

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ**



**ALANYA ŞEHİR MERKEZİ PLAĞ KURLARININ DOĞAL VE YAPAY
RADYOAKTİVİTE SEVİYELERİ İLE İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNDEKİ ETKİSİ**

Sezer ÜNAL

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

JEOLUJİ MÜHENDİSLİĞİ

ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

ARALIK 2022

ANTALYA

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ**



**ALANYA ŞEHİR MERKEZİ PLAJ KUMLARININ DOĞAL VE YAPAY
RADYOAKTİVİTE SEVİYELERİ İLE İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNDEKİ ETKİSİ**

Sezer ÜNAL

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

JEOLOJİ MÜHENDİSLİĞİ

ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

ARALIK 2022

ANTALYA

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ALANYA ŞEHİR MERKEZİ PLAJ KUMLARININ DOĞAL VE YAPAY
RADYOAKTİVİTE SEVİYELERİ İLE İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNDEKİ ETKİSİ**

Sezer ÜNAL

JEOLojİ MÜHENDİSLİĞİ

ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

**(Bu tez Bilimsel Araştırma Projesi tarafından FDK-2022 5812 nolu proje ile
desteklenmiştir.)**

ARALIK 2022

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ALANYA ŞEHİR MERKEZİ PLAJ KUMLARININ DOĞAL VE YAPAY
RADYOAKTİVİTE SEVİYELERİ İLE İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNDEKİ ETKİSİ**

Sezer ÜNAL

JEOLOJİ MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ

Bu tez 23/12/2022 tarihinde jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Mustafa Gürhan YALÇIN

Prof. Dr. Nurdane İLBEYLİ

Prof. Dr. Yusuf Uras

Prof. Dr. Sema Bilge Ocak

Dr. Öğretim Üyesi Ali TÜMÜKLÜ

ÖZET

ALANYA ŞEHİR MERKEZİ PLAJ KUMLARININ DOĞAL VE YAPAY RADYOAKTİVİTE SEVİYELERİ İLE İNSAN SAĞLIĞI ÜZERİNDEKİ ETKİSİ

Sezer ÜNAL

Doktora Tezi, Jeoloji Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Mustafa Gürhan YALÇIN

Aralık 2022; 138 Sayfa

Bu doktora tezinde; Alanya şehir merkezi plaj kumlarının HPGe gama spektrometre sistemi kullanılarak, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal ve yapay radyoaktivite seviyeleri ölçülmüştür. Plaj kumu örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoaktivite seviyelerinin ortalama değerleri sırasıyla $17,06 \pm 1,68$, $25,04 \pm 2,88$, $276,88 \pm 17,24$ Bq/kg olarak hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar radyasyon sınır değerlerinin altında olup halk sağlığı açısından herhangi bir risk tespit edilememiştir. Bunlara ilaveten, hesaplanan radyolojik risk parametreleri; radyum eşdeğer aktivitesi (R_{aeq}), soğurulan gama doz hızı (D), yıllık etkin doz eşdeğeri (E_{aed}), dış (H_{ex}) ve iç (H_{in}) tehlike indeksi, gama seviye indeksi (I_{γ}) ve yaşam boyu kanser riski (ELCR) hesaplanmış olup, bütün parametreler uluslararası kabul edilen radyasyon sınır değerlerinin altında olup halk sağlığı açısından tehlike göstermemekte birlikte bölgenin radyolojik durumunu yansıtan dağılım haritaları oluşturulmuştur. Plaj kumlarında XRF analizi sonucunda jeokimyasal analizler gerçekleştirilerek majör ve eser element konsantrasyonları belirlenmiştir. Al, Fe, Mg, Ti, Cr, Zn, Ga, R, Y, Ba, Pb, Pa ve Tb gibi ağır metal elementleri Alanya (A1 – A25) numunelerinde, Alanya Kalesi (K26 – K50) numunelerine göre biraz daha düşük bulunmuştur.

ANAHTAR KELİMELER: Alanya, Radyoaktivite (^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K), Radyolojik Risk Parametreleri, XRF Analizi

JÜRİ: Prof. Dr. Mustafa Gürhan YALÇIN

Prof. Dr. Nurdane İLBEYLİ

Prof. Dr. Yusuf Uras

Prof. Dr. Sema Bilge Ocak

Dr. Öğretim Üyesi Ali TÜMÜKLÜ

ABSTRACT

THE INFLUENCE OF ALANYA CITY CENTER BEACH SANDS ON NATURAL AND ARTIFICIAL RADIOACTIVITY LEVELS AND HUMAN HEALTH

Sezer ÜNAL

PhD Thesis in Geological Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Mustafa Gürhan YALÇIN

December 2022; 138 pages

In this doctoral thesis; The natural and artificial radioactivity levels of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K were measured utilising the HPGe gamma spectrometer system of the beach sands of Alanya city center. The mean values of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K radioactivity levels in beach sand samples were calculated as 17.06 ± 1.68 , 25.04 ± 2.88 , 276.88 ± 17.24 Bq/kg, respectively. Results show that it was below the radiation limit values and no risk could be detected in terms of public health. Additionally, computed radiological risk parameters; radium equivalent activity (Raeq), absorbed gamma dose rate (D), annual effective dose equivalent (Eaed), external (Hex) and internal (Hin) hazard index, gamma level index (Iy) and lifetime cancer risk (ELCR) calculated all parameters were below the internationally accepted radiation limit values and did not pose a danger to public health, and distribution maps reflecting the radiological situation of the region were created. As a result of XRF analysis on beach sands, geochemical analyzes were performed and major and trace-element concentrations were determined. Heavy metal elements such as Al, Fe, Mg, Ti, Co, Zn, Ga, R, Y, Ba, Pb, Pa, and Tb were found to be slightly lower in Alanya (A1 – A25) samples compared to Alanya Castle (K26 – K50) samples.

KEYWORDS: Alanya, Radioactivity (^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K), Radiological Risk Parameters, XRF Analysis

COMMITTEE: Prof. Dr. Mustafa Gürhan YALÇIN

Prof. Dr. Nurdane İLBEYLİ

Prof. Dr. Yusuf Uras

Prof. Dr. Sema Bilge Ocak

Asst. Prof. Dr. Ali TÜMÜKLÜ

ÖNSÖZ

Antalya ili Alanya ilçesi şehir merkezi plaj kumlarının radyoaktivite seviyeleri ile insan sağlığı açısından risklerin belirlenmesini öneren ve çalışma sürecim boyunca bana yol gösteren, hem arazi çalışmamda hem de laboratuvar çalışmalarımda yardımlarını esirgemeyen çok değerli danışman hocam Prof. Dr. Mustafa Gürhan YALÇIN' a,

Çalışma süresince yaptığı düzenlemeler ve manevi desteğinden dolayı her daim yanımda olan Uzman Özlem CANBAZ'a,

Laboratuvar çalışmalarımda beni yalnız bırakmayarak desteklerini esirgemeyen çok kıymetli arkadaşlarım Sinan ÇAKIR, Büşra KURTOĞLU ve Betül KURŞUN'a,

Radyolojik parametrelerin haritalandırılmasında bilgi ve deneyimlerini esirgemeyen Jeoloji Yüksek Mühendisi Kürşad ÇINAR'a

FDK-2022 5812 nolu projeyi kabul ederek destek veren Akdeniz Üniversitesi Bilimsel Araştırma Koordinatörlüğüne,

