6). Po-210 akı değerleri açısından incelendiğinde ise, her iki tuzakta en yüksek değerler aktivite konsantrasyon değerleriyle tutarlı olarak sırasıyla Kasım-Aralık-2014 ve Eylül-2014 dönemlerinde tespit edilmiştir (Tablo 4.28; Şekil 4.7; Şekil 4.8).

Her iki tuzaktan elde edilen örneklerde en yüksek ²¹⁰Pb aktivite konsantrasyonu sırasıyla Tuzak-1'de Ağustos-Eylül 2013 ve Tuzak-2'de ise Temmuz-Ağustos 2014 dönemlerinde tespit edilmiştir. En düşük aktivite konsantrasyonları ise her iki tuzak için Eylül-Ekim-Kasım 2013 döneminde belirlenmiştir (Tablo 4.29; Şekil 4.9; Şekil 4.10). Dolayısıyla, çalışma süresince, ²¹⁰Pb radyonüklidinin aktivite konsantrasyon değerinin yaz mevsiminde en yüksek değere sahip olduğu görülürken en düşük değerlerin sonbahar mevsiminde olduğu tespit edilmiştir. En yüksek akı değerinin elde edildiği dönem Tuzak-1 için Kasım-Aralık-2014 iken Tuzak-2 için ise Eylül-2014 periyodudur (Tablo 4.32; Şekil 4.17; Şekil 4.18).

Her iki tuzak için ²¹⁰Po ve ²¹⁰Pb'un yüksek akı değerlerinin elde edildiği dönemlerde aktivite konsantrasyonlarında yüksek olduğu belirlenmiştir. Tuzak-2 için her iki radyonüklidin aktivitesi ve akı değerleri arasında anlamlı bir ilişki bulunurken (²¹⁰Po için $r=0,65$; ²¹⁰Pb için $r=0,67$) ($p<0,05$, Pearson korelasyon testi), Tuzak-1 için anlamlı bir ilişki elde edilememiştir (²¹⁰Po için $r=0,51$; ²¹⁰Pb için $r=0,52$) ($p>0,05$, Pearson korelasyon testi). Dolayısıyla akıların yüksek olmasının en önemli nedenleri arasında yüksek aktivite ve dönem içerisinde batan partikül içeriğinin olduğu ortaya çıkmakta ve bilinmektedir (Chung ve diğ., 2003; Chung ve diğ., 2004).

Örnekleme periyodu boyunca elde edilen sediment materyallerinde genel olarak ^{210}Po aktivite konsantrasyon değerlerinin ^{210}Pb aktivite konsantrasyonlarından düşük olduğu görülmüştür (Şekil 4.11-Şekil 4.13; Şekil 4.14-Şekil 4.16; Tablo 4.30; Tablo 4.31). Obeta ve diğ., (2004) öfotik tabaka altında bulunan tabakada ^{210}Po miktarının fazlalığından bahsetmiştir. Chung ve Wu (2005) ise yüzey tabakalarında kayıp ^{210}Po 'un çoğunun mikroorganizmalar tarafından su kolonu boyunca taşınmadan tüketildiğini ve besin zinciri içerisinde daha yüksek trofik seviyedeki organizmalar arasında hareket ettiğini belirtmiştir. Güneybatı Pasifik'te yapılan diğer çalışmalarda, sediment tuzağı örneklerinden elde edilen sedimentte ^{210}Pb aktivitesinin 660 m derinlikte 85 ± 11 ve 299 ± 23 dpm g^{-1} aralığında değiştiği görülmüştür (Yamada ve Zheng, 2007). Bir diğer çalışmada, 500 m üzeri derinlikte ^{210}Po ve ^{210}Pb 'un ortalama aktiviteleri sırasıyla $15,9\pm 10,8$ ve $32,58\pm 24$ Bq kg^{-1} olarak kaydedilmiştir. Aynı çalışmada 3200 m su derinliğinden elde edilen tuzak sedimentinde ^{210}Po ve ^{210}Pb 'un aktivite değerleri sırasıyla $23,94\pm 11,1$ Bq kg^{-1} ve $61,02\pm 25,08$ Bq kg^{-1} olarak hesaplanmıştır (Hong ve diğ., 2013). Yapılan çalışmalarda bulunun ^{210}Po ve ^{210}Pb aktivite konsantrasyon değerlerinin İstanbul Haliç'inde elde edilen değerlerden oldukça düşük olduğu görülmektedir. Ancak, yapılan bir çalışmada, Keweenaw yarımadası bölgesinde Superior gölüne kurulan tuzaklarda ilkbahar, yaz ve sonbahar mevsimleri için ^{210}Pb aktivitesi 39 ile 187 dpm g^{-1} aralığında belirlenmiş olup ortalama değer 88 dpm g^{-1} olarak hesaplanmıştır. Po-210 için aktivite konsantrasyonları ise 26,1 – 62,6 dpm g^{-1} aralığında değişmiş ve ortalama değer ise 42,4 dpm g^{-1} olarak bulunmuştur (Chai ve Urban, 2004). Bu durum bölgede tespit edilen yüksek atmosferik ^{210}Pb akısına (ortalama 27 dpm $\text{m}^{-2}\text{gün}^{-1}$, en yüksek 544 dpm $\text{m}^{-2}\text{gün}^{-1}$) ve lokal resüpsansiyon olayına bağlanmıştır. Aynı çalışmada 35 m derinliğe kurulan tuzakların yaz mevsiminde oluşan termoklin tabakası altında kaldığı ve yaz döneminde elde edilen radyonüklid aktivitelerinin tabakalaşma öncesi ve sonrası dönemde elde edilenlerden önemli derecede daha düşük olduğu belirtilmiştir ($p<0.05$, student's test) (Chai ve Urban, 2004). Söz konusu radyonüklidler açısından literatürde belirtilen aktivite sonuçlarının tez çalışması kapsamında bulunan değerlerden yüksek olduğu görülmüştür. İstanbul Haliç'inde sadece yoğun yağışlı ve karasal girdinin olduğu dönemlerde görülen üç tabakalı su yapısının olduğu dönemlerde (sonbahar-kış), ^{210}Po ve ^{210}Pb konsantrasyonları açısından önemli farklılıklar olduğu gözlemlenmemiştir (Alpar ve diğ., 1999; Albayrak ve diğ., 2010; www.mgm.gov.tr). Ayrıca sediment tuzakları 30 m su

profilinin 15. m'sine kurulmuştur ve yüzeyden itibaren 25 m'yi Karadeniz suyunun oluşturduğu bilinmektedir. Bu durumda; su profilinde meydana gelen tabakalaşmanın kirleticilerin dikey hareketinde bir bariyer oluşturduğunu söylemek çalışma alanı için zordur.

Güney Çin Denizi'nde dört noktaya ve farklı derinliklere kurulan sediment tuzaklarından elde edilen sediment materyalinde ^{210}Pb aktivite konsantrasyon değerinin 40 – 100 ve 100 – 230 dpm g^{-1} aralığında değiştiği görülmüştür. Yüzey tuzaklarından elde edilen sonuçlardan, kütle akı değeri ile ^{210}Pb aktivite değeri arasında negatif bir korelasyon olduğu ve derinlere inildikçe ^{210}Pb miktarında bir artma (zenginleşme) olduğu belirlenmiştir (Chung ve diğ., 2004). Ayrıca yaygın olarak, kıyı denizlerinde ^{210}Pb aktivitesi ile kütle akısı arasında bir ilişki bulunmadığı belirtilmiştir. Bu durum üzerine kıyı yüzey sularında, ^{210}Pb bulunmayan toprak kaynaklı iri tanelerin bol bulunması ve su kolonu boyunca ^{210}Pb radyonüklidinin partiküler temizlenmesinin (su kolonunda çözülmüş halde bulunan ^{210}Pb un batan partiküllere tutunarak dikey çökelişi) bir etkisi olduğu belirtilmiştir. ^{210}Po ise organik yapıya olan afinitesi nedeniyle üst tabakalarda kalabilmekte ve özellikle fitoplankton tüketimi (grazing) olayları nedeniyle suyun üst tabakalarında hareket etmekte ve buna bağlı olarak düşük dikey çökeltim miktarı sonucu alt kısımlarda düşük seviyelerde bulunmaktadır (Hung ve Chung, 1998; Chung ve diğ., 2003). Tez çalışması kapsamında elde edilen sonuçların ^{210}Pb açısından literatür bulguları ile tutarlı olduğu görülmüştür. Yapılan korelasyon sonuçlarına göre sedimentasyon akısı (GSM) ile ^{210}Po ve ^{210}Pb aktivitesi arasında anlamlı bir ilişki bulunamamıştır ($p>0.05$) (Tablo 4.43; Tablo 4.44). Ayrıca ^{210}Pb miktarı ile organik madde arasında da bir korelasyon olmadığı çalışma kapsamında tespit edilmiştir ($p>0.05$). ^{210}Po 'un organik yapıya olan afinitesi bilinmektedir, Tuzak-1 sedimentinde organik madde ile ^{210}Po arasında anlamlı bir korelasyon bulunurken ($p<0.05$), Tuzak-2 için aralarında önemli bir korelasyon tespit edilememiştir ($p>0.05$) (Tablo 4.43; Tablo 4.44). Dolayısıyla biriken sediment materyalinde litojenik, biyojenik ve hidrojenik yapının yanı sıra hem radyonüklidin hem de sedimentin fiziksel ve kimyasal yapısının analiz edilmesi radyonüklidlerin bağlanma durumunun açıklanmasında önemli bir etkidir.

Güney Çin Denizi'nin yarı kapalı baseninde 250 ile 1000 m arasına kurulan tuzak sistemlerinde ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin dikey dağılımları incelenmiştir. ^{210}Po -210

ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin partiküllerin batması yoluyla uzaklaşma akılarının sırasıyla $45 - 51 \text{ dpm m}^{-2}\text{gün}^{-1}$ ve $481 - 567 \text{ dpm m}^{-2}\text{gün}^{-1}$ aralığında değiştiği belirlenmiştir. Aynı çalışmada ^{210}Po akılarının mevsimsel değişiminin öfotik tabakadaki biyolojik partiküllerin üretimi ve degradasyon ile kontrol edildiği belirtilmiştir (Wei ve diğ., 2014). Tez çalışması kapsamında sediment tuzakları su kolonunda 15 m derinliğe yerleştirilmiştir. İstanbul Haliç'inin Boğaz'a yakın alt kısmında yapılan çalışmalarda seki diski derinliğinin 9 – 10 m arasında değiştiği gözlemlenmiştir (Taş ve Yılmaz, 2015). Bu durumda sediment tuzaklarının öfotik tabakanın altında kaldığı ve planktonik organizmaların yoğun üreme periyodu sonrasında çökelen partiküllerin toplanabileceği derinlikte olduğu ifade edilebilmektedir. Tez çalışmasında, ^{210}Po radyonüklidi açısından akı değerlerinin en yüksek olduğu dönemlerin aktivite konsantrasyon değerleri ile tutarlı olarak Eylül-2014 ve Kasım-Aralık-2014 olduğu belirlenmiştir. Yapılan çalışmalarda tuzakların bulunduğu lokasyonlarda ve aynı tarihlerde (Eylül-2014 ve Kasım-Aralık-2014) total fitoplankton biyomasının yüksek olduğu rapor edilmiştir (Taş, 2015; Taş, 2009; Marins ve diğ., 2003). Dolayısıyla Haliç'in bu bölümlerinde meydana gelen mikroalg üremesinin su kolonu boyunca radyonüklidlerin taşınması üzerine bir etken olduğunu belirtmek mümkündür. Kuzey Atlantik okyanusunun Bermuda bölgesinde uygulanan akı programı çerçevesinde (Oceanic Flux Program) çeşitli derinliklere sediment tuzakları yerleştirilmiş ve 12 aylık zaman periyodu üzerinden analiz yapılmıştır. Derinlere yerleştirilen tuzaklarda, ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin batma akıları sırasıyla $5,5 \pm 4,8$ ve $10,0 \pm 9,4 \text{ dpm m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir. Bu değerlerin aynı bölgede 150 m ve üzerinde daha önce yapılan çalışmalardan elde edilen değerlerden katları oranında düşük olduğu görülmüştür ($109 \pm 40 \text{ dpm m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $67 \pm 21 \text{ dpm m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Her iki derinlikte de batan akı açısından pik değerler yaz mevsiminde, düşük değerler ise kütle akısının düşük olduğu kış mevsiminde elde edilmiştir (Stewart ve diğ., 2010; Buesseler ve diğ., 2008; Hong ve diğ., 2013). Yapılan analiz neticesinde, 500 m üzeri su kolonunda ^{210}Po akı değeri üzerine, partikül akı değerlerinin mevsimsel değişkenliğinin etki ettiği belirtilmiştir. Tez çalışması kapsamında, partikül akı değerlerinin en yüksek olduğu dönemlerin Tuzak-1 için Ekim-Kasım-2013 ($96,71 \text{ g m}^{-2}\text{gün}^{-1}$) ve Tuzak-2 için Eylül-2014 ($106,43 \text{ g m}^{-2}\text{gün}^{-1}$) ve en düşük olduğu dönemin ise her iki tuzak için Haziran-2013 olduğu gözlemlenmiştir. ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin akı değerleri açısından en yüksek dönemlerin ise sırasıyla Kasım-Aralık-2014 ve Eylül-2014 olduğu görülmüştür.

Bu durum, zamana bağılı olarak değişen partiküllerin batma hızı ve bileşimlerinin radyonüklid akı değerleri üzerine etki ettiğini göstermektedir. Zira yapılan korelasyon analizi sonucunda her iki radyonüklidin akı değerleri ile zamana bağılı kütle akı değerleri arasında Tuzak-2 için anlamlı bir ilişki bulunurken (^{210}Po için $r=0,65$; ^{210}Pb için $r=0,80$) ($p<0.05$, Pearson Korelasyon testi), Tuzak-1 için anlamlı bir ilişki bulunamamıştır (^{210}Po için $r=0,51$; ^{210}Pb için $r=0,51$) ($p>0.05$, Pearson Korelasyon testi). Bu sonuçlar kütle akısının radyonüklid taşınmasında tek etken olmadığını göstermektedir. Elde edilen bu sonuçlara göre, partiküllerin miktarı, bileşiminin ve içeriğinin zamana bağılı olarak değiştiği ve bu durumda radyonüklidlerin akı değerleri üzerine etki ettiğini belirtmek mümkündür. Radyonüklidlerin batma akılarına etki eden önemli faktörlerin başında muhtemel partikül kompozisyonu ve miktarındaki ani değişikliklerin geldiği bilinmektedir (Hong ve diğ., 2013). Bu nedenle çökelen madde içeriğinin bilinmesi kıyı şeridinde radyonüklidlerin taşınma yollarının belirlenmesinde önemli bir gereklilik oluşturmaktadır (Biscaye ve diğ., 1988; Radakovitch ve diğ., 1999; Chung ve diğ., 2003). Ayrıca, sucul alanlarda inorganik ve organik maddelerin yatay taşınımları ve atmosferik ^{210}Pb radyonüklidinin kuru ve yaş çökeltme miktarı da akı değerleri üzerine etki eden faktörler arasındadır (Settle ve diğ., 1982; Turekian ve diğ., 1983; Duce ve diğ., 1991; Kim ve diğ., 1999; Cochran ve diğ., 1990).