Bütün öğrenim hayatım boyunca her zaman arkamda olduklarını hissettiğim Canım AİLEME, çok içten teşekkür ve saygılarımı sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
ÖNSÖZ.....	iii
AKADEMİK BEYAN.....	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ	x
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xii
1.GİRİŞ.....	1
1.1 Tezin Amacı.....	6
2. KAYNAK TARAMASI.....	8
2.1. Radyasyon ve Radyoaktif Kirlenme.....	16
2.2. İyonlaştırıcı Radyasyon	17
2.3. Doğal Bozunma Serileri.....	21
2.4. Transuranik Radyonüklidler	26
2.5. Radyoaktif Özellikler, Dahili Dağılım ve Risk Katsayıları	28
2.5.1 Potasyumun Doğal Olarak Oluşan Radyoaktif İzotopu (K-39, K-41).....	30
2.5.2 Toryum (Th-232) İzotopları ile Radyoaktif Özellikleri	32
2.5.3 Uranyum (U-238) İzotopları ve Radyoaktif Özellikleri.....	34
2.5.4 Radyum (Ra-226) İzotopları ve Radyoaktif Özellikleri.....	37
3. MATERYAL VE METOT	40
3.1. Nükleer Radyasyonların Ölçümü.....	40
3.1.1. Radyasyonun Madde İle Etkileşmesi İle Ağır Yüklü Parçacıkların Oluşması	41
3.1.2. Radyasyonun Madde İle Etkileşmesi İle Elektronların Oluşması.....	42
3.1.3. Elektromanyetik Radyasyon Oluşması.....	43
3.1.4. Gazlı Sayaçlar	46
3.2. Sintilasyon Dedektörleri	49
3.3. Yarı İletken Dedektörler	54
3.4. Yüksek Çözünürlüklü Germanyum Dedektörleri	57
3.5. Nükleer Ölçümlerde Sayma İstatistiği	59
3.6. Manyetik Spektrometreler	60
3.7. Nükleer Ölçümlerde Sayaç Teleskoplar	62
3.8. Nükleer Ölçümlerde Çok Telli Orantılı Sayaçlar İle Polarimetreler	62

4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	67
4.1. Çalışma Alanında İncelenen Sahil Kumları.....	67
4.2. Çalışma Alanı Genel Jeolojisi ve Özellikleri.....	70
4.3. Sahil Kumlarında Laboratuar Çalışmaları	74
4.4. Sahil Kumlarında Aktivite Hesaplamaları	77
4.5. Sahil Kumlarında Radyum Eşdeğeri (Raeq) Aktivite Bulguları	81
4.6. Sahil Kumlarında Soğurulan Gama Doz Hızı (D) Aktivite Bulguları.....	82
4.7. Sahil Kumlarında Yıllık Etkin Doz (Eaed) Aktivite Bulguları.....	83
4.8. Sahil Kumlarında Gama Seviye (Iy) İndeks Bulguları	84
4.9. Sahil Kumlarında Dış (Hex) ve İç (Hin) Zarar İndeks Bulguları	85
4.10. Sahil Kumlarında Yaşam Boyu Aşırı Kanser Riski (ELCR) Bulguları.....	86
4.11. Sahil Kumlarında Kimyasal Analiz Bulguları.....	89
5. SONUÇLAR.....	110
6. KAYNAKLAR.....	125
7. EKLER... ..	138
ÖZGEÇMİŞ	

AKADEMİK BEYAN

Doktora Tezi olarak sunduğum “Alanya Şehir Merkezi Plaj Kumlarının Doğal ve Yapay Radyoaktivite Seviyeleri İle İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkisi” adlı bu çalışmanın, akademik kurallar ve etik değerlere uygun olarak yazıldığını belirtir, bu tez çalışmasında bana ait olmayan tüm bilgilerin kaynağını gösterdiğimi beyan ederim.

23/12/2022

SEZER ÜNAL

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

Bq	:Bekerel
Kg	:Kilogram
Mg	:Miligram
L	:Litre
Ci	:Curie
$^{\circ}\text{C}$	:Santigrad derece
Gy	:Gray
Sv	:Sievert
α :	Alfa
β^{-}	:Elektron
β^{+}	:Pozitron
γ	:Gama
n	:Nötron
p	:Proton
ε	:Verim
t	:Sayım süresi
m	:Kütle (kg)
Th	:Toryum
U	:Uranyum
K	:Potasyum
Ra	:Radyum
KeV	:Elektronvolt
MeV	:Milyon elektron volt
IT	:İzometrik Geçiş
EC	:Elektron Yakalama
Yr	:Yarılanma Ömrü
SiO ₂	:Silisyum Dioksit
Al ₂ O ₃	:Alüminyum Oksit
Fe ₂ O ₃	:Demir (III) Oksit
CaO	:Kalsiyum Oksit
MgO	:Magnezyum Oksit

K ₂ O	:Potasyum Oksit
Na ₂ O	:Sodyum Oksit
TiO ₂	:Titanyum Dioksit
SO ₃	:Kükürt Trioksit
MnO	:Mangan (II) Oksit
Cl	:Klor
Cr	:Krom
Co	:Kobalt
Zn	:Çinko
Sr	:Strosyum
Sn	:Kalay
Ba	:Baryum
Pb	:Kurşun
Zr	:Zirkon
Eu	:Avrupyum
Tb	:Terbiyum
Dy	:Disprozyum
Er	:Erbiyum
Tm	:Tulyum
Br	:Brom
Rb	:Rubidyum
Y	:İtrityum
Pa	:Protaktinyum
Ga	:Galyum
As	:Arsenik
U	:Uranyum
Pd	:Palladyum
ppb	:Milyarda bir
ppm	:Milyonda bir
Th	:Toryum
Ge	:Germanyum
Po	:Polonyum
Ac	:Aktinyum
Fr	:Fransiyum

At	:Astatin
Pa	:Protaktinyum
Rn	:Radon

Kısaltmalar

SI	: Uluslararası Birimler Sistemi
ICRU	: Uluslararası Radyasyon Birimleri Komisyonu
TAEK	: Türkiye Atom Enerjisi Kurumu
IAEA	: Uluslararası Atom Enerji Ajansı
AED	:Yıllık Etkin Doz
D	:Soğurulan Gama Doz Hızı
EPA	:ABD Çevre Koruma Ajansı
Hex	:Dış Zarar İndeksi
Hin	:İç Zarar İndeksi
HPGe	:Gama Spektrometre Sistemi
ICRP	:Uluslararası Radyolojik Korunma Komisyonu
Raeq	:Radyum Eşdeğer Aktivitesi (Radium Equivalent Activity)
TENORM	:Teknolojik Olarak Zenginleşmiş Doğal Radyasyon
XRF	:X-Işını Floresans Spektrometresi
I _γ	:Gama Seviye İndeksi
ELCR	:Yaşam Boyu Kanser Riski
MTA	:Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Radyasyon Kaynakları	17
Şekil 2.2. Alfa, Beta ve Gama Işınımının Geçirirliiği.....	20
Şekil 2.3. Uranyum-238'in Doğal Bozunma Serisi.....	23
Şekil 2.4. Uranyum-235'in Doğal Bozunma Serisi.....	24
Şekil 2.5. Toryum-232'in Doğal Bozunma Serisi.....	25
Şekil 2.6. Amerikyum-242, K�rium -242 ve Kaliforniyum-250 Doğal Bozunma Serileri	27
Şekil 3.1. ^{210}Po 'un bozunumundan yayınlanan α parçacıklarının sis odasındaki izleri	42
Şekil 3.2. Radyasyon Soğurulmasının Öl��m��.....	45
Şekil 3.3. Compton etkisinin baskın olarak gösterimi	46
Şekil 3.4. Bir silindirik orantılı sayaç geometrisi	47
Şekil 3.5. Sayaçlar tarafından birbirinden farklı gazlarla doldurulmuş sinyal yükseklikleri ...	49
Şekil 3.6. Sintilasyon Dedektöründeki Temel İşlemler.....	51
Şekil 3.7. Organik Sintilatörde Elektronik Yapı	52
Şekil 3.8. Kristal İçerisinde Bulunan Elektron Bantları.....	53
Şekil 3.9. n-tipi ve p-tipi Eklem Diyotu	55
Şekil 3.10. Çok Telli Orantılı Sayaçlar	64
Şekil 3.11. Compton Polarimetresi	65
Şekil 3.12. Compton Saçılması	66
Şekil 4.1. Çalışma Bölgesinden Alınan Numune �rnekleri.....	67
Şekil 4.2. Çalışma Bölgesinden Alınan Numune �rneklerinin Yer Bulduru Haritası.....	68
Şekil 4.3. Alanya Bölgesi Genel Jeoloji Haritası.....	70
Şekil 4.4. Sahil Kumlarının Laboratuara Taşınması	75
Şekil 4.5. Sahil Kumlarının Temizlenmesi ve Etüv'de Kurutulması	75
Şekil 4.6. Sahil Kumlarının öğütülmesi ve Elekten Geçirilmesi.....	76
Şekil 4.7. Sahil Kumu �rneklerin Terazide Tartılması ve İzole Bant ile Kapatılması.....	76
Şekil 4.8. Alanya Bölgesine Ait ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Değerlerinin Grafisel Gösterimi.	79
Şekil 4.9. Alanya Bölgesine Ait Ra_{eq} Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi.....	82
Şekil 4.10. Alanya Bölgesine Ait $D \text{ nGhy}^{-1}$ Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi.....	83
Şekil 4.11. Alanya Bölgesine Ait E_{aed} Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi.....	84
Şekil 4.12. Alanya Bölgesine Ait I_{γ} Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi	85
Şekil 4.13. Alanya Bölgesine Ait H_{ex} ve H_{in} Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi	86
Şekil 4.14. Alanya Bölgesine Ait ELCR Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi	87

Şekil 4.15. Sahil Kumu Numunelerinin Pellet Haline Getirilmesi	89
Şekil 4.16. Alanya(A1–A25) ile Alanya Kalesi (K26–K50) Jeokimyasal Değeri.....	94
Şekil 4.17. Sahil Kumlarının ^{232}Th 'a Karşı ^{238}U ve ^{40}K , ^{40}K 'ya karşı ^{238}U Grafikleri.....	99
Şekil 4.18. Alanya Kalesi Batı (A1–A25) ve Alanya Kalesi Doğu (K26–K50) Örneklerin Küme Örneği.....	101
Şekil 4.19. Alanya Kalesi Batı (A1- A25) Örneklerin Değişken Kümesi.....	102
Şekil 4.20. Alanya Kalesi Doğu (K26 - K50) Örneklerin Değişken Kümesi	103
Şekil 5.1. Alanya Sahil Kumlarının Radyoaktivite Değerlerinin histogram dağılımı.....	112
Şekil 5.2. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin frekans normal dağılımı	113
Şekil 5.3. Alanya Sahil Kumlarının Özdeğerlerin Dağılımı.....	115
Şekil 5.4. Dendrogram Küme Analizi ile Radyolojik Parametrelerin Kümelenmesi	116
Şekil 5.5. Alanya plaj kumu örneklerinin ^{226}Ra ile ^{232}Th dağılım haritaları.....	117
Şekil 5.6. Alanya plaj kumu örneklerinin ^{40}K ile D ngyh^{-1} dağılım haritaları	118
Şekil 5.7. Alanya plaj kumu örneklerinin ELCR ile H_{ex} dağılım haritaları.....	119
Şekil 5.8. Alanya plaj kumu örneklerinin H_{in} ile I_y dağılım haritaları	120
Şekil 5.9. Alanya plaj kumu örneklerinin R_{aeq} ile E_{aed} dağılım haritaları.....	121

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Radyasyon Ortamında Olmayan İnsanlar İçin Yıllık Doz Miktarı	18
Çizelge 2.2. Radyasyon Ortamında Çalışanlar İçin İzin Verilen Maksimum Doz Miktarı	19
Çizelge 2.3. Potasyum (K-40) Radyoaktif Özellikleri	32
Çizelge 2.4. Toryum (Th-232) Radyolojik Risk Katsayıları.....	33
Çizelge 2.5. Toryum (Th-232) İzotopu ve Radyoaktif Özelliklerinin Anahtarı	34
Çizelge 2.6. Uranyum İzotoplarının Radyolojik Risk Katsayıları	36
Çizelge 2.7. Uranyum İzotopları ve Yarı Ömür Süreleri	37
Çizelge 2.8. Radyum İzotopları ve Yarı Ömür Süreleri.....	38
Çizelge 2.9. Radyum İzotoplarının Radyolojik Risk Katsayıları.....	39
Çizelge 4.1. Sahil Kumlarında Aktivitelesi Hesaplanan Radyoaktif Elementler.....	77
Çizelge 4.2. Alanya Bölgesine Ait ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Değerleri.....	78
Çizelge 4.3. Alanya Bölgesine Ait $\text{Raeq}(\text{Bq/kg})$, $\text{D}(\text{nGy/h})$, $\text{E}_{\text{aed}}(\text{mSv/y})$, I_y , H_{ex} , H_{in} ve ELCR Aktivite Değerleri.....	80
Çizelge 4.4. Sahil Kumlarında Yapılan Aktivite Çalışmalarının Diğer Ülkelerle Karşılaştırılması.....	88
Çizelge 4.5. Alanya Kalesi Batı (A1- A25) Elementlerin Konsantrasyonu ve İstatistiksel Değerleri.....	91
Çizelge 4.6. Alanya Kalesi Doğu (K26- K50) Elementlerin Konsantrasyonu ve İstatistiksel Değerleri.....	92
Çizelge 4.7. Alanya Kalesi Doğu (K26-K50) Elementlerin Konsantrasyonu ve İstatistiksel Değerleri.....	93
Çizelge 4.8. Radyoaktif element konsantrasyonlarının karşılaştırılması	95
Çizelge 4.9. Alanya Kalesi Batı Numunelerinde Pearson Metodu ile Elementlerin Korelasyon İlişkisi.....	96
Çizelge 4.10. Alanya Kalesi Doğu Pearson Metodu ile Elementlerin Korelasyon İlişkisi	97
Çizelge 4.11. Alanya Kalesi Doğu Pearson Metodu ile Elementlerin Korelasyon İlişkisi	98
Çizelge 4.12. PCA'daki Alanya Kalesi Batı Numunelerinin (A1 – A25) Element Oranı	104
Çizelge 4.13. Alanya Batı Numuneleri (A1–A25) için Özdeğere göre Açıklanan Toplam Faktör Sayısı.....	105
Çizelge 4.14. Temel Bileşenlerdeki Alanya Batı Numunelerinden (A1 – A25) Alınan Element İlişkisi.....	106
Çizelge 4.15. PCA'daki Alanya Kalesi Doğu Numunelerinin (K26 – K50) Element Oranı	107

Çizelge 4.16. Alanya Kalesi Doğu Numuneleri (K26 – K50) Özdeğere göre Açıklanan Toplam Faktör Sayısı.....	108
Çizelge 4.17. Temel Bileşenlerdeki Alanya Kalesi Doğu Numunelerinden (K26 – K50) Alınan Element.....	109
Çizelge 5.1. Alanya sahil kumları için Radyonüklid ve Radyolojik Parametrelerin İstatistikleri.....	111
Çizelge 5.2. Radyonüklidler ve radyolojik değişkenler arasındaki Pearson korelasyonları ..	114
Çizelge 5.3. Radyolojik parametrelerin faktör yükleri.....	115



1. GİRİŞ

Dünya mevcut olduğundan bu zamana kadar yer kabuğunda bulunan kozmojenik ve primordial radyonüklidlerden meydana gelmesinden dolayı bütün canlılar radyasyon etkisinde kalırlar. İnsan, doğal radyasyona, dış ışınlamalardaki (gama ile beta) radyasyon etkisinde kalarak, iç ışınlamaları (alfa) radyasyon etkisi sonucunda insan vücudunu etkilemektedirler (Uosif ve Abbady 2008).

On dokuzuncu yüzyılın sonunda X-ışınları ve radyoaktivitenin keşfinden beri özellikle yirminci yüzyılın ortalarında nükleer fisyon sürecinin sömürülmesi ile birçok yapay radyasyon kaynağı tanıtılmıştır. Frekans ile dalga boyları, elektomanyetik parçaları oluşturmaktadır. (Isinkaye ve Emelue 2015).