Tez çalışması süresince, aktivite konsantrasyonu açısından elde edilen $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ oranlarının <1 olduğu görülmüştür (Tablo 4.30; Tablo 4.31). Po-210 ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin partikül reaktif özellikte oldukları ve ^{210}Po 'un organik partiküllere ^{210}Pb 'un ise inorganik yapıya yüksek afinite gösterdiği bilinmektedir (Nozaki ve diğ., 1998; Stewart ve Fisher, 2003a, b). Yüzey sularında dikey profil, çözünmüş ^{210}Po miktarının çözünmüş ^{210}Pb 'dan daha az olduğunu ve bunun sebebi ^{210}Po 'un yüzey sularında organik maddenin yüksek olması sebebi ile partiküler ilişki yüzdesinin ^{210}Pb 'dan daha yüksek olmasına bağlanmaktadır (Bacon ve diğ., 1976; Nozaki ve diğ., 1998; Hong ve diğ., 2008). Bu iki radyonüklidin sedimentlerde ve akuatik ortamlarda farklı miktarda bulunmalarının en büyük sebebi ise, bağlanmalarında ve çözünmelerindeki biyokimyasal farklılıktan kaynaklanmaktadır. Sahip oldukları biyokimyasal özellikler nedeniyle, çözünmüş durumda bulunan bu radyonüklidlerin büyük bir kısmının suspanse olmuş partiküller üzerine adsorbe ve/veya absorbe olarak su kolonu boyunca çöktüğü bilinmektedir. Bu duruma yanal akıntı hızı gibi ortamın fiziksel

şartlarının da büyük etkisi olduğu bilinmektedir. Delaware Haliç’inde çözünmüş ^{210}Po ’un %60’ının ve ^{210}Pb ’un ise %55’inin yanal akıntılarla sahil sularına taşındığı belirtilmiştir (Marsan ve diğ., 2014). Yapılan çalışmalarda genel olarak yüzey sularında $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ oranı açısından denge durumunda (secular equilibrium) bir sapma olduğu ve genel dağılım profilinde bu sapmanın toplam ^{210}Po miktarındaki eksikliğinden kaynaklandığı belirtilmiştir (Bacon ve diğ., 1976; Cochran et al., 1983; Nozaki ve diğ., 1997). Bu durum; ^{210}Po ’un zamana bağlı değişiminin su kolonunda bulunan partikül içeriğine (kompozisyon ve dekompozisyon) bağlı olduğunu göstermektedir (Wei ve diğ., 2014). Partikül konsantrasyonunun yüksek olduğu sahil sularında ve şelf alanlarında $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ aktivite oranları genel olarak <1 iken, 1000 m’den daha derin su kolonunda ise $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ oranının göreceli olarak değişmediği, 1 veya 1’e yakın değerlerde olduğu görülmüştür (Thomson ve Turekian, 1976; Kim and Church, 2001; Hong ve diğ., 2003). Bu çalışmalarda elde edilen sonuçlar ile ilgili benzer sonuçların tez çalışması sonuçları için de geçerli olduğu görülmüştür. Oligotrofik Sargasso Denizi’nde yüzey sularında ^{210}Po azlığı nedeniyle denge durumundaki sapmanın ^{210}Po ’un batan partiküllerle uzaklaşmaları yerine makrozooplankton organizmalar ile taşıyıcı olması olayına bağlanmıştır (Kim, 2001). Ayrıca yüzey sularında ^{210}Po miktarının daha düşük olmasının bir diğer nedeni ise karasal kaynaklı partiküller tarafından meydana gelen yoğun uzaklaştırma olabileceği ifade edilmiştir (Hong ve diğ., 2008). Güney Çin Denizi’nin yüksek biyolojik aktivite ve karasal girdinin olduğu yüzey sularında ^{210}Po ’un ^{210}Pb ’dan daha hızlı uzaklaştığı ve $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ oranının 0,58 olduğu belirtilmiştir (Nozaki ve diğ., 1998). Bir diğer çalışmada öfotik tabakadan sediment tuzakları vasıtasıyla elde edilen sediment materyalinde $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ oranının 0,66 ile 0,77 arasında değiştiği görülmüştür (Chung ve Wu 2005). Tayvan Denizi’nin kuzeydoğu sahillerinde bu radyoniklidlerin aktivite oranları benzer şekilde ortalama 0,60 olarak bulunmuştur (Hung ve Chung, 1998). Tez çalışma alanı hem insan hem de araç trafiği açısından yoğun bir alan olmakla birlikte kalabalık bir şehirleşme alanının da ortasında bulunmaktadır. Ayrıca organizma faaliyetleri açısından aktif bir ortam olması ^{210}Po ’un batan partiküllerle uzaklaşması üzerine etki etmekte bu durumda tuzaklanan sediment materyalindeki miktarı üzerine ^{210}Po açıklığı yönünde olan bir sonuç meydana getirmektedir. Bununla beraber, çalışma bölgesinde birikim periyodu süresince hem biriken materyalde hem de süspanse olmuş partiküler madde de meydana gelen degradasyon ve remineralizasyon olayları $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$

oranlarında değişikliğe neden olan diğer faktörler arasında gösterilebilir. Çalışma bölgesinin atmosferik ^{210}Pb envanterinin bilinmesi de radyonüklidin bu bölgedeki bulunurluğunu, miktarını ve kaynağını belirlemede ayrıca önemlidir. Po-210'un fiziksel yarı-ömrü göz önünde bulundurularak $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ oran sapmasına etki eden bir diğer faktörün örnekleme süresi olduğu ve uzun zaman periyotlarında elde edilen sediment örneklerinde ^{210}Po miktarında azalma olabileceği belirtilmiştir (Wei ve diğ., 2014).

Sediment tuzak sistemlerinin kurulduğu bölgelerden elde edilen dip sedimentinde ^{210}Po ve ^{210}Pb aktivite değerleri; Tuzak-1 istasyonu için sırasıyla $101,16\pm 3,07$ ve $177,08\pm 4$ Bq kg^{-1} ve Tuzak-2 için sırasıyla $86,98\pm 3,6$ ve $165,16\pm 4,93$ Bq kg^{-1} olarak belirlenmiştir (Tablo 4.27; Tablo 4.29). Çalışma alanında belirlenen aktivite değerleri yapılan çalışmalarda bulunan değerler ile karşılaştırıldığında sonuçların literatürde rapor edilen değerler aralığında olduğu tespit edilmiştir (Uğur ve Yener, 2001; Uğur ve diğ., 2003; Saçan ve diğ., 2010; Aközcan, 2013). İstanbul Haliç'inde yapılan bir çalışmada dip sedimentinde <63 ve $>63\mu\text{m}$ fraksiyonlarda ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin ortalama aktivite konsantrasyon değerleri verilmiştir (Kılıç ve diğ., 2014). Söz konusu çalışmada ortalama değerler ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidleri için sırasıyla $97,9$ Bq kg^{-1} ve $112,7$ Bq kg^{-1} olarak $<63\mu\text{m}$ fraksiyonda ve $55,1$ ve $60,6$ Bq kg^{-1} olarak $>63\mu\text{m}$ fraksiyonda bulunmuştur (Kılıç ve diğ., 2014). Tez çalışmasında elde edilen sonuçların önceki çalışmalarda rapor edilen sonuçlara yakın olduğu görölmüştür. Sediment tuzak sistemlerinin kurulduğu bölgelerden elde edilen dip sediment örneklerinde ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyon değerlerinin tuzaklardan elde edilen sediment materyalindeki değerlerden daha düşük olduğu görölmüştür (Tablo 4.27; Tablo 4.29). Benzer sonuçlar literatür çalışmalarında da elde edilmiş ve bu durum sediment tuzaklarının bulunduğu bölgede meydana gelen lokal resüspansiyon olayına, dip yüzeyinin morfolojik yapısına, dip akıntı hareketlerine ve dip fauna aktivitesine bağlanmıştır (Yamada ve Zheng, 2007). Bununla birlikte, iki radyonüklidin tuzaklardaki aktivitelerinin dip sedimentlerine oranla nispeten yüksek bulunması; tuzaklarda çeşitli yollarla biriken aktivitelere ek olarak atmosferik olarak bir girişin olması buna karşın dip sedimentinde uzun süredir bulunan ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin aktivitelerinin fiziksel bozunmadan dolayı azalmasından da ileri gelebilmektedir. Ayrıca, tuzaklanmış sediment, dip sedimentine göre su profilinde yaygın bir şekilde bulunan planktonik organizmaları ihtiva etmektedir ve bu organizmaların ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin

fazlasıyla biriktirdiği bilinmektedir. Dolayısıyla, radyonüklidleri bünyelerinde biriktiren bu planktonik organizmalar tuzaklanmış sedimentte daha fazla bulunacağından bu radyonüklidlerin aktivitelerinin dip sedimentine oranla yüksek çıkması beklenen bir sonuçtur.

Çalışma alanı yoğun şehirleşmenin olduğu bir lokasyonda bulunması dolayısıyla hem araç emisyonları hem de evlerde ısınma amacıyla ve endüstriyel olarak kullanılan fosil yakıt etkilerine maruz kalmaktadır. Ancak, sonuçlar söz konusu kaynakların iki radyonüklid üzerine önemli düzeyde bir etki yapmadığını göstermektedir. Bilindiği üzere her iki radyonüklid ^{238}U serisinden bozunmakta olup çevresel ortamlarda doğal olarak bulunmaktadır. Ancak doğal olarak bulunan aktivite değerlerine ek olarak fosil yakıtların yoğun bir şekilde tüketilmesi (özellikle yoğun kömür tüketimi), fosfat gübrelerinin kullanılması vb insan aktiviteleri sebebiyle çevrede iki radyonüklidin aktivite konsantrasyonlarında artış meydana gelmektedir. İstanbul'da kömür kullanımının önemli derecede azalması ^{210}Po ve ^{210}Pb aktivite değerlerinin belirlenen düzeylerde elde edilmesi üzerine önemli bir etkidir.

5.5.METAL KONSANTRASYON VE AKI SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Çalışma kapsamında sediment tuzaklarından elde edilen örneklerde Al, Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, V, Zn olmak üzere 18 elementin ölçümü yapılmıştır. Ayrıca metallerin örnekleme sürelerine bağlı olarak ortamdaki akı değerleri hesaplanmıştır. Bununla birlikte, sediment kalitesini değerlendirmek ve yapay kaynakların kirlilik statüsünü ortaya çıkarmak açısından çalışmada EF (Zenginleşme Faktörü), I_{geo} (Jeolojik Birikim İndeksi), CF (Kontaminasyon faktörü) ve PLI (Kirlilik Yükü İndeksi) değerleri hesaplanmıştır.

Tez çalışması kapsamında, elde edilen tuzak sedimenti $<63\mu\text{m}$ ve $>63\mu\text{m}$ fraksiyonlara ayrılmış ve element ölçümleri her fraksiyon ve toplam sediment materyali için gerçekleştirilmiştir (Tablo 4.33-Tablo 4.35). Yapılan analiz sonucunda, Ag, Al, As, Cr, Cu, Mn, Tl, V ve Zn metalleri için $<63\mu\text{m}$ ve $>63\mu\text{m}$ fraksiyonlar arasında istatistiksel olarak önemli bir fark olduğu görülmüştür ($p<0.05$, Mann-Whitney U testi). Genel olarak, metallerin sedimentte birikiminin partikül boyu ile ters orantılı olduğu bilinmektedir (Salomons 1980; Groot ve diğ., 1982; Soares ve diğ., 1999; Ligerio ve diğ.,

2009). Ayrıca deniz sedimentlerinde $<63\mu\text{m}$ 'dan küçük partikülleri kil ve silt minerallerinin oluşturduğu ve organik madde miktarının da özellikle sahil alanlarında sediment miktarında önemli bir yüzdeye sahip olduğu bilinmektedir (Ligero ve diğ., 2009). Organik madde ve çeşitli kil mineralleri (simektit ve illit) de yüksek katyon değişim kapasitesine (CEC) sahip olduklarından iyon formundaki metalleri kolaylıkla bağlama yeteneğine sahiptir (Borden ve Giese, 2001). Ayrıca $<63\mu\text{m}$ ve $>63\mu\text{m}$ fraksiyon arasındaki yüzey alanı farkı da metal bağlanma yüzdesini etkileyen bir diğer faktördür. Tez çalışması kapsamında ölçümü yapılan diğer metaller için ise sonuç, literatürde belirtilen çalışmaların sonucuyla uyumlu değildir. Tez çalışmasına benzer şekilde Karadeniz'in Rize sahilinde yapılan bir çalışmada, Cd, Pb, Cu, Zn ve Mn konsantrasyonları partikül boyutuna göre belirlenmiş, boyutu $63\mu\text{m}$ 'dan küçük taneciklerin, Pb hariç $250\mu\text{m}$ 'dan büyük taneciklere göre daha az metal biriktirdiği bildirilmiştir. Bu durum ortamın coğrafik ve jeolojik koşulları ile güncel olarak ortama giren madde içeriğine, metalin kimyasal yapısına ve sedimenti oluşturan bileşen yapısına bağlanmıştır (Topcuoglu ve diğ., 2013).

Tez çalışması kapsamında, toplam sediment materyalinde metal konsantrasyonları tuzaklanan materyal üzerinden belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar açısından Tuzak-1 ve Tuzak-2 için ortalama metal konsantrasyonlarının birbirine yakın olduğu görülmüştür (Tablo 4.35). Ayrıca her iki tuzakta aynı dönemlerde elde edilen sediment örneklerinde iki tuzak arasında metal konsantrasyon değerleri açısından önemli bir fark bulunamamıştır ($p>0.05$, Mann-Whitney U testi).

Mejerda Körfez Haliç'i'nde (Tunus) yapılan çalışmada farklı su derinliklerine kurulan sediment tuzaklarında yağışlı ve kuru mevsimlerde tuzak materyalinde Fe, Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, Co ve Cr elementlerinin konsantrasyonları belirlenmiştir. Çalışma sonucunda genel olarak yağışlı sezonda elde edilen metal konsantrasyonlarının kuru mevsimde elde edilenden daha yüksek olduğu görülmüştür (Helali ve diğ., 2016). Yapılan tez çalışmasında; genel olarak her iki tuzak sedimentinde metal konsantrasyonları açısından en yüksek değerlerin elde edildiği mevsimlerin yağış oranlarının yüksek olduğu sonbahar ve kış periyodu olduğu görülmüştür (Sonbahar-2013 59, Kış-2014 50 mm/yıl; www.mgm.gov.tr); (Şekil 4.21-Şekil 4.30). Bu durum atmosferik girişlerin metal konsantrasyonu üzerinde önemli etkisi olduğunu göstermektedir. Yüksek yağış miktarı

atmosferik giriş miktarı üzerine etki ettiği kadar karasal giriş üzerine de etki etmektedir. Keza çalışma alanında yağış miktarının yüksek olduğu sonbahar ve kış dönemlerinde en yüksek GSM (Ekim-Kasım 2013; Eylül 2014) ve TAKM (Şubat 2014) miktarı elde edilmiştir. Fakat elde edilen korelasyon sonuçlarına göre GSM ve TAKM miktarları ile metal konsantrasyonları arasında anlamlı bir ilişki bulunamamıştır ($p>0.05$) (Tablo 4.43; Tablo 4.44). Yapılan çalışmalarda; su kolonu boyunca batan partiküllerde metal konsantrasyonlarını etkileyen etkenler arasında süspanse olmuş partiküler maddenin yapısının geldiği belirtilmektedir (Esson, 1998; Tatone ve diğ., 2013). Ayrıca; suda çözülmüş vaziyette bulunan metal iyonlarının su kolonu boyunca batan partiküllere tercihli olarak bağlandığı ve buna bağlı olarak tutulan sediment materyalinde biriktiği bilinmektedir. Örneğin Fe metalinin çoğunluklu olarak organik madde ve oksihidroksid fraksiyonlara (%60-90) bağlandığı, Mn, ise tercihli olarak karbonatlara ve oksihidroksidlere bağlandığı bilinmektedir (%20-80). Pb ise özellikle organik madde ve kil yapısına bağlı olarak bulunur (Helali ve diğ., 2013). Sedimenti oluşturan materyal büyüklükleri açısından bakıldığında kil minerallerinin $<63 \mu\text{m}$ fraksiyon kısmına girdiği bilinmektedir (Krumbein, 2004). Fakat yapılan tez çalışması kapsamında Pb konsantrasyon miktarları açısından $<63 \mu\text{m}$ ve $>63 \mu\text{m}$ sediment fraksiyonu arasında önemli bir fark olmadığı görülmüştür ($p>0.05$, Mann-Whitney U testi). Kurşun konsantrasyonu üzerine ayrıca atmosferik girişler ve bölgede yapılan ticari balıkçılıkta etkendir. Çalışma alanının yakınında yapılan olta balıkçılığının ve çalışma alanının yoğun bir yerleşim merkezinin ortasında bulunması dolayısıyla insan aktiviteleri açısından dinamik bir alan olması (fosil yakıt tüketimi gibi) Pb konsantrasyonu üzerine etki eden faktörlerdir. Kadmiyum ise asıl olarak organik madde ile bağlantılı olarak bulunmaktadır. Co'nun litojenik ve organik madde, Ni ve Cr ise oksihidroksidlerle bağlantılı olduğu bilinmektedir (Addad 1981; Esson 1998; Tessier ve diğ., 1979). Tez çalışmasında organik madde miktarı ve metal konsantrasyonları arasında yapılan korelasyonda anlamlı bir sonuç ortaya çıkmamıştır ($p>0.05$) (Tablo 4.43; Tablo 4.44). Dolayısıyla tez çalışmasında sediment tuzaklarının bulunduğu alandaki metal birikimini ve taşınma yollarını daha iyi anlamak için ortamda biriken sedimentin fraksiyon yapısının ve formunun iyi bilinmesi gerektiği ortaya çıkmaktadır. Ayrıca, buna bağlı olarak suda çözülmüş halde bulunan metal iyon yapısının bilinmesi de metallerin partiküllere kimyasal ve fiziksel olarak bağlanmasının anlaşılmasında dolayısıyla birikim yolunun

bilinmesinde önemli bir etkidir. Bununla birlikte, Haliçlerde tuzluluk, pH ve organik bağlarda meydana gelen değişiklikler metallerin adsorbsiyon ve desorbsiyon proseslerinde önemli bir rol oynadığı bilinmektedir. Dolayısıyla ortam şartlarında meydana gelen değişikliklerde suspans olmuş partikül maddeye bağlı metal taşınımı ve birikimi üzerine etki eden önemli parametrelerdir (Kogut ve Voelker, 2001; Hatje ve diğ., 2003). Tez çalışması kapsamında pH ve tuzluluk değerleri ile metal konsantrasyonları arasında yapılan korelasyon sonucunda anlamlı bir bağlantı bulunamamıştır ($p>0.05$, Pearson korelasyon testi).

Tez çalışması kapsamında metal kaynaklarını belirlemek ve metal konsantrasyonlarına etki eden yapay kaynakların kirlilik statüsünü ortaya çıkarmak için ve kirli (kontamine olmuş) ortam örneklerinin potansiyel toksisitesi ile ilgili sonuçları analiz etmek adına EF, I_{geo} , CF ve PLI değerlerinden yararlanılmıştır. Çalışmada elde edilen metal konsantrasyonları bahsedilen değerler açısından incelenmiş ve ortamda söz konusu değerler bakımından en yüksek birikim gösteren metallerin Ag, Cd ve Pb olduğu görülmüştür. Tuzaklanan sedimentte tüm metaller açısından hesaplanan ortalama EF değeri 0,48-25,65 aralığında değişmiştir (Tablo 4.36). Bu değerler literatürde benzer alanlardan elde edilen EF değerlerinden yüksektir (Jacobs ve diğ., 1987; Lewis ve Landing, 1992; Kramer, 2006; Tatone ve diğ., 2016). Bu durum doğal süreçlerle (litojenik kaynaklar) meydana gelen oluşumun yanında yapay kaynakların da önemli bir etkisi olduğunu ortaya koymaktadır. Dolayısıyla çalışma kapsamında yapılan PCA analizi metal zenginleşmesinin kaynakları ve birbirleri ile olan ilişkileri hakkında önemli bilgi sağlamaktadır. PCA analizleri açısından her iki tuzakta da elementlerin 4 komponente dağıldığı görülmüştür (Tablo 4.45; Tablo 4.46). Her iki tuzakta antropojenik elementlerin aynı komponentlerde yer aldığı görülmektedir. Aynı zamanda Pearson korelasyon testine göre de genel olarak antropojenik elementler arasında anlamlı ilişkiler olduğu belirlenmiştir (Tablo 4.43; Tablo 4.44). Dolayısıyla bu elementlerin benzer kaynaklardan ortama giriş yaptığını söylemek mümkündür. Uzun yıllar boyunca çeşitli endüstriyel işletmelerden Haliç'e yapılan deşarjlar dip sedimentinde yüksek konsantrasyonların birikmesine neden olmuştur. Dip sedimentinde birikmiş konsantrasyonların resüspansiyonla tuzaklarda birikme ihtimali ile birlikte, atmosferik ve evsel girişler de bu elementlerin tuzaklarda birikmesine neden olmaktadır.

Metaller açısından olası risk durumunu değerlendirmek için, sediment tuzaklarından elde edilen sedimentte As, Cd, Cr, Cu, Pb ve Zn metal konsantrasyonlarının Kanada Sediment Kalite Standart Kılavuzu (Canadian Sediment Quality Guidelines) ile karşılaştırılabilir olduğu görülmüştür (CCME, 2001). Rehberine göre; sediment metal konsantrasyon değerleri <SQG ise nadiren veya herhangi olumsuz biyolojik bir etki göstermediği, SQG ve PEL arasında ise olası olumsuz biyolojik etki meydana getirebileceği ve >PEL (Probably Effect Levels) ise sıklıkla olumsuz biyolojik bir etki ile ilişkili olacağı belirtilmiştir. Buna göre tez çalışmasından elde edilen sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda; As, Cd ve Cr metalleri için konsantrasyonların %35-60 oranında SQG değerinden yüksek olduğu ve SQG-PEL aralığında olduğu görülmüştür. Dolayısıyla akuatik biyota üzerine olası olumsuz biyolojik etki gösterebileceği belirlenmiştir. Cu, Pb ve Zn metal değerlerinin ise PEL değerinden yüksek olduğu görülmüştür ve bu durumda çalışma bölgesinde biriken sedimentin bu metaller açısından akuatik biyota üzerinde sıklıkla olumsuz etki (toksik etki) veya potansiyel bir risk oluşturabileceğini söylemek mümkündür.

Yapay olarak ortamda zenginleşmiş olan metaller; oksidler ve organik madde ile ilişkili sülfidler şeklinde bulunmaktadır (Passos ve diğ., 2010). Sedimentte bulunan metal konsantrasyonuna dolayısıyla birikim ve zenginleşme üzerine etki eden diğer faktörler yapay kaynakların dışında metallerin iyonik formları ve partikül yapısına bağlı olarak yaptıkları bileşiklerdir. Yapılan bir çalışmada Cu metalinin hem yüksek EF hem de SQG değerine sahip olduğu ve dolayısıyla yapay etki durumunun baskın olduğu düşünülmüş fakat yapılan metal konsantrasyon analizinde %90 oranında litojenik kaynaklardan geldiği görülmüştür. Zira İstanbul Haliç’inde yapılan bir çalışmada Ag, Cd ve Cu elementlerinin sanayi öncesi dönemde de zenginleşme gösterdiği belirlenmiştir (Tuncer ve diğ., 2001). Dolayısıyla, bölgede egemen olan doğal aşınma proseslerinin ve metallerin bölgedeki doğal seviyelerinin bilinmesi gerekliliği ortaya çıkmıştır. Bu sebeple, söz konusu olan bu iki etkenin iyi bilinmesi metallerin birikimi ve zenginleşmelerinin açıklanmasında önemli bir etken oluşturmaktadır. Ayrıca kentsel alanlarda kanalizasyon suyu vasıtasıyla çözünmüş metal konsantrasyonunun sucul ekosistemlerde arttığı görülmüş ve bu ekosistemlerde metal birikimine önemli bir şekilde katkı sağladığı belirtilmiştir (Goldstone ve diğ., 1990a, 1990b).

Tablo 5.2: Tuzak sedimentinde elde edilen metal konsantrasyon değerlerinin literatür çalışmaları ile karşılaştırılması.

Çalışma Alanı	Al (mg/g)	Fe (mg/g)	Mn (µg/g)	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Cd (µg/g)	Cu (µg/g)	Co (µg/g)	Ni (µg/g)	Cr (µg/g)	V (µg/g)	Referanslar
Karadeniz (Türkiye)				8,88 - 47,11	133 - 175	0,23 - 1,20	16,08 - 60,03	16,47 - 20,01	4,39 - 24,53	38,33 - 74,09		Ergül ve diğ., 2008
Ligurian Denizi (Akdeniz)	58,4±11	26,3±5,2	785±242	44±8	107±56	0,11±0,1	47±18		57±13	94±26	108±20	Heimbürger ve diğ., 2013
Vöra Halici (Finlandiya)			6002 (3159- 20,120)				61 (50- 74)	81 (66- 143)	81 (69- 109)	40 (33- 49)	42 (32-51)	Nordmry ve diğ., 2008
Vigo Ria Halici (İspanya)	84 (73-102)	39 (31-45)	290 (217-393)	229 (90- 395)	178 (46-391)	0,12 (0,05- 0,2)	166 (54- 308)	9,4 (8-11)	70 (53- 110)	123 (53- 186)	92 (87-118)	Santos ve diğ., 2011
Nandubaysal Körfezi (Uruguay)		47 (41,3- 66,9)	1888 (1643- 2342)	13 (10,9- 14,8)	85 (95,87- 72,58)		55 (46-65)		16 (13,6- 19)	19 (16-24)		Tatone ve diğ., 2016
Corcubion Koyu (İspanya)		17±2			324±67	0,3±0,01	33±7		22±7		39±15	Prego ve diğ., 2013
Mejerda Körfezi (Tunus)		2,8 - 30,8	68,5 - 1071,5	31,7 - 193,8	66,6 - 246,4	BDL - 2,6	BDL - 127	1,8 - 111,7	23,9 - 82	18,2 - 132,6		Helali ve diğ., 2016
Gotland Basın (Baltik Denizi)	7 - 27	9 - 43	450-667	26-369	247-745	1,5-3,9	39-113		57 - 82			Pohl ve diğ., 2004
Rio Plata Halici (Arjantin)		23,2 (7,4- 39)	335 (92-504)	77 (34-240)	339 (138- 671)		112 (41- 273)		26 (17- 46)	112 (44- 255)		Tatone ve diğ., 2013
Erie ve Ontario Gölü (Kuzey Amerika)				16,1-117		0,5-2,5	32-286		21-96,2	114-510		Marvin ve diğ., 2007
İstanbul Haliç'i (Tuzak 1)	15,13 (4,4- 22,8)	22,9 (7-46)	375,3 (93-544)	125,8 (44- 371)	229,1 (116- 422)	1,2 (0,3- 1,8)	120 (69- 209)	12,8 (4,2- 22)	101 (47- 209)	138 (47- 302)	134 (46,6- 302)	Tez çalışması
İstanbul Haliç'i (Tuzak 2)	14,16 (6,6- 20)	18,4 (11- 42)	356,3 (201-621)	147,5 (40- 430)	330,9 (104- 674)	1,3 (0,5- 1,9)	169 (71- 400)	11,6 (7,8- 21)	119 (33- 385)	148 (88- 210)	88,8 (38- 189)	Tez çalışması

Tez çalışmasında, her iki tuzak istasyonu için metallerin akı değerleri biriken partikül ve örnekleme zaman aralıkları kullanılarak hesaplanmıştır. Her iki tuzak için aynı dönemlerde metal akı değerleri arasında önemli bir fark bulunamamıştır ($p>0.05$, Mann-Whitney U testi). Çalışma alanında güncel olarak en yüksek miktarda çökelen metaller her iki tuzak için Fe, Al, K, Mn, Zn olarak belirlenmiştir (Tablo 4.42). Aynı zamanda tuzak örneklerinde söz konusu metallerin yüksek konsantrasyon değerleri elde edilmiştir (Tablo 4.35). Bu metaller arasında Fe, Al, K ve Mn dünya yüzeyinde bol miktarda bulunan ve doğal prosesler boyunca meydana gelen metallerdir. Dolayısıyla bölgede bulunmaları, dağılmaları ve birikimleri litojenik kaynaklar ve materyaller hakkında bilgi vermektedir (McLennan, 2001; Calvert ve diğ., 2015). Çalışmamızda elde edilen EF değerleri açısından söz konusu metallerin ortamda herhangi bir zenginleşme göstermedikleri görülmüştür. Dolayısıyla ortamdaki kaynaklarının sadece doğal prosesler olduğu ve litojenik materyal ile ilişkili olduğunu söylemek mümkündür. Zn ise özellikle yüzey sularında biyoreaktif ve biyo-sınırlayıcı (biolimiting) bir element olarak bilinmekte ve bu sebeple yüzey sularındaki akı ve konsantrasyon değerlerinin yüksek olduğu belirtilmektedir (Whitfield, 2001; Bruland ve Lohan, 2003). Çalışmada Zn açısından EF ortalama 3,4 olarak hesaplanmış ve ortamda zenginleştiği belirlenmiştir. Dolayısıyla İstanbul Haliç’inde doğal olarak bulunurluğunun yanında etrafında halen devam eden fosil yakıt tüketimi, metal işletmeciliği ve kanalizasyon atıkları gibi yapay aktivitelerin bir sonucu olarak bu bölgeye yüksek akı değerleri ile giren elementler arasında yer almaktadır. İstanbul Haliç’inde günlük çökelen metal miktarları açısından en düşük değerler ise Sn, Co, As, Mo, Sb, Ag, Cd, Tl elementlerine aittir. Bu durumun en önemli nedeni, Haliç etrafında faaliyette olan plastik, tekstil, ev aletleri yapım sanayi, marangozluk ve ağaç işlemeciliği fabrikalarının faaliyetlerini büyük ölçüde durdurmaları, fosil yakıt tüketimi ve demir-çelik sanayi faaliyetlerindeki azalmadır (Alpar ve diğ., 2005; Tas ve diğ., 2009). Tez çalışması kapsamında İstanbul Haliç’inde en fazla metal çökmesinin olduğu mevsim sonbahar ve kış olarak belirlenmiştir. Metal çökelişi açısından en düşük değerler ise yaz mevsiminde elde edilmiştir (Tablo 4.36). İstanbul Haliç’inde en fazla metal taşınımının yağışların yüksek olduğu mevsimlerde meydana geldiği görülmüştür. Literatürde yapılan çalışmalar İstanbul Haliç’i için elde edilen sonuçları destekler niteliktedir (Helali ve diğ., 2016). Her iki tuzak için, sediment materyalinde GSM miktarı ile metal akı değerleri arasında anlamlı bir ilişki bulunmuştur

($p < 0.05$) (Tablo 4.47; Tablo 4.48). Metal konsantrasyonları ve akı değerleri açısından ise; Tuzak-1 için Al ($r=0,71$), Cd ($r=0,77$), Co ($r=0,69$), K ($r=0,91$), Mn ($r=0,70$), Pb ($r=0,95$), Sb ($r=0,68$), Sn ($r=0,80$), Tl ($r=0,75$) ve Zn ($r=0,92$); Tuzak-2 için ise Ag ($r=0,70$), Cr ($r=0,67$), Cu ($r=0,82$), Ni ($r=0,92$), Pb ($r=0,82$), Sb ($r=0,65$), Sn ($r=0,96$), V ($r=0,80$) ve Zn ($r=0,83$) konsantrasyonları ve metal akı değerleri arasında anlamlı ilişkiler bulunmuştur ($p < 0.05$, Pearson korelasyon testi). Bu durum, su kolonu boyunca çökelen maddelerin metal taşınımı ve birikiminde güçlü bir etken olduğunu belirtmekle beraber tek etkiyi bu durumun oluşturmadığını göstermektedir. Değişen zaman ve çevresel koşullar ile partikül kompozisyonu ve miktarında farklılıklar meydana gelmekte ve bu durumda metal bağlama kapasitesini değiştirmektedir. Örneklerin toplandığı zaman dilimi içerisinde metallerin kimyasal yapısı ve redoks durumu bağlanma kapasitesi üzerine önemli bir etkiye sahiptir. Ayrıca denizel ortama karışan atık sular ve bölgedeki egemen hidrodinamik konfigürasyonun metal birikimi üzerine etki ettiği bilinmektedir. Bölgede mevsimlere bağlı olarak değişen rüzgar yönü ve hızı metal taşınımını etkileyen bir diğer önemli faktördür (Brahim ve diğ., 2014). Batan partikülün dibe ulaşmaya kadar yapısındaki değişiklikler de (degradasyon ve demineralizasyon) metal bağlanma kapasitesini değiştirmektedir. Bu nedenle batan partikülün yapısal olarak analiz edilmesi ve kompozisyonunun iyi bilinmesi batan metallerin akıbeti açısından önemlidir.