İnsan çevresi doğal olarak radyoaktiftir. Bu radyasyon seviyelerinin kontrolü, sadece yaşadığınız yerde verilen dozu değerlendirmek için değil, onunla birlikte herhangi bir değişikliği belirlemek ve çevresel radyoaktivitenin temel seviyelerini öğrenmek için de çok önemlidir (El-Bahi vd. 2005). İnsanların faaliyetleriyle üretilen radyoaktif malzemeler aracılığıyla radyonüklidlerin değişen miktarlarda iyonlaştırıcı radyasyona maruz kaldıkları gözlemlenmektedir. İnsanların radyoaktivite değerlerinin konsantrasyonlarına maruz kalmaları, bulundukları ortam ile bölgenin doğal oluşumdaki element ve gazların yoğunluğuna bağlıdır (Harb 2008). İnsanlar her gün doğal olarak oluşan radyonüklidlerden kaynaklanan iyonlaştırıcı radyasyona maruz kalmaktadır (Coppelstone vd. 2001). Evrendeki bütün canlı organizmalar, çevrede doğal olarak oluşan radyoaktif maddelerden (Norm'ler) ve teknolojik olarak geliştirilmiş radyoaktif malzemelerden (Tenorm) meydana gelmektedir. Doğal olarak oluşan radyoaktif maddeler toprak, kaya, su, tortullar ve hava gibi çeşitli jeolojik oluşumlarla oluşan yapı malzemelerinde bulunur (Avwiri vd. 2012). Radyoaktif malzemeler, dünyanın oluşumundan bu yana ilkel radyonüklidler olarak da tanımlanan karasal orijinal radyonüklidleri içerir ve çevrede farklı miktarda bulunmaktadır. Radyoaktif maddeler tipik olarak uzun ömürlüdür ve yarı ömürleri neredeyse yüz milyonlarca yıldır.

Radyasyon insan sağlığını etkileyen dış çevre faktörlerinden biridir. İnsan vücuduna etki eden radyasyon dozu belirlenen değeri aşarsa insan sağlığı üzerinde olumsuz etkileri olacaktır. Doğal ve yapay radyasyonun sağlık problemlerinin oluşumunda etkili olması tıbbi jeolojinin önemli konularından biridir (Unsear 1993).

İnsanoğlu, nükleer testler ve tıbbi uygulamalardaki serpintiden kaynaklanan yapay radyoaktiviteye ilave olarak, kozmik ve karasal kaynaklı da dahil olmak üzere doğal kaynaklardan ortaya çıkan bir radyasyona maruz kalmaktadır (Unscear 1988). Bu kaynaklar artık nüfusun toplam radyasyon maruziyetine de önemli bir katkı sağlamaktadır. Topraktaki radyasyonun insan sağlığına etkisi, toprakta bulunan ilkel radyonüklidlerden doğrudan kaynaklanan dış radyasyon nedeniyle tüm vücut etkilenmekte iken inhalasyon nedeniyle ise iç vücut radyasyondan etkilenmektedir (Jibiri ve Okeyode 2012). Solunum yolunu etkileyen radyasyona iç maruziyet, toprak, tortu ve yapı malzemelerinden yayılan radon ve onun bozunma ürünlerinden kaynaklanmaktadır (Isinkaye ve Emelue 2015). Radyonüklidler topraktan bitkilere, hayvanlara ve son olarak da insana aktarılabilir. Radyonüklidin dağılımının incelenmesi, gama ışınlarına maruz kalmanın radon ve onun yan ürünlerinin solunmasının radyolojik sağlık üzerindeki etkisinin belirlenmesine yardımcı olur. İçtiğimiz ve kullandığımız su, sağlık sektöründe yer alan kaplıca alanları ve inşaat malzemeleri, insanların radyasyona maruz kalma riskini artırmaktadır. Bu nedenle bu ortamda yer alan kişilerin aldıkları radyasyon dozunun aktivite konsantrasyonları ölçülmesi önemlidir (Ravisankar vd. 2014).

Doğal kaynaklardan yayılan radyasyon, başta ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K serileri olmak üzere ilkel radyonüklidlerdir (Unscear 2000; Ravisankar vd. 2014). Radyasyon dozunun değerlendirilmesi istisnai bir öneme sahiptir, çünkü radyonüklidler insanların sağlığına etki eden en büyük dış etkenlerdir (Veiga vd. 2006; Ravisankar vd. 2014). Bu nedenle, canlıların aldıkları radyasyon doz miktarlarının (uranyum, radyum, toryum ve potasyumun aktivite seviyelerinin) ölçülmesi büyük önem arz etmektedir (Gökoğlu vd. 2020).

Doğal kaynaklar çevresel radyasyonun yaklaşık %80'ine katkıda bulunur (Ligero vd. 2005). Ayrıca doğal radyasyon kaynaklarının yıllık ortalama efektif dozu 2,4 mSv'dir. Bunun önemli bir kısmı orijinal radyonüklidden elde edilen etkin dozdur. Orijinal radyonüklidden alınan radyasyon için etkili doz eşdeğeri 0,48 mSv'dir. İç radyasyonun etkisinde kalmanın en önemli kaynağı, kapalı ortamlarda radon gazının solunmasıdır (Unscear 2000). Radon gazının solunması sonucu oluşan içsel maruziyetle alınan doz, yıllık ortalama etkin dozun yarısıdır (1,2 mSv). Dünya oluşurken doğada oluşan orijinal radyonüklidler (^{238}U ve ^{232}Th serisi ve ^{40}K), bulunduğumuz ortamda arka plan radyasyonunu oluşturuyordu. Çevrelerindeki kaya, toprak, kum ve yapı malzemelerinde bulunan doğal radyonüklidlerden insanlara verilen dozlar, yaşadıkları bölgenin yerel jeolojisine ve coğrafyasına göre değişmektedir. Dünyadaki her bölgenin yerel jeolojisine bağlı olan toprak, kum ve kayadaki doğal radyoaktivite konsantrasyon değerleri insan sağlığındaki riskleri belirlemek ve değerlendirmek amacıyla

dünyanın birçok yerinde bu konu üzerine çalışmalar yapılmaktadır (Harb 2008). Bir yandan, değerlendirilmesi gereken iyonlaştırıcı radyasyona maruz kalan yüksek sayıda yüzücü popülasyonuna sahip doğal bir sistemdir ve diğer yandan okyanusun kıyı üzerindeki etkisinin incelenmesi için kolayca erişilebilir yerlerdir (Uosif ve Abbady 2008). Bu çalışmaların konsantrasyonları ve dağılımını analiz etmek de çok önemlidir (Eissa vd. 2011).

Plaj kumlarında, doğal radyoaktivite çalışmaları dünya çapında önemi artmaktadır. Plaj kumları minerallerin çökmesi sonucu, özellikle granit, riyolit ile andezit gibi volkanik kökenli kayalardan oluşmaktadır. U ile Th içeren bu kayalar mineraller bakımından önemli miktarda artmaktadır. Bu mineraller, aşınmayla ve hava şartları yardımıyla yer değiştirerek, plajlarda birikip daha fazla oluşmaktadır. Uranyum ile toryum radyoaktif elementleri sahil kumlarının, yapısında yer alan monazit ve zirkon mineralleri yüksek oranda bulunursa radyasyona sahip olduğu ifade edilmektedir (Vassas vd. 2006). Plaj kumunun ana temel oluşumu metamorfik ile magmatiklerden meydana gelir. Elementler yer kabuğunun %80'i oluşturan silikat ve alüminosilikatların egemen bileşikler olan düşük yoğunluğu mineralleri oluştururlar. Ultramafik kayalarda krom, kobalt, nikel, bakır ve demir; mafik kayalarda titan, vanadyum, demir ve mangan; granit kayalarında volfram, molibden, kalay, uranyum, toryum ve titan; asidik volkanik kayalarda kurşun, çinko, bakır, kadmiyum ve civa; şeylerde ise kadmiyum, kurşun, vanadyum ve uranyum yüksek oranlarda bulunma olasılığı vardır (Gökoğlu vd. 2020).

Sahil kumundaki radyonüklid seviyesi bilgisi, çevresel radyoaktivitedeki olası değişiklikleri belirlemek için referans veri kayıtlarının tutulması için önemli bilgiler sağladığı için büyük önem taşımaktadır (Garcia-Talavera vd. 2007). Doz oranları dünya ortamında yaygındır ve coğrafi, jeolojik koşullara bağlı olarak değişen konsantrasyonlarda toprak, kum, su ve hava gibi farklı jeolojik oluşumlarda bir yerden diğerine değişen oluşumlarda bulunurlar (Florou ve Kritidis 1992; Unscear 2000; Veiga vd. 2006; Yii vd. 2009). İnorganik silisyumca zengin kaba malzemeler içeren plaj kumları, rüzgar, nehir, buzul gibi taşıma mekanizmalarının ardından asıl yerlerine, kıyıya taşınan jeolojik oluşumların hava koşullarına dayanıklı kalıntılarıdır; ve dalgaların, akıntıların hareketleri ile deniz kenarında birirmektedir (De Meijer vd. 2001; Huang vd. 2015; Seddek vd. 2005).

Rüzgâr, birleşmemiş ayrı ayrı partiküller durumundaki taneleri sürüklemeye, taşıma yeteneğini gösterir. Rüzgâr ne denli şiddetli olursa taşıma yeteneği de o denli artar. Taşınanların kökeni farklıdır. Bunlar; kozmik, volkanik ve yeryüzü şeklinde olabilir. Ufak çakılları ancak fırtınalar kaldırabilir. Fakat uzun yerlere taşınamazlar. Kum daneleri ise orta şiddette bir rüzgâr gücüyle uzak yerlere kadar götürülebilir. Fakat rüzgârın yönünün belli zaman içinde değişmez

kalması önem taşır. Bu taşıma sonsuz değildir. Sürat azaldığı zaman, zorunlu olarak havadaki asıltı maddeler yere düşer ve birikir. Sürüklenen kumların yığılması bir akarsuyun alüvyonlarının yığılmasına benzer. Çöllerde kumul alanları büyük önem taşır. Kumul alanları ya da Ergler, yapışık olmayan kumlarla beslenen alanlardır. Rüzgâr bunları sürekli olarak biçimlendirir, düzler ve düzenler. Kumullar çöllere özgü şekiller değildir. Kumların kısmen açık, kuru olduğu ve şiddetli rüzgârın saldırısına uğradığı kıyı kordonlarında, ırmak yataklarında, buzulların kenarlarında oluşabilirler. Bununla birlikte, kumullar çöllerde geniş alanlar kaplar (Güney ve Gökmen 2021). Kumullar, çöllerde taşlık alanların, kumlu alanlar kadar ve belki de daha fazla yer tuttuğu bilinmektedir.

Kumullar, rüzgârlar sayesinde biryerden başka biryere taşınarak, özdeklerin büyük kaya parçalarına çarparak, engelin rüzgaraltı kesiminde birikmesiyle meydana gelir. Kumul giderek daha büyük hale gelir ve engel haline geçer, ilerleyen kum tanelerini beraberinde getirerek rüzgaraltı bölümünde depolanır. Kumullar geliştikçe, rüzgarın alt kısmında yönelmeye devam eder ve daha geometrik bir şekil halini alır (Güney ve Gökmen 2021).

Kumullar yağışlı ülkelerde de oluşabilir. Fakat alanları sınırlıdır. Deniz kıyılarında, kumlu alüvyonları bulunan büyük vadilerde, dördüncü zamandaki buzulların eski alınları çevresinde bulunur. Kumullar, kurak ülkelerde geniş alanları örter. Bunlara büyük Sahra'da Erg, Orta Asya'da kum denir. Nemli bölgelerde kumullar bitkilerle artık devinimsiz, sabittir. Çöl kumulları bitkiden yoksundur. Hafif bir rüzgâr bile kumulun yüzeyinde etkili olur. Şiddetli rüzgârlar ise toz fırtınaları yaratır. Büyük depresyonlara yerleşmiş olan ergler, asıl olarak yer değiştirmez özellik gösterirse de ayrıntıda sürekli değişimlere uğrar. Erglerin topoğrafyasında birikme kadar aşınmanın da rolü vardır. Bunlar yerleşmiş kum kütleleridir; devinimli olan yüzeyleri atmosfer akımları ile değişimlere uğratılmaktadır. Bu kütlelerin dışında kumların oluşturduğu oluşuklar tam değildir (Güney ve Gökmen 2021).

Deniz kıyısı kumu ticari bir yapı hammaddesi haline geldiğinde, bir kişi zamanın yaklaşık %80'ini iç mekanlarda geçirdiğinden, uranyum ve toryumun solunmasından kaynaklanabilecek uzun süreli maruziyeti değerlendirmek için radyoaktif özelliklerini incelemek daha da önemli hale gelmiştir (Todorovic vd. 2015; Chandrasekaran vd. 2014). Bunun kronik akciğer hastalıkları, akut lökopeni, anemi ve ağız nekrozu gibi çeşitli sağlık etkileri vardır. Uranyum ve toryumun yavru nüklidleri insan vücuduna geçer ve içsel maruziyete neden olur. Özellikle toryum maruziyeti akciğer, pankreas, karaciğer, kemik, böbrek kanserleri ve lösemiye neden olabilir (Suresh vd. 2011; Thangam vd. 2020). Kıyı kumu örneklerinde doğal olarak oluşan ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonunda önemli değişiklikler fark

edilmiştir. Genel olarak, doğal radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonu, sahil kumlarında zirkon ve monazitin varlığından kaynaklanır ve ayrıca numuneler, çeşitli örnekleme noktalarında metamorfik, tortul kayalar ve granit kayalar gibi kaynak kayalardan elde edilmektedir (Köksal vd. 2019). Ek olarak, numunelerdeki radyonüklidlerin dağılımı üzerindeki minerallerin, organik maddelerin, kumun, siltin ve kilin etkisini değerlendirmek için partikül boyutu analizi yapılmaktadır. Bunlar, numunelerdeki radyoaktif minerallerin adsorpsiyonunda önemli bir rol oynamaktadır (Ahmed vd. 2018).

Son birkaç yıldır kıyı bölgelerinde yapılan çeşitli doğal radyoaktivite çalışmaları değerlendirmek için uzun süreli dış maruziyet sınırları, birçok yazarlar tarafından gerçekleştirilmiştir (Devanesan vd. 2020; Yii ve Abdul-Kadir 2009). Narayana ve Rajashekara'ya (2010) göre, plaj kumlarında ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K üç radyonüklidin aktivite konsantrasyonu kum, silt ve kil fraksiyonuna bağlıdır (Peterson vd. 2007).

Buna ilave olarak, son yıllarda, deniz kıyısı kumunun inşaat faaliyetleri için betonda ince agrega olarak nehir kumu yerine alternatif olarak kullanımı konusunda dünya çapında birçok araştırma yapılmıştır (Sun vd. 2016). Bunun nedeni, ince agrega üretimi için aşırı ekstraksiyon nedeniyle nehir kumu kaynaklarının tükenmesidir. Bu, yatağının derinliğini artırarak, su tablasını düşürerek ve deniz suyunun nehirlerle girmesiyle nehir ekosistemlerini çok kötü etkilemiştir. Bu nedenle nehir kumunu açık deniz kumu, kıyı kumu, taş ocağı tozu ve yıkanmış toprak gibi alternatif malzemelerle değiştirmek gerekmektedir (Thangam vd. 2022). Deniz kumunun betonda ince agrega olarak kullanımı üzerine birçok ülkede araştırmalar yapılmaktadır (Zhu vd. 2017). Dünyada taranan deniz kumunun %90'ından fazlası inşaat sektöründe hammadde olarak kullanılmaktadır ve bunun yaklaşık %45'i beton için ince agrega olarak kullanılmaktadır. Deniz kumu inşaat mühendisliğinde hammadde olarak başarılı kullanımı İngiltere, Hong Kong havaalanı, Singapur ve Orta Doğu'daki bazı projelerde gösterilmiştir (Lira vd. 2014).

Çevrenin kıyı bölgeleri, nehirler ve yağış yoluyla doğal veya antropojenik radyoaktif kirlilik almaktadır (Baggoura vd. 1998). Deniz tortulları, çeşitli bileşimleri nedeniyle doğal ve yapay radyonüklidler için temel rezervuarlardır (El-Arabi 2005). Deniz tortulları tarafından radyonüklidlerin alınması, fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağlıdır. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'nın kumlardaki konsantrasyonu ve dağılımı tüm dünyada aynı değildir ve topraktaki dağılımları jeolojik oluşumunun doğasına bağlıdır (Al-Jundi vd. 2003; Orabi vd. 2006). Plaj kumlarında bulunan monazit minerali nükleer santrallerde kullanılan ana elementler olan %0,1–0,3

uranyum ve %5–7 toryum içerebilmesi nedeniyle önemli bir jeolojik malzeme olarak kabul edilir (Hassan vd. 1997). Turistik plajlardaki radyoaktivite analizi ilginç bir rol oynamaktadır.