Metal akı değerleri açısından benzer denizel ortamlarda yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar Tablo 5.3'te verilmiştir. Söz konusu metaller açısından elde edilen akı değerlerin tez çalışmasında elde edilen değerlerden düşük olduğu görülmektedir (Tablo 5.3). Bu nedenle literatürde metaller için belirtilen akı değerleri ile tez çalışması kapsamında elde edilen akı değerleri göz önünde bulundurulduğunda, çalışma ortamında su kolonu boyunca çökelen metal miktarının yüksek olduğu görülmektedir. Dip sedimentinde yüksek element konsantrasyonlarına sahip olan ortamda muhtemel resüspansiyon etkisi su kolonunda hareket eden metal miktarının artması üzerine önemli bir etken oluşturabilmektedir.

Sediment tuzakları için birinci örnekleme yapıldığı tarihte (17.06.2013) tuzakların kurulduğu alanlardan dip sediment örnekleme de yapılmıştır. Sonuçlar genel olarak değerlendirildiğinde, dip sedimentinde belirlenen metal konsantrasyon değerlerinin tuzak sedimentlerinden elde edilen değerlerden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Tablo

4.35). İstanbul Haliç’inde yapılan daha önceki çalışmalar göz önünde bulundurulduğunda; Cd için 6 ve 2,04 µg/g; Cr için 379 ve 390 µg/g; Cu için 102, 194 ve 131 µg/g; Pb için 333, 510 ve 81 µg/g; Zn için 430, 890 ve 191 µg/g değerlerinin dip sedimentlerinde elde edildiği görülmüştür (Ergin ve diğ., 1991; Tuncer ve diğ., 2001; Altuğ ve Balkıs, 2009). Çalışma kapsamında elde edilen değerlerin belirtilen değerlerden daha düşük olduğu belirlenmiştir (Tablo 4.35). İstanbul Haliç’inde 1980’lerden sonra özellikle rehabilitasyon çalışmalarının başladığı ve 1990’lı yılların sonlarında bu çalışmalar neticesinde metal konsantrasyonlarının azaldığı bilinmektedir (Gonullu ve diğ., 2001). Bununla birlikte, tez çalışmasında elde edilen söz konusu metallerin konsantrasyon değerlerinin dünya ortalaması background değerlerinden yüksek olduğu görülmüştür (Al:10mg/g; Ag:0.055µg/g; As:3µg/g; Cd:0.1µg/g; Co:16µg/g; Cr:30µg/g; Cu:30µg/g; Mo:1.5µg/g; Ni:19µg/g; Pb:20µg/g; Sb:0.5µg/g; Sn:2.5µg/g; V:50µg/g; Zn:60µg/g) (Turekian ve Wedepohl 1961; Rudnick ve Gao, 2004); (Tablo 4.30). Fakat tez çalışması kapsamında dip sedimentinden elde edilen metal konsantrasyonlarının yoğun endüstriyel kirliliğe maruz kalmış diğer haliçlerle karşılaştırılabilir düzeyde olduğunu da belirtmek gerekmektedir (Bowen 1982; Borrego ve diğ., 2002). Yapılan tez çalışması kapsamında dip sedimentinde belirlenen metal konsantrasyon değerlerinin genel olarak tuzak sedimentinde elde edilenlerden yüksek olduğu görülmüştür (Tablo 4.35). Bu durumun sebebi sediment örneklerinde bulunan elementlerin benzer orjinlerden kaynaklandığını ve kirleticilerin izin verilen sınır değerlerinden çok daha yüksek miktarlarda ve ortamda uzun süreli birikimin bir sonucu olduğunu söylemek mümkündür. Zira metal fabrikaları ve tersanelerin İstanbul Haliç’ine metallerin yüksek miktarlarını ve Haliç sahil hattında bulunan fabrikalarda 1980’lerde Haliç’e 2400 ton Cr, 300 ton Cu, 130 ton Ni ve 7500 ton Zn deşarj ettikleri bilinmektedir (Tuncer ve diğ., 2001). Çalışma kapsamında İstanbul Haliç’i dip sedimentinden elde edilen sonuçlardan, dip sedimentinde metal konsantrasyonunun zamanla azaldığı fakat hala referans seviyelerinden yüksek olduğu görülmüştür.

Tablo 5.3: Metal akı sonuçlarının literatür değerleri ile karşılaştırılması.

Çalışma Alanı	Fe (mg m ⁻² gün ⁻¹)	Mn (mg m ⁻² gün ⁻¹)	Pb (µg m ⁻² gün ⁻¹)	Zn (mg m ⁻² gün ⁻¹)	Cd (µg m ⁻² gün ⁻¹)	Cu (µg m ⁻² gün ⁻¹)	Co (mg m ⁻² gün ⁻¹)	Ni (mg m ⁻² gün ⁻¹)	Cr (mg m ⁻² gün ⁻¹)	Referanslar
Karadeniz (Türkiye)	46 - 256	7,17 - 57,6	230 - 2439	1,64 - 7,49	11 - 13	417 - 3183	0,19 - 0,99	0,11 - 1,38	0,52 - 2,88	Ergül ve diğ., 2008
Finlandiya Körfezi	46 - 178	19 - 165	60 - 600	0,32 - 0,83	1,5 - 5,5	60 - 240	0,04 - 0,11	0,06 - 0,19	0,1 - 0,84	Leivuori ve Valliusb, 1998
Baltik Denizi (İsveç)	50 - 330	4 - 10	10 - 3000	0,5 - 5	1 - 23	10 - 2000	0,03 - 0,15	0,03 - 0,23	0,06 - 0,7	Broman ve diğ., 1994
Vöra Halici (Finlandiya)	190 - 5000	4,1 - 11,16		1,52 - 67,9		160 - 8520	0,16 - 11,4	0,3 - 9,96	0,2 - 5,76	Nordmry ve diğ., 2008
Vigo Halici (İspanya)	570 - 1100	3,9 - 8,07	4100 - 4220	2,31 - 3,21	1,66 - 3,2	2790 - 3140	0,14 - 0,25	1,23 - 1,46	2,2 - 2,57	Santos ve diğ., 2011
Mejerda Körfezi (Tunus)	37 - 384	0,61 - 18	324 - 4747	0,57 - 4,52	BDL - 49	BDL - 1285	0,02 - 1,83	0,12 - 2,64	0,29 - 3,26	Helali ve diğ., 2016
Rio Plata Halici (Arjantin)	13,1 ± 6,6	0,2 ± 0,1	46 ± 37	0,2 ± 0,1		70 ± 56		0,2 ± 0,08	68 ± 45	Tatone ve diğ., 2013
İstanbul Haliç (Tuzak 1)	1368,2	22,9 ± 13	8395,6	14,5 ± 10,5	71,5 ± 39	6721,2	0,8 ± 0,4	5,2 ± 1,9	7,6 ± 2,9	Tez çalışması
İstanbul Haliç (Tuzak 2)	971,2	19,5 ± 11	7767,1	18,2 ± 13	70,4 ± 50	9226,5	0,6 ± 0,4	6,4 ± 7,1	8,3 ± 5,8	Tez çalışması

Tuncer ve diğ., (2001) yaptıkları çalışmada, 1987 sonrası dönemde elde edilen dip sedimentlerinde EF değerlerini belirlemiş ve başta Zn, Cr, Cu, Pb, Ag ve Cd ve ölçümü yapılan diğer elementlerin EF değerlerinin 10 – 100 aralığında olduğu hatta bazı metaller açısından (Ag ve Pb) EF değerinin 100 oranından yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Daha önce yapılan bir çalışmada, İstanbul Haliç'i yüzey sedimentlerinde Li, Na, K, Rb, Be, Mg, Ca, Sr, Ba, Al, La, Ti, V, Mn, Fe, Co ve P elementleri EF değerleri bakımından incelemiş ve bu elementlerin İstanbul Haliç'indeki EF değerlerini 1 ve 1'e yakın bulmuş ve bu elementlerin sediment ortamında varlığının toprak ve kıtasal aşınma kaynaklı olduğunu belirtmişlerdir (Tuncer ve diğ., 1993). Diğer taraftan Cd, Cr, Ni, Ag, Pb, Zn Cu, Mo, Ca, Sr elementlerinin ise yüzey tabakası boyunca zenginleşme gösterdiğini bildirmişlerdir. Başka bir çalışmada ise, İstanbul Haliç'i ve İzmit Körfezi çalışma alanlarında 57 yüzey sediment örneğinde Fe, Mn, Cr, Ni, Co, Zn, Pb ve Cu elementlerinin analizi yapılmıştır (Ergin ve diğ., 1991). Söz konusu çalışmada Cr, Cu, Pb ve Zn elementlerinin EF değerleri sırasıyla 77, 10, 110 ve 192 olarak hesaplanmıştır ve bu elementler açısından bölgede önemli bir zenginleşme olduğu belirtilmiştir. Aynı çalışmada I_{geo} değerleri açısından Cr, Cu, Pb ve Zn elementlerinin ılımlı kontaminasyondan oldukça yüksek kontaminasyona doğru olan bir kirlilik derecesi gösterdiği belirtilmiştir (Ergin ve diğ., 1991). Tez çalışması kapsamında ise dip sedimentinde ölçümü yapılan elementler için elde edilen EF değerleri 0,57 ile 30,99 arasında değişirken, I_{geo} değerinin 0,08 ile 5,16 arasında değiştiği belirlenmiştir. Bu değerler açısından en fazla zenginleşmenin literatüre benzer olarak Ag, Cd ve Pb elementlerinde elde edildiği görülmüştür. Söz konusu elementler açısından tez çalışması kapsamında elde edilen EF ve I_{geo} değerlerinin literatür değerlerinden daha düşük olduğu fakat bu elementler açısından bölgenin lithojenik kaynaklardan çok antropojenik kaynaklar tarafından kontrol edildiği sonucuna varılmıştır. Ayrıca metal konsantrasyonlarının dip sedimentinde fraksiyonlar arasındaki farkı açısından; tez çalışmasında elde edilen sonuçların İstanbul Haliç'inde yapılan daha önceki çalışma sonuçları ile tutarlı olduğu görülmüştür (Kılıc ve Belivermis, 2013). Ölçülen metaller açısından, sedimentin $<63\mu\text{m}$ ve $>63\mu\text{m}$ fraksiyonlarında ve toplam sediment materyalinde elde edilen sonuçların Pb hariç tez çalışmasında elde edilen sonuçlardan yüksek olduğu görülmüştür (Kılıc ve Belivermis, 2013).

5.6.SONUÇLAR

- Çalışmada en yüksek sedimentasyon değerlerinin Ekim-Kasım 2013 ve Eylül-2014 dönemlerinde elde edildiği görülmüştür. Sonbahar mevsimine denk gelen bu dönemlerde yağış oranının da yüksek olduğu belirtilmiştir. Yağışın yüzey sularında partikül çökelişi üzerine etki eden en önemli faktörlerden biri olduğu bilinmektedir. Dolayısıyla bu tez çalışması açısından kirletici taşınımı üzerine de yağışın etkisinin önemli olduğu fakat bu durumun tek etken olmadığı aynı zamanda bölgede su kolonunda meydana gelen türbülans derecesi, resüspansiyon olayı, yanal akıntılar, rüzgar hızı, dalga büyüklüğü, toplanan zaman dilimi, dalga hareketleri, hidrodinamik yapı, çökelen partiküllerin mineralojik ve kimyasal yapısının da iyi bilinmesi gerektiği ortaya çıkmıştır. Ayrıca çalışma alanı etrafındaki insan faaliyetleri de söz konusu değer üzerine etki eden önemli bir parametredir. Bununla birlikte, çalışma sonucu elde edilen sedimentasyon değerlerinin benzer alanlarda yapılan literatür sonuçlarıyla tutarlı olduğu görülmüştür.
- Çalışmada elde edilen tuzaklanmış sedimentte ^{40}K , ^{226}Ra ve ^{228}Ra aktivite konsantrasyonların literatür değerlerinden düşük olduğu fakat ^{137}Cs radyonüklidinin hala ölçülebilir seviyede çökelen sediment materyalinde bulunduğu görülmüştür. Bu durum ortamın lokal resüspansiyonuna ve suya karışan canlıların metabolik aktiviteleri sonucu oluşan atıkların veya ölü dokularının tutulan sedimentte birikimine bağlanabilmektedir. ^{40}K , ^{226}Ra ve ^{228}Ra aktivite sonuçlarının dünya genelinde elde edilen değerler aralığında olduğu sonucuna varılmıştır (UNSCEAR, 2000).
- Dip sedimentinde elde edilen ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyon değerleri İstanbul Haliç’inde daha önce yapılan çalışmalarda elde edilen değerlerle uyumlu olduğu bulunmuştur. Sediment tuzaklarında elde edilen aktivite konsantrasyonu ve akı değerleri açısından literatür sonuçlarına yakın değerler elde edilmiştir. Bu durumda ^{210}Po ve ^{210}Pb radyonüklidlerinin ortamda daha çok doğal proseslerle oluştuğu fakat bu oluşum üzerine Haliç’in coğrafik konumu nedeniyle fosil yakıt tüketiminin de nispeten etkili olduğu sonucuna varılmıştır. Dolayısıyla kuru veya yaş yolla çökelen atmosferik ^{210}Pb miktarı bu radyonüklidlerin konsantrasyonu üzerine etki ettiği sonucu çıkarılabilmektedir.

- Çalışma alanında hesaplanan $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ oranının (<1) genel olarak yüzey sularında batan partiküller için elde edilen aktivite oranları ile uyumlu olduğu görülmüştür.
- Çalışmada metal konsantrasyonları açısından dip sedimentinde elde edilen değerlerin tuzak sedimentinde elde edilen değerlerden yüksek olduğu görülmüştür. Bu durumun en önemli sebebi, oldukça uzun bir zaman periyodu boyunca (yaklaşık 50 yıl süresince) metallerin yüksek konsantrasyonlarının Haliç ortamına bırakılması ve bu nedenle dip sedimentinin yüksek miktarda metal ihtiva etmesidir.
- İstanbul Haliç’inde yapılan önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, tez çalışmasında dip sedimenti metal konsantrasyonları daha düşük olarak belirlenmiştir. Bu durum yapılan rehabilitasyonun etkisiyle dip sedimentinde metal konsantrasyonlarının azaldığı ancak mevcut konsantrasyonların hala dünya ortalamasından nispeten daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir.
- Çalışmada tuzaklanan sedimentte elde edilen metal konsantrasyon değerleri literatür çalışmalarıyla karşılaştırıldığında; nispeten daha yüksek sonuçların elde edildiği görülmüştür. Bu durumun özellikle uzun bir zaman periyodu boyunca metallerin yüksek konsantrasyonlarına maruz kalan İstanbul Haliç’i dip sedimentinin resüspansiyonu ile su kolonuna karışmasından kaynaklandığı şeklinde düşünülmektedir. Ayrıca Haliç ortamına giren evsel atıklar ve kanalizasyon suları da diğer etkenler olarak kabul edilebilir. Bununla beraber, çalışma alanının yoğun bir yerleşim alanı ve dinamik bir ortam olması nedeni ile fosil yakıt kullanımı sonucu kuru ve yaş çökeltme ile de metal girişi olmaktadır.
- Sediment değerlendirme kriterleri açısından (tuzak ve dip sedimenti) ortamda en fazla zenginleşme gösteren elementler Ag, Cd ve Pb olarak belirlenmiştir. Ortamda çökeltim ve birikimlerinin antropojenik etkenler tarafından kontrol edildiği sonucuna varılmıştır.
- Tez çalışması kapsamında elde edilen metal akı değerlerinin literatürde rapor edilen değerlerden yüksek olduğu belirlenmiştir. Bu durum çalışma ortamında su kolonu boyunca hareket eden metal miktarının fazla olduğunu göstermektedir.