Türkiye Avrupa'nın en uzun 8333 km'lik kıyı şeridi ile aynı zamanda Avrupa'nın en geniş plaj kumu sistemine sahiptir (Yaktı 2003). Türkiye sahil kumları açısından zengin bir ülkedir (Alagöz 2013). Bu zenginlikten dolayı kıyı şeridinin doğal radyoaktivite analizi ilginç bir rol oynamaktadır. Türkiye'nin % 0,04'ü kumul ile kaplanmıştır (Yalçın 2009).

1.1 Tezin Amacı

Bu tez çalışmasında, yaz aylarında yoğun bir nüfusa sahip olan Alanya'nın kıyı şeridindeki plaj kumlarının insan sağlığı açısından radyolojik risk analizinin yapılması amaçlanmıştır. Bu bağlamda, Antalya - Alanya ilçesi kıyı şeridi boyunca 25 adet radyoaktivite değerleri için 50 adet ise XRF analizi için plaj kumu örnekleri toplanmıştır. Toplanan örneklerin doğal radyonüklit (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) aktivite konsantrasyonları, HPGe gama dedektörü bulunan gama spektrometre sistemi ile ölçülmüştür. Ölçülen doğal radyoaktivitelerden dolayı, bu bölgelerde yaşayan ve tatil yapan insanların maruz kaldığı doz hızları; D(dış ortam doz hızı), AEDE (dış ortam yıllık efektif doz eşdeğeri), Raeq (radyum eşdeğeri), Hex (dış ortam zarar indeksi), hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar, Unscear 2000 raporunda verilen değerler ile Türkiye'de ve Dünya'da yapılmış çalışmalarla karşılaştırılmış ve değerlendirilmiştir.

Dünyanın çeşitli bölgelerinde kıyı bölgelerinin plaj kumlarının radyoaktivite ölçümleri çok sayıda araştırmacı tarafından yürütülmüştür (Ortega vd. 1991; Kannan vd. 2002; Navarro ve Roldan, 1994; Veiga vd. 2006; Vassas vd. 2006; Xinwei ve Xiaolan, 2006; Örgün vd. 2007; Harb, 2008; Malain vd. 2010; Malik vd. 2011; Al-Sulaiti vd. 2011; Korkulu ve Özkan, 2013; Özmen vd. 2014; Huang vd. 2015). Sahil kumlarının radyoaktivite seviyeleri hakkında mevcut bilgiler bu çalışma alanı içerisinde yer almaktadır. Bu nedenle, bu çalışmada, Türkiye'nin en önemli turizm merkezlerinden biri olan Alanya ilinde sahil kumu örneklerinin radyonüklid seviyeleri araştırılmıştır. İnceleme alanındaki sahil kumunun radyolojik haritaları oluşturulmuştur. Bu çalışmada elde edilen veriler, Türkiye'nin sahil bölgelerindeki sahil kumlarının radyoaktivite düzeyi veri tabanına katkıda bulunabilir ve halk için radyasyonu izlemek uygun ve daha iyi koruma kılavuzları ve referansları sağlamaktadır.

İnsan sağlığını ilgilendiren alanda elementlerin yerkabuğundaki dağılım ve bolluklarını saptamak, bu elementler ve minerallerin insanlar, hayvanlar ve bitkiler üzerindeki etkilerini araştırmada jeokimya analizinden yararlanılmıştır. Jeokimyasal analizler tıbbi jeoloji alanında kullanıldığı gibi bundan başka, maden aramaları, çevresel denetim, kirlilik çalışmaları, tarım

ve ormancılık, şehir jeokimyası çalışmalarında kullanılmakta olup, örneklerin kimyasal analizi haritalarda analitik sonuçların gösterimi aşamalarından geçmiştir.

Örnekler kıyı çökellerinden, dere yataklarından, amaca göre düzenli ya da düzensiz alınabilmektedir. Örneklerin kimyasal analizi X ışını floresansı (XRF), yöntemleriyle yapılmıştır. Jeokimyasal analizlerde; lityum, berilyum, sodyum, magnezyum, potasyum, kalsiyum, titan, vanadyum, krom, demir, manganez, kobalt, nikel, bakır, çinko, arsenik, alüminyum, silisyum, iyot, kükürt, klor, selenyum, ribidyum, stronsiyum, yibidyum, zirkon, molibden, kadmiyum, kalay, antimuan, baryum, volfram, altın, civa, kurşun, toryum, uranyum, elementleri baz alınmıştır.

Bu tez çalışması beş ana bölümden oluşmaktadır. Çalışmanın birinci bölümünde(giriş) kısmında radyoaktivitenin plaj kumları üzerindeki etkisinden, doğal ve yapay radyasyon kaynakların insan vücudu üzerindeki etkileri ile radyoaktif elementlerin (U-238, Th-232 ve K-40) insan sağlığı üzerindeki etkileri açıklanmıştır. Aynı zamanda konu hakkında ayrıntılı bir birikim elde etmek için birçok akademik çalışmalar detaylı bir şekilde araştırıldı. Çalışmanın ikinci bölümünde ise; radyoaktivitenin insan sağlığı üzerindeki etkileri ayrıntılı bir şekilde açıklanmıştır. Çalışmanın üçüncü bölümünde ise Nükleer radyasyonun ölçümleri detaylı bir şekilde açıklanmıştır. Çalışmanın dördüncü bölümünde ise 25 adet plaj kumu radyoaktivite için 50 adet ise XRF için numune örneklerinin analizlere hazırlanması ve ölçüm sonuçları anlatılmıştır. Ayrıca Alanya bölgesinin genel jeolojik yapısı hakkında bilgi verilmiştir. Çalışmanın sonuç bölümünde ise plaj kumu örneklerinin radyoaktivite ölçümleri ile jeokimyasal analizleri çizelge ve grafikler halinde ayrıntılı bilgi sunularak çalışma alanının radyolojik haritalandırılması yapılmış ve daha önceki yıllarda yapılan ulusal ve uluslararası yayınlarla yaptığımız çalışma incelenmiş ve Antalya - Alanya plaj kumlarının insan sağlığı üzerinde radyolojik açıdan ne kadar etkili olup olmadığı tartışılmıştır.

Bu nedenle, bu çalışmanın temel amaçları, plaj kumunda (deniz kumu) ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarını belirlemek, (Unsear) sayesinde radyasyona maruz kalmanın toplam değerlendirmesi için belirtilen standart formülleri kullanarak, ilişkili iç ve dış mekan radyolojik parametrelerini hesaplanması planlanmıştır. Tüm parametrelerin değerlerini Unsear 2000 tarafından belirtilen dünya ortalama değerleriyle karşılaştırılmış, çok değişkenli istatistiksel yaklaşım kullanarak parametreler arasındaki korelasyon bağlantısı bulunmuş, XRF tekniğini kullanarak minerallerin varlığı belirlenmiştir.

2. KAYNAK TARAMASI

Hayatımızın bir gerçeği olan radyasyon ile devamlı birlikte yaşamaktayız. Doğal radyasyon kaynaklarının önüne geçmek asla mümkün değildir. Yapay radyasyon kaynakları ise yaşamımız boyunca sahip olduğu alan giderek arttıkça tıbbi jeoloji çalışmaları giderek önemini daha fazla arttırmaktadır. Yapılan çalışmalar sonucunda, tıbbi jeoloji çevresi alanında radyoaktivite ve bölgede yaşayan insanlar üzerindeki etkileri bilinmektedir.

Sahil kumlarının radyasyon çalışmaları dünya genelinde önemli bir ivme kazanmıştır. Tıbbi jeoloji alanında radyoaktivite çalışmaları hem ulusal hem de uluslararası yayınlarda radyasyon risk değerlerinin karşılaştırılmasında, çalışılan bölgenin radyasyon verilerinin elde edilmesinde, aynı zamanda o bölgenin radyoaktivite özelliklerini belirlemek çok önemlidir. Kaynak taramasında, sahil kumlarındaki radyasyon çalışmalarının en önemlileri şunlardır:

(Thangam vd. 2022) yılında yapılan çalışmada Tamilnadu kıyısı boyunca 101 kumsaldan deniz kıyısı örnekleri üzerinden alınan numuneler insan sağlığı açısından radyonüklid aktivite konsantrasyonlarının tehlikeli olup olmadığı, gama ışını spektrometrisi kullanılarak belirlenmiştir. ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite değerlerinin %68, %33 ve %41'i dünya ortalamasının üzerindedir. Ancak, AEDE çıkışının %95'i ve %88 AEDE'in değerleri, önerilen 1 mSv yıl^{-1} sınırından çok düşük olarak bulunmuştur. ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları, gama ışını spektroskopisi kullanılarak Tamilnadu kıyı bölgesi boyunca 101 örnekleme sahası için sahil kumu örneklerinde yapılmıştır. Elde edilen sonuçlara dayanarak, ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K , sırasıyla 33, 45 ve 420 Bq kg^{-1} olan karşılık gelen dünya ortalama değerlerinden daha yüksek olduğu sonucuna varılmıştır. Bununla birlikte, uzun süreli maruz kalmanın etkilerinden kaynaklanan radyasyon tehlikeleri, esas olarak yıllık AEDE (dış mekan ve iç mekan), Hex ve Hin radyolojik parametreleri tarafından verilmiştir. AEDE dış ve %88 AEDE iç değerlerinin yaklaşık %95'i, 1 mSv yıllık dünya ortalama değerinden çok daha düşüktür. Dış ve iç tehlike endekslerinin %85'i, önerilen sınır değerinin altında olduğu gözlemlenmiştir. Dolayısıyla Tamilnadu sahilinin neredeyse tamamı boyunca uzanan ve tek başına birkaç yer dışında kalan plaj kumlarının, ileriki bir aşamada inşaat malzemesi olarak kullanılması düşünüldüğünde, bölge sakinleri için herhangi bir zararlı etki oluşturmadığı sonucuna varılmıştır. Çok değişkenli istatistiksel analiz, üç radyonüklidin tümünün, en az ^{40}K katkı ile radyoaktiviteye katkıda bulunduğu belirtilmiştir.

(Kadiri vd. 2022) yılında Kosova'da yapılan çalışmada toprakta doğal ve yapay radyoaktiviteden kaynaklanan ana radyonüklidlerin varlığını gama ışını spektroskopisi

kullanarak belirlemek için yapılmıştır. Ra-226, Th-232, K-40 ve Cs-137 için ortalama değerleri sırasıyla 22.32 ± 1.41 , 22.14 ± 1.31 , 358.16 ± 8.85 ve 12.94 ± 0.44 Bq/kg aralığında bulunmuştur. Radyum eşdeğer aktivitesi 47 ile 100 Bq/kg arasında olduğu hesaplanmıştır. Sonuç olarak, Kosova toprak örneklerinden kaynaklanan radyolojik parametreler, dünya çapındaki raporlardan UNSCEAR tarafından derlenenlere kıyasla normal radyonüklid aralığına aittir; bu nedenle, sağlık açısından risk oluşturmadığı belirlenmiştir.

(Çoban vd. 2022) yılında Türkiye'nin en genç patlamalı volkanları arasında yer alan Gölcük (Isparta) volkanik bölgesinde yapılan çalışmada, bölgedeki volkanizmaya bağlı olarak gelişen kayaçlardaki radyoaktivite konsantrasyon değerlerinin ölçülerek bölge için bu değerlerin yorumlanması ve elde edilen konsantrasyon değerlerinin insan sağlığı üzerindeki etkileri ile çevresel etkilerinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Çalışma sonucunda elde edilen U değerleri 10 ile 350 Bq/kg aralığında değişirken, Th değerlerinin 420 Bq/kg değerine ulaştığı, potasyum değerinin ise 2200 Bq/kg değerine ulaştığı gözlemlenmiştir. Ölçümler sonucu elde edilen yüksek U ve K değerlerinin bölgedeki volkanik kökenli kayaçların kimyasal açıdan sahip olduğu potasik-ultrapotasik karakterlerinden kaynaklanabileceği düşünülmüştür. Havada absorbe edilen doz oranı ise 480 nGy/h değerinde bulunmuştur. Bu değer UNSCEAR tarafından belirlenen dünya ortalamasının (60 nGy/h) oldukça üstünde yer almıştır. Bu yüzden insan sağlığını olumsuz yönde etkileyeceği düşünülmektedir.

(Najam ve Marie 2022) yılında Irak bölgesinde yapılan çalışmada, toplanan toprak numunelerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'nin spesifik aktivitesi, NaI(Tl) kullanılarak γ -spektroskopi analizi ile yapılmıştır. Radyoaktivite spesifik aktivite konsantrasyonları sonuçları sırasıyla ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'nin 19.80 ± 0.948 Bq/kg, 13.65 ± 1.021 Bq/kg ve 213.71 ± 8.896 Bq/kg arasında olduğu hesaplanmıştır. Bu radyonüklidlerin ortalama spesifik aktivitesi uluslararası olarak tavsiye edilen standart maruz kalma limitleriyle karşılaştırılarak dünya ortalamasının oldukça altında bulunduğu belirlenmiştir. Ayrıca bu çalışmada elde edilen veriler, incelenen alandaki radyoaktiviteye ilişkin temel bir veri tabanı sağlayacak ve radyasyon uygulamasından sorumlu makamlar için faydalı olacağı bilgisi verilmiştir.

Garba vd.'nin (2021) Zamfara Eyaletindeki (Nijerya) altın madenciliği ile potansiyel çevresel radyasyon risklerinin ilişkisini araştırmıştır. İlgili araştırmada toprak örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K ortalama değerleri sırasıyla 18 ± 2 Bq kg⁻¹, 22 ± 3 Bq kg⁻¹ ve 251 ± 7 Bq kg⁻¹ olarak bulunmuştur. Yapılan çalışma sonucunda hem radyoaktivite indeksleri açısından hem de radyasyon doz parametreleri açısından dünya ortalamasının altında değerler olduğu sonucuna varılmıştır.

(Belahbib vd. 2021) yılındaki çalışmasında, El Jadida (Fas) sahil bölgesindeki fosfoalçı boşaltımı'nın radyolojik özelliklerinin deniz ortamı üzerindeki etkisi incelenmiştir. İlgili araştırmacılar, fosfoalçı'nın açık denizlere boşaltımının, doğal sahil kumunun ^{226}Ra ve ^{238}U radyonüklidler tarafından kirlenmesine neden olduğunu tespit etmiştir. Ayrıca ilgili çalışmada ^{226}Ra 'nın sahil kumundaki spesifik aktivitesi, fosfatların endüstriyel boşaltım noktasına yaklaşıldığında 16'dan 217 Bq kg⁻¹ a yükseldiği ortaya çıkarılmıştır.

(Atakoğlu vd. 2021) Antalya ili Kaş ilçesinde yapılan çalışmada; Sütlegen boksit yatağından toplanan 34 cevher örneğinin doğal radyoaktivite konsantrasyonlarının ve radyolojik tehlike parametrelerinin gama ışını spektrometresi yöntemi kullanılarak belirlenmesi amaçlanmıştır. Yapılan çalışma sonucunda yerleşim alanının cevher yatağından uzak tutulması gerektiği ve bölgede boksitin inşaat malzemesi olarak kullanılmasının insan sağlığı için radyasyon riski oluşturabileceği öne sürülmüştür.

(Yalcin vd. 2020) yılında yapılan çalışmada, Burdur mermerinin radyoaktivite konsantrasyonunu (^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K), radyolojik tehlike parametrelerini, kimyasal konsantrasyonunu, fiziksel özelliklerini ve bu özelliklere ilişkin tüm verileri çok değişkenli istatistiksel analiz kullanarak insan sağlığına etkilerini araştırmayı amaçlamıştır. Yapılan çalışma sonucunda; Regresyon modeline göre, hidrotermal sular tarafından çevreye taşınan vanadyum konsantrasyonundaki artış, 4.452 kat daha yüksek ^{226}Ra konsantrasyonuna neden olmakta olduğu belirtilmiştir. Isparta Davraz Bej örneğindeki (M7) maksimum ^{226}Ra konsantrasyonu, dünya ortalamasının üzerinde olduğu belirtilmiştir. Ayrıca incelenen mermer çeşitleri M7 dışında konutlarda ve kamu binalarında güvenle kullanılabilirliği ifade edilmiştir.