KAYNAKLAR

- Aded A., 1981, *Etude geochimique et sedimentologique des sediments marins du Delta du Rhone*, These 3rd cycle, Universite Pierre et Marie Curie, Paris, VI, 263.
- Aközcan, S., 2013, Levels of ²¹⁰Po in some commercial fish species consumed in the Aegean Sea coast of Turkey and the related dose assessment to the coastal population, *Journal of Environmental Radioactivity*, 118, 93–95.
- Albayrak, S., Balkıs, N., Balkıs, H., Zenetos, A., Kurun, A., Karhan, S. Ü., Lar, S. A and Balcı, M., 2010, Golden Horn Estuary: Description of the ecosystem and an attempt to assess its ecological quality status using various classification metrics, *Mediterranean Marine Science*, 11 (2), 295-313.
- Allen, H.E., 1995, *Metal contaminated aquatic sediments*, eBook. Michigan: Ann Arbor Press.
- Aller, R.C., Hall, P.O.J., Rude, P.D., Aller, J.Y., 1998, Biogeochemical Heterogeneity and Suboxic Diagenesis In Hemipelagic Sediments of the Panama Basin, *Deep Sea Research*, 45, 133-165.
- Alpar, B., Doan, E., Yüce, H., Altıok, H., Kurter, A., Kara, S., 1999, Symptoms of a prominent Mediterranean layer blockage in the Strait of Istanbul (March 26-28, 1998) on the interactions of the Golden Horn Estuary, *Turkish Journal of Marine Sciences*, 5 (2), 87-104.
- Alpar, B., Yüce, H., Türker, A., 2003, Water exchange in the Golden Horn, *Turkish Journal of Marine Sciences*, 9 (1), 51-68.
- Alpar, B., Burak, S., Doğan, E., 2005, Environmental and Hydrological management of the Golden Horn, *Estuary İstanbul*, 21 (4), 646-654.
- Altuğ, G., Balkıs, N., 2009, Levels of some toxic elements and frequency of bacterial heavy metal resistance in sediment and sea water, *Environmental Monitoring Assessment*, 149 (1), 61–69.
- Andutta, F.P., 2006, *Experimentos e Modelagem Numérica com Aplicação ao Estuário Tropical do Rio Curimataú, RN*, Thesis (Msc) Universidade de São Paulo Paulo.
- Ashnani, M.H.M., Yavari, A.R., Hassani, E., 2010, A survey of pollution of the Aras river and the south-west od Caspian sea case study: radioactivity pollutions, *World Applied Science Journal*, 9, 76-80.

- Aslan-Yılmaz, A., Okuş, and Övez, S., 2004, Bacteriological indicators of antropogenic impact prior to and during the recovery of water quality in an extremely polluted estuary, Golden Horn, Turkey, *Marine Pollution Bulletin*, 49, 951–958.
- Asper, V.L., 1987, Measuring the flux and sinking speed of marine snow aggregates, *Deep-Sea Research*, 34, 1-17.
- Astm, 1994, *Standart Guide for Collection, Storage, Characterization and Manipulation of Sediment for Toxicological Testing*, ASTM E1391–03, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 93.
- Aston, S.R., and Chester, R., 1976, *Estuarine Sedimentary Processes*. In: *Estuarine Chemistry*, Burton J.D. and Liss P.S. (Eds), Academic Press, London, 37-52.
- Aydi, A., 2015, Assessment of heavy metal contamination risk in soils of landfill of Bizerte (Tunisia) with a focus on application of pollution indicators, *Environmental Earth Science*, 74 (4), 3019-3027.
- Bacon, M.P., Spencer, D.W., and Brewer, P.G., 1976, $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ and $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ disequilibria in seawater and suspended particulate matter, *Earth and Planetary Science Letters*, 32, 277–299.
- Bacon, M.P., Belostock, R.A., Tecotzky, R.A.M., Turekian, K.K., and Spencer, D.W., 1988, Lead-210 and polonium-210 in ocean water profiles of the continental shelf and slope south of New England, *Continental Shelf Research*, 8, 841–853.
- Baker, E.T., Milburn, H.B., Tennant, D.A., 1988, Field assessment of sediment trap efficiency under varying flow conditions, *Journal of Marine Research*, 46, 573–592.
- Balkis, N., Müftüoğlu, E., Aksu, A., Sur, H.İ., Apak, R., 2010, The chemical oceanographic consequences of environmental restoration projects in the Golden Horn estuary (Marmara Sea, Turkey), *Environmental Monitoring Assessment*, 164, 67–79.
- Baltas, H., Kiris, E., Dalgic, G., Cevik, U., 2016, Distribution of ^{137}Cs in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) in Eastern Balck Sea coast of Turkey, *Marine Pollution Bulletin*, 107, 402-407.
- Bateman, H., 1910, Solution of a system of differential equations occurring in the theory of radioactive transformations, *Proceedings of the Cambridge Philosophical Society*, 15, 423–427.
- Bayrak, G., 2004, *Gala Gölü ve Çevresinde Ağır Metal Derişiminin Dinamiği*, Tez (Yüksek Lisans), Trakya Üniversitesi.
- Biscaye, P.E., Anderson, R.F., Deck, B.L., 1988, Fluxes of particles and constituents to the eastern United States continental slope and rise: SEEP-I, *Continental Shelf Research*, 8 (5–7), 855–904.

- Bloesch, J., 1995, Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes, *Marine and Freshwater Research*, 46, 295-304.
- Bolivar, J.P., Garcia-Tenorio, R., Mas, J.L., Vaca, F., 2002, Radioactive impact in sediments from an estuarine system affected by industrial wastes releases, *Environment International*, 27, 639-645.
- Borden, D., Giese, R.F., 2001, Baseline studies of the clay minerals society source clays: Cation exchange capacity measurements by the ammonia-electrode method, *Clays and Clay Minerals*, 49, 444-445.
- Borrego, J., Morales, J., De la Torre, M., Grande, J., 2002, Geochemical characteristics of heavy metal pollution in surface sediments of the Tinto and Odiel river estuary (southwestern Spain), *Environmental Geology*, 41(7), 785–796.
- Boughriet, A., Ouddane, B., Fischer, J.C., Wartel, M., Leman, G., 1992, Variability of dissolved Mn and Zn in the Seine estuary and chemical speciation of these metals in suspended matter, *Water Research*, 26, 1359–1378.
- Bou-Rabee, F., Bern, H., 1997, Determination of selected radionuclides in surface soil in the state of Kuwait, *Austrian Research Centre*, 9, 207-209.
- Bowen, H.J.M., 1982, *Environmental Chemistry*, vol 2. Royal Society of Chemistry, 1–301.
- Brady, J.P., Ayoko, G.A., Martens, W.N., Goonetilleke, A., 2014, Enrichment, distribution and sources of heavy metals in the sediments of Deception Bay, Queensland, Australia, *Marine Pollution Bulletin*, 81 (1), 248–255.
- Brahim, M., Atoui, A., Sammari, C., Aleya, L., 2014, Surface sediment dynamics along with hydrodynamics along the shores of Tunis Gulf (north-eastern Mediterranean), *Journal of African Earth Science*, 103, 30-41.
- Branch, G., 1999, Estuarine vulnerability and ecological impacts: Estuaries of South Africa, edited by Brian R. Allanson and Dan Baird, *Trends in Ecology & Evolution*, 14 (12), 499.
- Broman, D., Lundbergh, I., Naf, C., 1994, Spatial and seasonal-variation of major and trace elements in settling particulate matter in an estuarine-like archipelago area in the northern Baltic proper, *Environmental Pollutin*, 85 (3), 243-257.
- Bruland, K.W., Lohan, M.C., 2003, *Controls of trace metals in seawater*, In: Elderfield, H.(Ed.), *Treatise on Geochemistry*, Elsevier, New York, 23-47.
- Buesseler, K.O., Livingston, H.D., Honjo, S., Hay, B.J., Manganini, S.J., Degens, E., Ittekkot, V., Izdar, E., Konuk, T., 1987, Chernobyl radionuclides in a Black Sea sediment trap, *Nature*, 329, 825.
- Buesseler, K.O., Antia, A.N., Chen, M., Fowler, S.W., Gardner, W.D., Gustafsson, O., Harada, K., Michaels, A.F., Rutgers van der Loeff, M., Sarin, M., Steinberg, D.K.,

- Trull, T., 2007, An assessment of the use of sediment traps for estimating upper ocean particle fluxes, *Journal of Marine Research*, 65, 345–416.
- Buesseler, K.O., Lamborg, C., Cai, P., Escoube, R., Johnson, R., Pike, S., Masque, P., McGillicuddy, D., Verdeny, E., 2008, Particle fluxes associated with mesoscale eddies in the Sargasso Sea, *Deep Sea Research II*, 55, 1426–1444.
- Cailleaud, K., Budzinski, H., Le Menach, K., 2009, Uptake and elimination of hydrophobic organic contaminants in estuarine copepods: An experimental study, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, 259-246.
- Calmano, W., Hong, J., Forstner, U., 1993, Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential, *Water Science and Technology*, 28 (8–9), 223–235.
- Calvert, S.E., Piper, D.Z., Thunnell, R.C., Astor, Y., 2015, Elemental settling and burial fluxes in the Cariacou Basin, *Marine Chemistry*, 177, 607-629.
- Cameron, W.M., Pritchard, D., 1963, *Estuaries*, In: Hill MN (ed) *The Sea*, John Wiley & Sons, New York, vol 2, 306–324.
- Carvalho, F.P., 1995, ^{210}Po and ^{210}Pb intake by the Portuguese population: The concentration of seafood in the dietary intake of ^{210}Po and ^{210}Pb , *Health Physics*, 69, 469-480.
- CCME, 2001, Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, *Canadian Council of Ministers of the Environment*, Winnipeg.
- Cetnar, J., 2006, General solution of Bateman equations for nuclear transmutations, *Ann Nuclear Energy*, 33, 640–645.
- Chai, Y., and Urban, N.R., 2004., ^{210}Po and ^{210}Pb distributions and residence times in the nearshore region of Lake Superior, *Journal of Geophysical Research*, 109, 10-17.
- Chung, Y., Chung, K., Chang, H.C., Wang, L.W., Yu, C.M., Hung, G.W., 2003, Variations of particulate flux and ^{210}Pb in the southern East China Sea and western South Okinawa Trough, *Deep-Sea Research II*, 50, 1163–1178.
- Chung, Y., Chang, H.C., Hung, G.W., 2004, Particulate flux and ^{210}Pb determined on the sediment trap and core samples from the northern South China Sea, *Continental Shelf Research*, 24, 673–69.
- Chung, Y., and Wu, T., 2005, Large ^{210}Po deficiency in the northern South China Sea, *Continental Shelf Research*, 25, 1209–1224.
- Cochran, J.K., Bacon, M.P., Krishnaswami, S., and Turekian, K.K. 1983, Po-210 and Pb-210 distributions in the central and eastern Indian Ocean, *Earth and Planetary Science Letters*, 65, 433–452.

- Cochran, J.K., McKibbin-Vaughan, T., Dornblaser, M.M., Hirschberg, D., Livingston, H.D., Buesseler, K.O., 1990, ^{210}Pb scavenging in the North Atlantic and North Pacific Oceans, *Earth and Planetary Science Letters*, 97, 332–352.
- Colangelo, C.H., Huguet, M.R., Palacios, M.A., Oliveira, A.A., 1992, Levels of ^{210}Po in some beverages and in tobacco, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Letters*, 166, 195-202.
- Coleman, H.M., Kanat, G. ve Türkdoğan, İ., 2009, Restoration of the Golden Horn Estuary (Halic), *Water Research*, 43, 4989-5003.
- Colombo, J.C., Silverberg, N., Gearing, J.N., 1998, Amino acid biogeochemistry in the Laurentian Trough: vertical fluxes and individual reactivity during early diagenesis, *Organic Geochemistry*, 29, 933-945.
- Conrad, C.F., Fugate, D., Daus, J., 2007, Assessment of the historical trace metal contamination of sediments in the Elizabeth River, Virginia, *Marine Pollution Bulletin*, 54, 385–395.
- Cooper, J.R., Randle, K., Sokhi, R.S., 2003, *Radioactive Releases in the Environment: Impact and Assessment*, first ed. John Wiley & Sons, LTD, West Sussex, England.
- Coppola, L., Roy-Barman, M., Wassmann, P., Mulsow, S., Jeandel, C., 2002, Calibration of sediment traps and particulate organic carbon export using ^{234}Th in the Barents Sea, *Marine Chemistry*, 80, 11-26.
- Cornelis, R., Nordberg, M., 2007, *General chemistry, sampling, analytical methods, and speciation*. In: Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L. (Eds.), *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic Press (Elsevier), USA.
- Cukrow, N., Mlakar, M., Cuculic, V., Barisic, D., 2009, Origin and transport of U-238 and Ra-226 in riverine, estuarine and marine sediments of the Krka River, Croatia, *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 497-504.
- Delfanti, R., Özsoy, E., Kaberi, H., Schirone, A., Salvi, S., Conte, F., Tsabaris, C., Papucci, C., 2014, Evolution and fluxes of ^{137}Cs in the Black Sea/Turkish Straits System/North Aegean Sea, *Journal of Marine Systems*, 135, 117–123.
- Dias, F.J.S., Castro, B.M., Lacerda, L.D., Miranda, L.B., Marins, R.V., 2016, Physical characteristics and discharges of suspended particulate matter at the continent-ocean interface in an estuary located in a semiarid region in northeastern Brazil, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 180, 258-274.
- Dyer, K.R., 1973, *Estuaries: A Physical Introduction*, John Wiley & Sons publication, London, 140.
- Dyer, K.R., 1997, *Estuaries: A Physical Introduction*, 2nd edn. John Wiley & Sons, Chichester, ISBN: 0-471-97471-4.

- Duce, R.A., Liss, P.S., Merrill, J.T., Atlas, E.L., Buat-Menard, P., Hicks, B.B., Miller, J.M., Prospero, J.M., Arimoto, R., Church, T.M., Ellis, W., Galloway, J.N., Jickells, T.D., Knap, A.H., Reinhardt, K.H., Soudine, A., Tokos, J.J., Tsunogai, S., Wollast, R., Zhou, M., 1991, The atmospheric input of trace species to the World Ocean, *Global Biogeochemistry Cycles*, 5 (3), 193–259.
- Dural, M., 2004, *Çukurova bölgesindeki Akyatan, Tuzla ve Çamlık Lagünlerinde (Adana/Türkiye) ağır metal araştırması*, Tez (Doktora), Çukurova Üniversitesi.
- Duran, E.B., 1999, *Asia Pacific Marine Radioactivity Database (ASPAMARD)*, End-of-Mission Report, IAEA/ RCA/UNDP Project, RAS/080 (Manila, Philippine: Philippine Nuclear Research Institute).
- Eisenbud, M., Petrow, H.G., 1964, Radioactivity in the atmospheric effluents of power plants that use fossil fuels, *Science*, 44, 288-289.
- Ergin, M., Ediger, V., Modur M.N. ve Okyar M., 1990, A review of modern Sedimentation in the Golden Horn Estuary (Sea of Marmara) Turkey, *Bollettino di Oceanologia Teorica Ed Applicata*, Vol VII, 85, 116-127.
- Ergin, M., Saydam, C., Basturk, O., Erdem, E., Yoruk, R., 1991, Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horn Estuary and Izmit Bay) of the northeastern Sea of Marmara, *Chemical Geology*, 91(3), 269–285.
- Ergül, H.A., Topçuoğlu, S., Ölmez, E., Kırbaçoğlu, Ç., 2006, Radionuclides in a Sediment Trap and Bottom Sediment Samples from the Eastern Turkish Coast of The Black Sea, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 268, 133-136.
- Ergül, .A., Topcuoglu, S., Olmez, E., Kirbasoglu, C., 2008, Heavy metals in sinking particles and bottom sediments from the eastern Turkish coast of the Black Sea, Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, 78, 396-402.
- Ergül, H. A., and Topcuoğlu, S., 2009, Seasonal Changes In Settling Particulate Matter on The Eastern Turkish Coast of The Black Sea, *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 – 27.
- Ergül, H. A., and Topcuoğlu, S., 2009, Seasonal Changes In Settling Particulate Matter on The Eastern Turkish Coast of The Black Sea, *Fresenius Environmental Bulletin*, 18, 1312-1318.
- Ergül, H.A., Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Topcuoğlu, S., Çotuk, Y., 2013, Natural and artificial radionuclide activity concentrations in surface sediments of Izmit Bay, Turkey, *Journal of Environmental Radioactivity*, 126, 125-132.
- Essoni, N., 1998, *Etude de la dynamique des sels nutritifs et des métaux lourds en Relation avec la sédimentologie et l'hydrodynamique dans le large du golfe de Tunis*, These de doctorat en Geologie, Universite De Tunis.

- Fisher, N.S., and Stewart, G.M., 2003, Bioaccumulation of polonium-210 in marine copepods, *Limnology and Oceanography*, 48, 2011-2019.
- Fleer, A.P., Bacon, M.P., 1984, The determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in seawater and marine particulate matter, *Nuclear Instruments Methods in Physics Research*, 223 (2), 243–249.
- Flynn, W.W., 1968, The Determination of low levels of Polonium-210 in environmental materials, *Analytica Chimica Acta*, 43, 221-227.
- Forest, A., Babin, M., Stemmman, L., Picheral, M., Sampei, M., Fortier, L., Gratton, Y., Belanger, S., Devred, E., Sahlin, J., Doxaran, D., Joux, F., Ortega-Retuerta, E., Martin, J., Jeffrey, W. H., Gasser, B., and Miquel, J. C. 2013, Ecosystem function and particle flux dynamics across the Mackenzie Shelf (Beaufort Sea, Arctic Ocean): an integrative analysis of spatial variability and biophysical forcings, *Biogeosciences*, 10, 2833–2866.
- Foster, I.D.L., Charlesworth, S.M., 1996, Heavy metals in hydrological cycle: trends and explanation, *Hydrological Processes*, 10, 227-261.
- Fowler, .W., Buat-Menard, P., Yokoyama, Y., Ballestra, S., Holm, E., and Van Nguyen, H., 1987, Rapid Removal of Chernobyl Fallout from Mediterranean Surface Waters by Biological Activity, *Nature*, 329 (6134), 56-58.
- Frangipane, G., Pistolato, M., Molinalori, E., Guerzoni, S., Tagliapietra, D., 2009, Comparison of loss on ignition and thermal analysis stepwise methods for determination of sedimentary organic matter, *Aquatic Conservation*, 19, 24–33.
- Fulweiler, R.W., Rabalais, N.N., and Heiskanen, A.S., 2012, The eutrophication commandments, *Marine Pollution Bulletin*, 64 (10), 1997– 1999.
- Galvez, J.A., and Niell, F.X., 1992, Sediment resuspension in a monomictic eutrophic reservoir, *Hydrobiologia*, 235, (236), 133-141.
- Gao, X.L., Chen, C.-T.A., 2012, Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay, *Water Research*, 46, 1901–1911.
- Gao, C., Lin, Q., Bao, K., Zhao, H., Zhang, Z., Xing, W., Wang, G., 2014. Historical variation and recent ecological risk of heavy metals in wetland sediments along Wusuli River, Northeast China, *Environmental Earth Science*, 72 (11), 4345–4355.
- Gardner, W.D., Biscaye, P.E., Richardson, M.J., 1997, A sediment trap experiment in the Vema Channel to evaluate the effect of horizontal particle fluxes on measured vertical fluxes, *Journal of Marine Research*, 55, 995–1028.
- Geldiay, R., ve Kocataş, A., 2001, *Deniz biyolojisine giriş*, Ege Üniv., Fen Fakültesi Kitaplar Serisi, No:31.
- Gerlach, S., 1981, *Marine pollution*, Springer, Verlag, New York, 218.

- Germain, P., Leclerc, G., Simon, S., 1995, Transfer of polonium-210 into *Mytilus edulis* and *Fucus vesiculosus* from Baie de Seine, *Science of Total Environment*, 164, 109-123.
- Ghannem, N., Gargouri, D., Sarbeji, M.M., Yaich, C., Azri, C., 2014, Metal contamination of surface sediments of the Sfax-Chebba coastal line, Tunisia, *Environmental Earth Science*, 72 (9), 3419-3427.
- Goldstone, M.E., Kirk, P.W.W., Lester, J.N., 1990b, The behaviour of heavy metals during waste water treatment I. Cadmium, chromium and copper, *Science Total Environment*, 95, 253-270.
- Goldstone, M.E., Kirk, P.W.W., Lester, J.N., 1990b, The behaviour of heavy metals during waste water treatment II. Lead, nickel and zinc, *Science Total Environment*, 95, 253-270.
- Gonullu, M.T., Bayhan, H., Arslankaya, E., Kurt, U., Avsar, Y., Tosun, I., 2001, *Pollution capability of the Golden Horn benthic sediments*, Proceeding of Golden Horn 2001 Symposium, ISKI, 37, 212-230.
- Gonulalan, F., 2006, *Ege Denizi kıyı sedimentlerinde denge üstü radyoaktif kurşun birikiminin alfa ve gama spektroskopisi ile incelenmesi*, Tez (Yüksek Lisans) Ege Üniversitesi.
- Grigoriadou, A., Schwarzbauer, J., Georgakopoulos, A., 2008, Organic geochemical parameters for estimation of petrogenic inputs in the coastal area of Kavala City, Greece, *Journal of Soils and Sediments*, 8, 253-262.
- Groot, A. J., Zschuppe, K. H., Salomons, M., 1982, Standardization of methods of analysis for heavy metals in sediments, *Hydrobiology*, 92, 689-695.
- Gu, Y.G., 2012, Spatial, temporal, and speciation variations of heavy metals in sediments of Nan'ao Island, a representative mariculture base in Guangdong coast, China, *Journal of Environmental Monitoring*, 14, 1943-1950.
- Hakanson, L., 1980, Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach, *Water Research*, 14, 975-1001.
- Han, Y.M., Du, P.X., Cao, J.J., Posmentier, E.S., 2006, Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China, *Science of Total Environment*, 355, 176-186.
- Harada, K., Tsunogai, S., 1986, Fluxes of ^{234}Th , ^{210}Po and ^{210}Pb determined by sediment trap experiments in pelagic oceans, *Journal of the Oceanographic Society of Japan*, 42, 192-200.
- Hatje, V., Payne, T.E., Hill, D.M., McOrist, G., Birch, G.F., Szymczak, R., 2003, Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effects of pH, salinity, and particle loading, *Environment International*, 29, 619-629.

- Hedges, J.I., Lee, C., Wakeham, S.G., Hernes, R.J., and Peterson, M.L., 1993, Effects of poisons and preservatives on the fluxes and elemental compositions of sediment trap materials, *Journal of Marine Research*, 51, 651-668.
- Heimbürger, L.E., Migon, C., Loslo, N., Miquel, J.C., Thibodeau, B., Stabholz, M., Dufour, A., Leblond, A., 2014, Vertical export flux of metals in the Mediterranean Sea, *Deep sea research part-1*, 87, 14-23.
- Heiskanen, A.S., 1994, *Impact of dinoflagellates on the flux of organic matter collected by sediment traps in the Gulf of Finland (Baltic Sea)*, 153-167. In: S. Floderus, A.S. Heiskanen, M. Olesen and R Wassmann (Eds.), *Sediment trap studies in the nordic countries*, Proc. Symp., No. 3.
- Helali, M.A., Oueslati, W., Zaaboub, N., Added, A., Abdeljaouad, S., 2013, Geochemistry of marine sediments in the Mejerda River delta, Tunisia, *Chemical Speciation and Bioavailability*, 25 (11), 247-257.
- Helali, M.A., Oueslati, W., Zaaboub, N., Added, A., Aleya, L., 2016, Chemical speciation of Fe, Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Co, Ni and Cr in the suspended particulate matter off the Mejerda River Delta (Gulf of Tunis, Tunisia), *Journal of African Earth Sciences*, 118, 35-44.
- Heussner, S., Cherry, R., Heyraud, M., 1990, ^{210}Po and ^{210}Pb in sediment trap particles on a Mediterranean continental margin, *Continental Shelf Research*, 10 (9-11), 989-1004.
- Heussner, X., Durrieu de Madron, O., Radakovitch, L., Beaufort, P.E., Biscaye, J., Carbonne, N., Delsaut, H., Etcheber, A., 1999, Monaco Spatial and temporal patterns of downward particle fluxes on the continental slope of the Bay of Biscay (northeastern Atlantic), *Deep-Sea Research II*, 46, 2101–2146.
- Hoda, I., El-Reefy, T.S., Tarek, E., Hussein, M.B., 2010, Distribution of gamma-ray emitting radionuclides in the marine environment of the Burullus Lake: II. bottom sediments, *Environmental Monitoring and Assessment*, 169, 273-284.
- Honda, M.C., Kawakimi, H., 2014, Sinking velocity of particulate radiocesium in the Northwestern North Pacific, *Geophysical Research Letters*, 41, 3959–3965.
- Hong, G.H., Kim, Y.-I., Baskaran, M., Kim, S.H., and Chung, C.S., 2008, Distribution of ^{210}Po and export of organic carbon from the euphotic zone in the southwestern East Sea (Sea of Japan), *Journal of Oceanography*, 64, 277–292.
- Hong, G.H., Baskaran, M., Church, T.M., Conte, M., 2013, Scavenging, cycling and removal fluxes of ^{210}Po and ^{210}Pb at the Bermuda time-series study site, *Deep-Sea Research II*, 93, 108–118.
- Honjo, S., 1982, Seasonality and interaction of biogenic and lithogenic particulate flux at the Panama Basin, *Science*, 218, 883- 884.

- Horowitz, A.J., 1991, *A Primer on Sediment-trace Element Chemistry*, U.S. Geological Survey e-Books and Open-File Reports Section, Denver, CO, USA.
- <https://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik.aspx?m=istanbul>, [Ziyaret Tarihi: 8 Şubat 2017].
- Hung, G. W., and Chung, Y.C., 1998, Particulate fluxes, ^{210}Pb and ^{210}Po measured from sediment trap samples in a canyon off northeastern Taiwan, *Continental Shelf Research*, 18 (12), 1475–1491.
- IAEA, 1995, *Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS)*, IAEA-TECDOC-838.
- Isinibilir, M., Svetlichny, L., and Hubarevab, E., 2016, Competitive advantage of the invasive copepod *Oithona davisae* over the indigenous copepod *Oithona nana* in the Marmara Sea and Golden Horn Estuary, *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 49, (6), 391–405.
- Ivanovich, M., and Harmon, R.S., 1992, *Uranium Series Disequilibrium, Application to Earth*, Marine and Environmental Sciences, Oxford Science Publications, 910.
- İçhedef, M., 2006, *İzmir Körfezi'nde sedimentasyon hızının radyometrik yöntemlerle tayini*, Tez (Yüksek Lisans), Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Jacobs, L., Emerson, S., Husted, S.S., 1987, Trace metal geochemistry in the Cariaco Trench, *Deep-Sea Research*, 34, 965-981.
- Justic, D., Rabalais, N.N., and Turner, R.E., 1995, Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication, *Marine Pollution Bulletin*, 30 (1), 41–46.
- John, E., 2001, *Nature's Building Blocks*, New York: Oxford University Press, 330- 332.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A. ve Timur, S., 2015, *Metallerin çevresel etkileri-I*, İTÜ Metalurji ve Malzeme Mühendisliği Bölümü, http://www.Academia.edu/6988006/Metallerin_%C3%87evresel_Etkileri_-I, 20 Mayıs 2015.
- Kalaycı, G., Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Topcuoğlu, S., Çotuk, Y. 2013, Investigation of radiocesium biokinetics in Manila clam (*Ruditapes philippinarum*), *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 295, 239–244.
- Kanivets, V.V., Voitsekhovitch, O.V., Simov, V.G., Golubeva, Z.A. 1999, The PostChernobyl Budget of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Sea, *Journal of Environmental Radioactivity*, 43, 121-135.
- Kennish, M.J., 2002, Environmental Threats and Environmental Future of Estuaries, *Environmental Conservation*, 29, 78–107.

- Kılıç, Ö., And Çotuk, Y., 2011, Radioactivity concentrations in sediment and mussel of Bosphorus and Golden Horn, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 289, 627-635.
- Kılıç, O. and Belivermiş, M. 2013, Spatial and Seasonal Distribution of Trace Metal Concentrations in Mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and Sediment of Bosphorus and Golden Horn, *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 91, 402–408.
- Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Gözel, F., Carvalho, F.P., 2014, Radioactivity levels in mussels and sediments of the Golden Horn by the Bosphorus Strait, Marmara Sea, *Marine Pollution Bulletin*, 86, 555-561.
- Kıratlı, N., Ergin, M., Saydam, A.C., 2000, *İstanbul halici sedimanlarında metal birikimi ve Marmara Denizine taşınımın tarihçesi*, In: I. Ulusal Deniz Bilimleri Konferansı Bildirileri, Ankara, ODTU, 226-231.
- Kıratlı, N., and N. Balkıs. 2001, *Distribution of dissolved oxygen, TSS and H₂S in Golden Horn Halic*, 2001 Symposium, 3–4 May 2001, Istanbul, 329–338.
- Kim, G.B., 2001, Large deficiency of polonium in the oligotrophic ocean's interior, *Earth and Planetary Science Letters*, 192, 15–21.
- Kim, Y.H., Narita, H., Noriki, S., Tsunogai, S., 1997, Export of particulate matter from Tokyo Bay studied with radiochemical tracer, ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb, *Journal of Oceanography*, 53, 517-527.
- Kim, G., Alleman, L.Y., Church, T.M., 1999, Atmospheric depositional fluxes of trace elements, ²¹⁰Pb, and ⁷Be to the Sargasso Sea, *Global Biogeochemistry Cycles*, 13, 1183–1192.
- Kim, G., and Church, T.M., 2001, Seasonal biogeochemical fluxes of ²³⁴Th and ²¹⁰Po in the upper Sargasso Sea: Influence from atmospheric iron deposition, *Global Biogeochemistry Cycles*, 15, 651–661.
- Klavins, M., Briede, A., Rodinov, V., Kokorite, I., Parele, E., Klavina, I., 2000, Heavy metals in rivers of Latvia, *Science of Total Environment*, 262, 175–183.
- Knauer, G.A., Karl, D.M., Martin, J.H., and Hunter, C.N., 1984, In situ effects of selected preservatives on total carbon, nitrogen and metals collected in sediment traps, *Journal of Marine Research*, 42, 445-462.
- Kogut, .N., Voelker, B.M., 2001, Strong copper binding behaviour of terrestrial humic substance in seawater, *Environmental Science and Technology*, 35, 1149-1156.
- Kozerski, H.E., 1994, Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension, *Hydrobiologia*, 284, 93-100.
- Kramer, D., 2006, *The marine silver cycle in coastal and open ocean environments of the North Pacific*, Thesis (MSc), University of Victoria.

- Küçükgil, O., 1988, *İzmir Körfezi dip sedimentlerinde kirlilik dağılımı*, Tez (Yüksek Lisans) Dokuz Eylül Üniversitesi.
- Larocque, A.C.L., Rasmussen, P.E., 1998, An overview of trace metals in the environment from mobilization to remediation, *Environmental Geology*, 33, 85–91.
- Lee, C., Hedges, J.I., Wakeham, S.G., and Zhu, N., 1992, Effectiveness of various treatments in retarding microbial activity in sediment trap material and their effects on the collection of swimmers, *Limnology and Oceanography*, 37, 117-130.
- Lee, Y.H., Stuebing, R.B., 1990, Heavy metal contamination in the River Toad, *Bufo juxtasper* (Inger), near a copper mine in East Malaysia, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 45, 272–279.
- Leivuori, M., Valliusb, H., 1998, A case of seasonal variation in the chemical composition of accumulating suspended sediments in the central Gulf of Finland, *Chemosphere* 36, 2417-2435.
- Lewis, B.L., Landing, W.M. 1992, The investigation of dissolved and suspended particulate trace metal fractionation in the Black Sea, *Marine Chemistry*, 40, 105-141.
- Li, Y., Zhang, H., Chen, X., Tu, C., Luo, Y., Christie, P., 2014b, Distribution of heavy metals in soils of the Yellow River Delta: concentrations in different soil horizons and source identification, *Journal of Soils and Sediments*, 14 (6), 1158–1168.
- Liang, P., Wu, S., Zhang, J., Cao, Y., Yu, S., Wong, M., 2016, The effects of mariculture on heavy metal distribution in sediments and cultured fish around the Pearl River Delta region, south China, *Chemosphere*, 148, 171-177.
- Ligero, R.A., Fera, F., Casas-Ruiz, M., Corredor, C., 2006, Diffusion of ^{226}Ra and ^{40}K radionuclides reproduced in underwater sedimentary columns in laboratory, *Journal of Environmental Radioactivity*, 87 (3), 325-334.
- Ligero, R.A., Vidal, J., Mele'ndez, M.J., Hamani, M., Casas-Ruiz, M. 2009, Sedimentology models from activity concentration measurements: application to the "Bay of Cadiz" Natural Park (SW Spain), *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 203–208.
- Lijklema, L., Koelmans, A. A., and Portielje, R., 1993, Water Quality Impacts of Sediment pollution and the Role of Early Diagnosis", *Water Science and Technology*, 28, 1-16.
- Lin, J. G. ve Chen, S.Y., 1997, The Relationship Between Adsorption of Heavy Metal and Organic Matter in River Sediments, *Environment International*, 24, 345- 352.
- Liu, H.C., Guo, Y.J., Yu, Huang, K., Wang, Z., 2007, Sediment chemistry and the variation of three altiplano lakes to recent anthropogenic impacts in south-western China, *Water SA*, 33 (2), 305–310.

- Livingstone, H.D., Povinec, P.P., 2000, Anthropogenic marine radioactivity, *Ocean & Coastal Management*, 43, 689-712.
- Long, E.R., Robertson, A., Wolfe, D.A., Hameedi, J., Sloane, G.M., 1996, Estimates of the spatial extent of sediment toxicity in major US estuaries, *Environmental Science and Technology*, 30, 3585-3592.
- Malins, D.C., Mcchan, B.B., Myers, M.S., Brown, D.W., Sparks, A.K., Marato, J.F., 1984, Toxic chemicals and abnormalities in fish and shellfish from Urban Bays of Puget Sound, *Marine Environment Research*, 14, (1-4), 527-528.
- Marins, R.V., Lacerda, L.D., Abreu, I.M., Dias, F.J.S., 2003, Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe, *Ciência Hoje, Rio de Janeiro*, 197, 66-70.
- Marsan, D., Rigaud, S., Church, T., 2014, Natural radionuclides ^{210}Po and ^{210}Pb in the Delaware and Chesapeake Estuaries: modeling scavenging rates and residence times, *Journal of Environmental Radioactivity*, 138, 447-455.
- Marvin, C., Charlton, M., Milne, J., Thiessen, L., Schachtshneider, j., Sardella, G., Sverko, E., 2007, Metals associated with suspended sediments in Lakes Erie and Ontario, *Environmental Monitoring and Assessment*, 130, 149-161.
- Masque, ., Fabres, J., Canals, M., Sanchez-Cabeza, J. A., SanchezVidal, A., Cacho, I., Calafat, A. M., Bruach, J. M., 2003, Accumulation rates of major constituents of hemipelagic sediments in deep Alboran Sea: a centennial perspective of sedimentary Dynamics, *Marine Geology*, 193, 207-233.
- Matthews, K.M., Kim, C.K., Martin, P., 2007, Determination of ^{210}Po in environmental materials: A review of analytical methodology, *Applied Radiation*, 65, 267-279.
- McLennan, S.M., 2001, *Relationship between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust*, *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 2(2000GC000109).
- McLusky, D.S., Elliott, M., 2004, *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*, New York: Oxford University Press. ISBN 0-19-852508-7.
- Migon, C., Sandroni, V., Marty, J.C., Gasser, B., Miquel, J.C., 2002, Transfer of Atmospheric Matter through the Ophotic Layer in the Northwestern Mediterranean: Seasonal Pattern and Driving Forces, *Deep Sea Research, Part II*, 49, 2125-2141.
- Miguens, F.C., Oliveira, M.L., Ferreira, A.O., Barbosa, L.R., Tenorio de Melo, E.J., Veiga de Carvalho, C.E., 2016, Structural and elemental analysis of bottom sediments from the Paraíba do Sul River (SE, Brazil) by analytical microscopy, *Journal of South American Earth Science*, 66, 82-96.
- Miquel, J.C., Gasser, B., Martin, J., Marec, C., Babin, M., Fortier, L., Forest, A. 2015, Downward particle flux and carbon export in the Beaufort Sea, Arctic Ocean, the role of zooplankton, *Biogeosciences*, 12, 5103-5117.

- Müftüoğlu, A.E., 2002, *Haliç'in Fiziksel Oşinografisi*, İ.Ü., Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, 59 Sayfa.
- Muller, G., 1979, Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit. Umschav, 79, 133–149.
- Muller, G., 1981, Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: eine Bestandsaufnahme, *Chemztg*, 105, 157–164.
- Nagata, T., Hideki, F., Rumi F., and Koike, I., 2000, Bacterioplankton distribution and production in deep Pacific waters, Large-scale geographic variations and possible coupling with sinking particle fluxes, *Limnology and Oceanography*, 45, 426–435.
- Nagaya, Y., Saiki, M. 1967, Accumulation of radionuclides in coastal sediments of Japan. Fallout radionuclides in some coastal sediments in 1964–1965, *Journal of Radiation Research*, 81, 37–43.
- Navada, S.V., Kumar, S.U., Rao, S.M., Nachiappan, P.R., Kumar, B., Krishnamoorthy, T. M., Jha, S.K., Shukla, V.K., 1998, Determination of recent sedimentation rates and pattern in Lake Naini, India by ^{210}Pb and ^{137}Cs dating techniques, *Applied Radiation and Isotopes*, 51, 97-105.
- Nixon, S.W., 1995, Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns, *Ophelia*, 41, 199–219.
- Nordmyr, L., Osterholm, P., Åström, M., 2008, Estuarine behaviour of metal loads leached from coastal lowland acid sulphate soils, *Marine Environmental Research*, 66, 378-393.
- Nozaki, Y., Zhang, J., and Takeda, A., 1997, ^{210}Pb and ^{210}Po in the equatorial Pacific and the Bering Sea: the effects of biological productivity and boundary scavenging, *Deep-Sea Research Part II*, 44, 2203– 2220.
- Nozaki, Y., Dobashi, F., Kato, Y., and Yamamoto, Y., 1998, Distribution of Ra isotopes and the ^{210}Pb and ^{210}Po balance in surface seawaters of the mid Northern Hemisphere, *Deep-Sea Research Part I*, 45, 1263– 1284.
- Otosaka, ., Nakanishi, T., Suzuki, T., Satoh, Y., Narita, H., 2014, Vertical and Lateral Transport of Particulate Radiocesium off Fukushima, *Environmental Science and Technology*, 48, 12595–12602.
- Okuş, E., A. Aslan, S. Taş, N. Yılmaz, and Ç. Polat. 2001, *Distribution of nutrients and chlorophyll a in Golden Horn*, Haliç 2001 Symposium, 3–4 May 2001, Istanbul, 145-152.
- Orhon, D., Belek, T., 1990, *Haliç'te Su Kirlenmesi ve Haliç Suyunun Marmara'ya Taşınması Olayı Temel Bilgiler ve Özellikleri*, İstanbul'un Çevre Sorunları ve Çözümleri Sempozyumu Tutanakları, İ.T.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü.

- Osterberg, C., CAREY, A.G., and CURL, J.R., 1963 Acceleration of sinking rates of radionuclides in the ocean, *Nature*, 200, 1276-1277.
- Özsoy, E., Oğuz, T., Latif, M.A., Ünlüata, Ü., Sur, H.İ., and Beşiktepe, Ş., 1988, *Oceanography of the Turkish Straits*—Second Annual Report. Submitted to: İstanbul Water and Sewage Administration. M.E.T.U., Institute of Marine Sciences, Erdemli-İçel.
- Pardo, R., Barrado, E., Perez Lourdes, M., Vega, 1990, Determination and speciation of heavy metals in sediments of the Pisuerga river, *Water Research*, 24 (3), 373–379.
- Perillo, G.M.E., 1995, *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*, Elsevier, Amsterdam, ISBN: 0-444-88170-0.
- Pham, .K., Chamizo, E., Mas Balbuena, J.L., Miquel, J.C., Martín, J., Osvath, I., Povinec, P.P. 2017, Impact of Saharan dust events on radionuclide levels in Monaco air and in the water column of the northwest Mediterranean Sea, *Journal of Environmental Radioactivity*, 166, 2-9.
- Praveena, S.M., Pradhan, B., Ismail, S.N.S., 2015, Spatial assessment of heavy metals in surface soil from Klang District (Malaysia): an example from a tropical environment, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 21(7), 1980-2003.
- Prego, R., Boi, P., Cobelo-García, A., 2008, The contribution of total suspended solids to the Bay of Biscay by Cantabrian Rivers (northern coast of the Iberian Peninsula), *Journal of Marine Systems*, 72, 342–349.
- Puskatic, S., Fowler, S., and W., Miquel, J.C., 1992, Temporal Changes in Particulate Flux in the Northern Adriatic Sea, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 35, 267-287.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Diaz, R.J., and Justic, D., 2009, Global change and eutrophication of coastal waters, *ICES Journal of Marine Science*, 66, 1528–1537.
- Radakovitch, O., Heussner, S., Biscaye, P., Abassi, A., 1997, ^{210}Pb and ^{210}Po as tracers of particle transport mechanisms on continental margins, *Radioprotection-Colloques*, 32, 147-153.
- Radakovitch, O., Heussner, S., 1999, Fluxes and budget of ^{210}Pb on the continental margin of the Bay of Biscay (northeastern Atlantic), *Deep-Sea Research II*, 46, 2175–2203.
- Radakovitch, O., Sanchez-Cabeza, J.A., Abassi, A., Masque, P., Heussner, S., 2003, Meso and small-scale variations of ^{210}Pb fluxes on the Northwestern Mediterranean continental margins, *Continental Shelf Research*, 23, 693–715.
- Rainbow, P.S., 1995, Biomonitoring of Heavy Metal Availability in the Marine Environment, *Marine Pollution Bulletin*, 31 (4), 183-192.

- Rudnick, R.L., Gao, S., 2004, *Composition of the Continental Crust*, In: Treatise on Geochemistry, Holland, H.D. and Turekian, K.K. (Editors), Elsevier, Amsterdam, 3, 1-64.
- Rule, J.H., 1986, Assessment of trace element geochemistry of Hampton Roads harbor and lower Chesapeake Bay area sediments, *Environmental Geology and Water Sciences*, 8, 209–219.
- Rumin-Caparros, A., Sanchez-Vidal, A., Gonzalez-Pola, C., Lastras, G., Calafat, A., Canals, M., 2016, Particle fluxes and their drivers in the Avilés submarine canyon and adjacent slope, central Cantabrian margin, Bay of Biscay, *Progress in Oceanography*, 144, 39-61.
- Ryan, T. P., Dowdall, A. M., McGarry, A. T., Pollard, D., Cunningham, J. D., 1999, ^{210}Pb in *Mytilus edulis* in the Irish Marine environment, *Journal of Environmental Radioactivity*, 43, 325-342.
- Saçan, S., Uğur, A., Sunlu, U., Büyükkışık, B., Aksu, M., Sunlu, F.S., 2010, The ^{210}Po and ^{210}Pb levels in surface sediment samples in the İzmir Bay (Aegean Sea-Turkey), *Environmental Monitoring and Assessment*, 161, 575-582.
- Sakan, S.M., Dordevic, D.S., Manojlovic, D.D., Predrag, P.S., 2009, Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments, *Journal of Environmental Management*, 90, 3382-3390.
- Salahel, Din, K., Vesterbacka, P., 2012, Radioactivity levels in some sediment samples from Red Sea and Baltic Sea, *Radiation Protection Dosimetry*, 148, 101-106.
- Salomons, M., 1980, Biochemical Processes Affecting Metal Concentrations in Lake Sediments, *Science of the Total Environment*, 16, 217-229.
- Santos-Echeandía, J., Prego, R., Cobelo-García, A., Caetano, M., 2011, Metal composition and fluxes of sinking particles and post-depositional transformation in a ria coastal system (NW Iberian Peninsula), *Marine Chemistry*, 134 (135), 36-46.
- Santos, P.L., R.C. Gouvea, Dutra I.R., 1994, Concentrations of ^{210}Pb and ^{210}Po in hair and urine of workers, of the uranium mine at Poços de Caldas (Brazil), *The science of the Total Environment*, 148, 61-65.
- Schaller, J., Brackhage, C., Mkandawire, M., Dudel, E.G., 2011, Metal/metalloid accumulation/remobilization during aquatic litter decomposition in freshwater: a review, *Science of the Total Environment*, 409, 4891-4898.
- Sekabira, K., OryemOriga, H., Basamba, T., Mutumba, G., Kakudidi, E., 2010, Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7, 435–446.

- Sethy, N.K., Sutar, A.K., Rath, P., Jha, V.N., Ravi, P.M., 2015, A review of radio chemical analysis and estimation of ^{210}Po in soil matrices, *Journal of Radiation research and Applied Sciences*, 8, 590-596.
- Settle, D.M., Patterson, C.C., Turekian, K.K., Cochran, J.K., 1982, Lead precipitation fluxes at tropical oceanic sites determined from ^{210}Pb measurements, *Journal of Geophysical Research*, 87, 1239–1245.
- Sezer, N., Belivermis, M., Kılıç, Ö., Topcuoglu, S., Çotuk, Y. 2014, Biokinetics of radiocesium in shrimp (*Palaemon adspersus*): seawater and food exposures, *Journal of Environmental Radioactivity*, 132 (2014), 15-20.
- Shanks, A.L., and Edmondson, E.W., 1990, The vertical flux of metazoans (holoplankton, meiofauna, and larval invertebrates) due to their association with marine snow, *Limnology and Oceanography*, 35, 455-463.
- Smith, V.H., Tilman, G.D., and Nekola, J.C., 1999, Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems, *Environmental Pollution*, 100, 179–196.
- Soares, H.M.V.M., Boaventura, R.A.R., Machado, A.A.S.C., and Esteves Da Silva, J.C. G., 1999, Sediments as Monitors of Heavy Metal Contamination in the Ave River Basin (Portugal): Multivariate Analysis of Data, *Environmental Pollution*, 105, 311-323.
- Sorokin, Y.I., 1983, *The Black Sea, Ecosystem of the World 26: Estuaries and Enclosed Seas*, Ketchum, B. H., Ed., Elsevier, Amsterdam, 253-292.
- Standart Methods for the examination of water and wastewater, 20th Edn., APHA,AWWA,WEF 2540 B.
- Steinberg, .K., Silver M.W., and Pilskaln, C.H., 1997, The role of mesopelagic zooplankton in the community metabolism of giant larvacean house detritus in Monterey Bay, California, *Marine Ecology Progress Series*, 147, 167-179.
- Stewart, G.M., and Fisher, N.S., 2003, Bioaccumulation of Polonium-210 in marine copepods, *Limnology and Oceanography*, 48 (5), 2011-2019.
- Stewart, G.M., Fisher, N.S., 2003a, Experimental studies on the accumulation of polonium-210 by marine phytoplankton, *Limnology and Oceanography*, 48 (3), 1193–1201.
- Stewart, G.M., Cochran, J.K., Xue, J., 2007, Exploring the connection between ^{210}Po and organic matter in the Northwestern Mediterranean, *Deep Sea Research I*, 54, 415-427.
- Stewart, G.M., Moran, S.B., Lomas, M.W., 2010, Seasonal POC fluxes at BATS estimated from ^{210}Po deficits, *Deep Sea Research I*, 157, 113–124.

- Stork, M., Smodis, B., 2011, Levels of ^{210}Po and ^{210}Pb in fish and mollusks in Slovenia and the related dose assessment to the population, *Chemosphere*, 82, 970–976.
- Sur, H.I., Okus, E., Sarikaya, H.Z., Altiok, H., Eroglu, V., 2002, Rehabilitation and water quality monitoring in the Golden Horn, *Water Science and Technology*, 46, 29-36.
- Szarlowicz, K., Reczynski, W., Misiak, R., Kubica, B., 2013, Radionuclides and heavy metal concentrations as complementary tools for studying the impact of industrialization on the environment, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 298, 1323–1333.
- Tas, S., Yilmaz, N.I., Okus, E., 2009, Phytoplankton as an Indicator of Improving Water Quality in the Golden Horn Estuary, *Estuaries and Coasts*, 32, 1205-1224.
- Tas, S., 2015, A prolonged red tide of *Heterocapsa triquetra* (Ehrenberg) F. Stein (Dinophyceae) and phytoplankton succession in a eutrophic estuary (Turkey), Mediterranean, *Marine Science*, DOI: <http://dx.doi.org/10.12681/mms.1049>.
- Tas, S., and Yilmaz, I.N., 2015, Potentially harmful microalgae and algal blooms in a eutrophic estuary in the Sea of Marmara (Turkey), *Mediterranean Marine Science*, DOI: <http://dx.doi.org/10.12681/mms.1042>.
- Tatone, L.M., Bilos, C., Skorupka, C.N., Colombo, J.C., 2013, Trace Metals in Settling Particles from the Sewage Impacted Buenos Aires Coastal Area in the Rı́o de la Plata Estuary, Argentina, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90, 318–322.
- Tekin, O., 1996, The Pelamydes of Byzantium and the Golden Horn, *Anatolian Research*, 14, 470–478.
- Templeton, W.L., Preston, A., 1966, *Transport and distribution of radioactive effluents in coastal and estuarine waters of the United Kingdom*, In: Proceedings of Symposium-Disposal of radioactive wastes in to sea and surface waters, IAEA-SM-72-16 (Vienna: IAEA), 267–289.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M., 1979, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements, *Analytical Chemistry*, 51, 844-851.
- Toggweiler, J.R., Murnane, R., Carson, S., Gnanadesikan, A., and Sarmiento, J. L., 2003, *Representation of the carbon cycle in box models and GCMs 2*, Organic pump, *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1027, doi,10.1029/2001GB001841.
- Tomlinson, D., Wilson, J., Harris, C., Jeffrey, D., 1980, Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index, *Helgoländer Meeresun*, 33 (1-4), 566-575.
- Topcuoğlu, S., Güngör, N., Kut, D., Esen, N., Egilli, E., Kirbaşoğlu, Ç., Güven, K. C., and Ünlü, S., 1998-2, *Radioecological researches in Turkish Black Sea marine environment*, the Proceedings of the First International Symposium on Fisheries and Ecology, 2-4 Sep., Trabzon, 440-443.

- Topçuoğlu, S., 2001, Sources and distribution of anthropogenic radionuclides in Marmara Sea environment, *Turkish Journal of Marine Science*, 7, 143–152.
- Topçuoğlu, S., Ergül, H. A., Baysal, A., Ölmez, E., and Kut, D., 2003-1, Determination of Radionuclide and Heavy Metal Concentrations in Biota and Sediment Samples from Pazar and Rize Stations in the Eastern Black Sea, *Fresenius Environmental Bulletin*, 12, 7, 695-699.
- Topçuoğlu, S. 2005, Monitoring of radionuclide concentrations in marine algae from the Turkish Black Sea Coast and Bosphorus during the period of 1984-2001, *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 11, 196-204.
- Tuncer, G.T., Tuncel, S.G., Tuncel, G., Balkas, T.I. 1993, *Metal pollution in the Golden Horn, Turkey – Contribution of natural and anthropogenic components since 1993*, 1st International Specialized Conference on Contaminated Aquatic Sediments: Historical Records, Environmental Impact, and Remediation.
- Tuncer, G., Tuncel, G., and Balkaş, T.I., 2001, Evolution of metal pollution in the Golden Horn (Turkey) sediments between 1912 and 1987, *Marine Pollution Bulletin*, 42, 350–360.
- Turekian, K.K., Wedepohl, K.H., 1961, Distribution of the elements in some major units of the earth's crust, *Geological Society of America Bulletin*, 72 (2), 175–192.
- Turekian, K.K., Benninger, L.K., Dion, E.P., 1983, ^7Be and ^{210}Pb total deposition fluxes at New Haven, Connecticut and at Bermuda, *Journal of Geophysical Research*, 88, 5411–5415.
- Uğur, A., 1998, *Gökova Körfezi Deniz Sediment Korlarında Radyoaktif Pb, Po, Ra, Cs, Am ve Pu izotoplarının dağılımının incelenmesi, sedimentasyon hızı ve tarihleme çalışmalarında kullanılması*, Tez (Doktora) Ege Üniversitesi.
- Uğur, A., Yener, G., 2001, Accumulation rates and sediment deposition in the Gökova Bay in Aegean Sea Turkish Coast, *Applied Radiation and Isotopes*, 55, 581-588.
- Uğur, A., Miquel, J.C., Fowler, S.W., Appleby, P., 2003, Radiometric dating of sediment cores from a hydrothermal vent zone off Milos Island in the Aegean Sea, *The Science of the Total Environment*, 307, 203–214.
- UNSECEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1988, *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*, United Nations, New York.
- Valdes, D.S., and Real, E., 1998, Variations and relationships of salinity, nutrients and suspended solids in Chelm coastal lagoon at Yucatan, Mexico, *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 27, 149-146.
- Valdes, J. R., and Price, J. F., 1999, A neutrally buoyant, upper ocean sediment trap, *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 17, 62-68.

- Volk, T., and Hoffert, M.I., 1985, Ocean carbon pumps: Analysis of relative strengths and efficiencies in ocean-drive atmospheric CO₂ changes, *Geophysical Monograph Series*, 32, 99-110.
- Wakehalm, S.G., Hedges, J.I., Lee, C., and Pease, T.K., 1993, Effects of poisons and preservatives on the composition of organic matter in a sediment trap experiment, *Journal of Marine Research*, 51, 669-696.
- Wang, X.C., Feng, H., & Ma, H.Q., 2007, Assessment of metal contamination in surface sediments of Jiaozhou Bay, Qingdao, China, *Clean*, 35 (1), 62-70.
- Wang, Z.H., 2013, Assessment of metal contamination in surface sediments from Zhelin Bay, the South China Sea, *Marine Pollution Bulletin*, 76, 383–388.
- Wang, S., Staunton, S., 2010, Dynamics of cesium in aerated and flooded soils: experimental assessment of ongoing adsorption and fixation, *European Journal of Soil Science*, 61, 1005–1013.
- Wang, S.L., Xu, X.R., Sun, Y.X., Liu, J.L., Li, H.B., 2013, Heavy metal pollution in coastal areas of South China: a review, *Marine Pollution Bulletin*, 76, 7–15.
- Wassmann, P., 1991, Dynamics of primary production and sedimentation in shallow fiords and fjords of western Norway, *Oceanography and Marine Biology An Annual Review*, 29, 87-154.
- Wei, C.L., Yi, M.C., Lin, S.Y., Wen, L.S., and Lee, W.H., 2014, Seasonal distributions and fluxes of ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po in the northern South China Sea, *Biogeosciences*, 11, 6813 –6826.
- Wildgust, M.A., McDonald, P. and White, K.N., 1998, Temporal changes of ²¹⁰Po in temperate coastal waters, *The Science of the Total Environment*, 214, 1-10.
- Yamada, M., Zheng, J., 2007, ²¹⁰Pb and ²³⁰Th in settling particles in the western Northwest Pacific Ocean: Particle flux and scavenging, *Continental Shelf Research*, 27, 1629–1642.
- Yii, M.W., Zaharudin, A., Abdul-Kadir, I., 2009, Distribution of naturally occurring radionuclides activity concentration in East Malaysian marine sediment, *Applied Radiation and Isotopes*, 67, 630–635.
- Yii, M.W., Wan-Mahmood, Z.U., 2013, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra and ²²⁸Ra/²²⁶Ra in surface marine sediment of Malaysia, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 295, 1465–1472.
- Yu, K.Y., Tsai, L.J., 2001, Chemical binding of heavy metals in anoxic river sediments, *Water Research*, 35 (17), 4086–4094.
- Zahra, A., Hashmi, M.Z., Malik, R.N., Ahmed, Z., 2014, Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang

- Nallah-feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan, *Science of the Total Environment*, 470 (471), 925-933.
- Zhang, J., Liu, C.L., 2002, Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, 1051–1070.
- Zhang, J., Hua, Li, Z., Che, J., Wang, M., Tao, R., Liu, D., 2014, Assessment of heavy metal contamination status in sediments and identification of pollution source in Daye Lake, Central China, *Environmental Earth Science*, 72 (4), 1279-1288.
- Zhang, L., Ye, X., Feng, H., Jing, Y., Ouyang, T., Yu, X., Liang, R., Ch. Gao, W. Chen, 2007, Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China, *Marine Pollution Bulletin*, 54, 974–982.
- Zhang, W.G., Feng, H., Chang, J., Qu, J.G., Xie, H.X., Yu, L.Z., 2009, Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes, *Environmental Pollution*, 157, 1533–1543.
- Zhang, L.W., Shao, H.B., 2013, Heavy metal pollution in sediments from aquatic ecosystems in China, *Clean-Soil., Air, Water*, 41, 878–882.
- Zhang, R., Zhang, F., Ding, Y.J., Gao, J.R., Chen, J., Zhou, L., 2013, Historical trends in the anthropogenic heavy metal levels in the tidal flat sediments of Lianyungang, China, *Journal of Environmental Science*, 25, 1458–1468.
- Zourarah, B., Maanan, M., Carruesco, C., Aajjane, A., Mehdi, K., Freitas, M.C., 2007, Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution in the lagoon of Oualidia (Moroccan Atlantic coast), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72, 359-369.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Gülşah KALAYCI
Doğum Yeri	İstanbul
Doğum Tarihi	19.10.1985
Uyruğu	<input checked="" type="checkbox"/> T.C. <input type="checkbox"/> Diğer:
Telefon	0536 827 50 78
E-Posta Adresi	gulsahkalayci@yahoo.com
Web Adresi	

Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Fakülte	Fen Fakültesi
Bölümü	Biyoloji
Mezuniyet Yılı	2008

Yüksek Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Biyoloji Anabilim Dalı
Programı	Radyobiyojoloji Programı
Mezuniyet Tarihi	2011

Doktora	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Biyoloji Anabilim Dalı
Programı	Radyobiyojoloji Programı
Mezuniyet Tarihi	2017

Makale ve Bildiriler	
Belivermiş, M., Kılıç, O., Çotuk, Y., Topcuoğlu, S., Kalaycı, G., Pestreli, D., 2010, the usability of tree barks as long term biomonitors of atmospheric radionuclide deposition, Applied Radiation and Isotopes, 68, 2433-2434.	
Topcuoğlu, S., S., Kılıç, O., Belivermiş, M., Ergül, H.A., Kalaycı, G., 2010, Use of marine algae as biological indicator of heavy metal pollution in Turkish marine environment, Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment, 16 (1), 43-52.	
Kalaycı, G., Belivermiş, M., Kılıç, O., Topcuoğlu, S., Çotuk, Y., 2013, Investigation of radiocesium biokinetics in Manila clam (<i>Ruditapes philippinarum</i>), Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 295 (1), 239-244.	

- Kılıç, O., Kalaycı, G., Belivermiş, M., Sezer, N., Gözel, F., 2015, Seasonal and spatial distributions and fluxes of ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra , and ^{40}K in the Golden Horn Estuary, Istanbul, ENVİRA 2015 Conference, Thessaloniki, Greece.
- Sezer, N., Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Kalaycı, G., Kılıç, K.D., 2015 Bioaccumulation of radiocesium in *Isochrysis galbana* and *Phaeodactylum tricornutum* and its assimilation in Manila clam *Ruditapes philippinarum* ENVİRA 2015 Conference, Thessaloniki, Greece.
- Kılıç, O., Belivermiş, M., Kalaycı, G., Sezer, N., Gözel, F., 2015, Spatial and temporal variations of ^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations in surface sediment and settling particles of the Golden Horn Estuary. 3. International Conference on Po and radioactive Pb isotopes 2015, Izmir, Turkey.
- Belivermiş, M., Kılıç O., Sezer, N., Kalaycı, G., Cotuk, Y., 2015, Delineation of ^{210}Po and ^{210}Pb bioaccumulation in the Golden Horn Estuary by using bioindicator mussel (*Mytilus galloprovincialis*): Passive monitoring and transplantation. 3. International Conference on Po and radioactive Pb isotopes 2015, Izmir, Turkey.
- Sezer, N., Kalaycı, G., Topcuoglu, S., Gözel, F., Kılıç, O., 2015, Belivermiş, M., Bioconcentration of ^{210}Po in Rapa whelk *Rapana venosa* in Laboratory Conditions, 3. International Conference on Po and radioactive Pb isotopes 2015, Izmir, Turkey.
- Kalaycı, G., Kilic, O., Belivermiş, M., Cotuk, Y., Sezer N., Topcuoglu, S., 2011, İstanbul Kocaeli ve Düzce toprak örneklerinde ^{137}Cs radyonüklidinin dikey dağılımının belirlenmesi, Düzce Üniversitesi, Ekoloji Sempozyumu, Düzce.
- Kalaycı, G., Belivermiş, M., Kilic, O., Topcuoglu, S., Cotuk, Y., Sezer N., Gözel F., 2012, Manila kum midyesinde (*Ruditapes philippinarum*) radyosezyum biyokinetiğinin araştırılması, 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, İzmir.
- Peştreli, D., Kalaycı, G., Gözel F., Sezer N., Topcuoglu, S., Cotuk, Y., 2012, Deniz salyangozunda (*Rapana venosa*) radyosezyum biyobirikim kinetiğinin araştırılması, 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, İzmir.