(Kuluöztürk vd. 2020) yılında yapılan çalışmasında, Van Gölü'nün Bitlis bölgesindeki sahil kumlarının gama radyasyonu seviyelerinin belirlenmesi, HPGe dedektörü kullanılarak radyoaktivite seviyeleri ölçülmüştür. Ahlat, Adilcevaz ve Tatvan kıyı bölgelerinden toplam 15 farklı sahil kumu örneği alınmış ve ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs değerleri 58.78, 65.89, 1590.25, ve 4.84 Bq kg⁻¹ olarak ölçülmüştür. Yapılan çalışma sonucunda radyoaktivite indeksleri açısından sadece ^{40}K değerinin dünya ortalamasının üstünde olduğu hesaplanmıştır.

(Chandrasekaran vd. 2020) yılında Hindistan'ın Tamilnadu sahil bölgesinden toplanan sahil kumlarının radyonüklidlerinin belirlenmesi için yapılan çalışmada, yüksek çözünürlüklü gama ışını spektrometresi kullanılarak sahil kumlarının aktivite seviyeleri sırasıyla ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K , 3.0 ve 1766.8 Bq/kg – 3.0, 8326.88 Bq/kg ve 11 ila 1434.9 Bq/kg aralığında tespit edilmiştir. Bu çalışmadan çıkan ana sonuç, sahil kumunun önemli miktarda uranyum, toryum

ve potasyum aktivite konsantrasyonu göstermekte olduğu belirlenmiştir. Çıkan sonuçlar radyoaktivite değerleri açısından dünya ortalamasının üzerinde olduğu hesaplanmıştır.

(Yalcin vd. 2020) yılında Batı ve Orta Sakarya Zonu'ndaki plütonik kayaların ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyoaktivite düzeylerini Gamma-Ray spektrometri yöntemi ile ve radyolojik tehlike parametrelerinin belirlenmesini ve verilerin çok değişkenli istatistiksel yöntemlerle analiz edilmesini amaçlanmıştır. Örneklerin ortalama radyolojik değerleri ^{40}K (1295.3 Bq/kg), ^{232}Th (132.1 Bq/kg) ve ^{226}Ra (119.7 Bq/kg) olarak belirlenmiştir. İncelenen radyonüklidlerin dağılımlarının çarpıklık değerlerine göre, ^{226}Ra (2.1) ve ^{232}Th (0.7) pozitif sağa çarpık görünürken, ^{40}K (-0.2) negatif sağa çarpık bir histograma sahip olduğu belirlenmiştir. ^{226}Ra ve ^{232}Th radyonüklidlerinin örneklerin radyolojik tehlike parametreleri ile pozitif bir korelasyona sahip olduğu belirtilmiştir. Çamlık, Soğukpınar, Karacabey ve Söğüt (^{232}Th hariç) bölgelerinin ortalama radyoaktivite değerleri dünya ortalamalarının üzerinde tespit edilmiş, ^{40}K değerinin de dünyadaki çeşitli ülkelerin ortalama değerlerinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

(Nyamsari vd. 2019) yılında Kamerun'da yapılan çalışmada, Minim ve Martap köylerindeki boksit mineralizasyonundaki ^{238}U ve ^{232}Th aktivitelerinin akut solunum yolu enfeksiyonuna neden olduğu bu yüzden de radyoaktif elementlerin doğal aktivite konsantrasyonu araştırılmıştır. 40.000'den fazla yerel sakinin mortalite ve morbiditesinin ana nedenlerinden biridir. Bölgenin topraklarının tepesindeki radyoaktif elementler bu enfeksiyonun potansiyel nedenleri olduğu belirtilmiştir. Bu nedenle bölgedeki Köy yerleşim alanından ve bazı yaylalardan alınan üst toprak örnekleri LF700 (^{40}K için) ve LF100 (^{238}U ve ^{232}Th için) yöntemleri kullanılarak analiz edilmiştir. Elementlerin ölçülen aktivite konsantrasyonu, dünya ortalama değerinden daha yüksek olduğu belirtilmiştir. Felsik, volkanik toprak ve kaya örneklerinin en yüksek element konsantrasyonuna sahip olduğu belirlenmiştir. ^{232}Th ve ^{238}U nispeten daha yüksek aktivite konsantrasyonu ortaya çıkarırken, ^{40}K 'ninki dünya ortalamasından daha düşük olduğu hesaplanmıştır. Yıllık etkin iç ve dış mekan dozları, radyum eşdeğeri (Raeq), iç (Hin) ve dış (Hex) tehlike indeksleri ve numunelerin yaşam boyu aşırı kanser riskleri, Unscear tarafından dünya ortalamalarının altında olduğu belirlenmiştir.

Xhixha vd. 2019 yılında Arnavutluk'da Adriyatik Denizi Sahil Şeridinde yapılan çalışmada, sahil kumlarının doğal radyoaktivitenin belirlenmesi için yüksek çözünürlüklü gama ışıını spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. Sahil kumlarında ^{40}K , ^{226}Ra ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonları sırasıyla $43\text{-}458\text{ Bqkg}^{-1}$, $8\text{-}67\text{ Bqkg}^{-1}$ ve $5\text{-}91\text{ Bqkg}^{-1}$ aralığında ölçülmüştür.

Radyoaktif konsantrasyon değerleri diğer ülkelerde yapılan çalışmalarla karşılaştırılmış ve sonuçların dünya ortalamasının altında olduğu belirlenmiştir.

Gür ve Tarakçı'nın 2019 yılında Urla kıyı kumlarının doğal radyoaktivitesi ve doz dağılımlarının belirlenmesi için yapılan çalışmada, plaj kumlarının aktivite konsantrasyonları ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K değerleri $13\text{-}38\text{ Bqkg}^{-1}$, $10\text{-}38\text{ Bqkg}^{-1}$, $220\text{-}804\text{ Bqkg}^{-1}$ olarak belirlenirken, ortalama değerleri ise 22 Bqkg^{-1} , 20 Bqkg^{-1} , 406 Bqkg^{-1} olarak hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar gama doz hızları ve radyoaktivite değerleri dünya ortalamasının altında olduğu belirlenmiş olup insan sağlığı açısından bir risk oluşturmadığı belirlenmiştir.

(Devanesan vd. 2019) yılında yapılan çalışmada; Hindistan'nın, Tamilnadu'nun Doğu Kıyısı boyunca kıyı çökellerinde istatistiksel yaklaşımla doğal radyoaktivite konsantrasyonları ve doz değerlendirmesi yapılmıştır. Bu çalışma, Hindistan'ın Tamilnadu eyaletinin doğu kıyısı boyunca Poombuhar'dan Karaikal'e kadar kıyı sediman örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarını gama ışını spektrometrisi kullanarak yapılmıştır. ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K için ortalama aktivite konsantrasyonu sırasıyla 36.82 (Bq/kg) , 50.11 (Bq/kg) ve 320.38 (Bq/kg) olarak elde edilmiştir. Elde edilen bu sonuçlar aktivite kullanım indeksi (AUI) gibi radyolojik tehlike parametrelerini hesaplamak için kullanılmıştır. Harici tehlike indeksi (Hex), Dahili tehlike indeksi (Hin), Gama temsili seviye indeksi (RLI) ve Aşırı yaşam boyu kanser riski (ELCR) ayrıca hesaplanmıştır. Hesaplanan radyolojik parametre değerleri, uluslararası olarak onaylanmış önerilen değerlerle karşılaştırılarak yapılmış olup, çok değişkenli istatistiksel yöntem, örnekler ve değişkenler arasındaki doğal ilişkileri belirtmek için büyük veri kümelerini basitleştirmek ve düzenlemek için kullanılmıştır. Tamilnadu'nun doğu kıyısı boyunca Poombuhar'dan Karaikal'e kadar tortu örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K 'nin doğal radyoaktivite değerleri, Panaiyur, Kanathursunami ve Vadanemeli örnekleri dışında ölçülen tüm radyolojik parametreler izin verilen ortalama sınırın altında bulunmuştur. Bunun nedeni tortullarda zengin siyah kum dağılımının bulunmasından kaynaklandığı belirtilmiştir. Çok değişkenli istatistiksel analiz, Tamilnadu'nun doğu kıyısı boyunca radyoaktivite varyasyonunun toryum ve uranyum konsantrasyonuna bağlı olduğunu göstermiştir. Bu çalışmada üretilen veriler, incelenen alandaki doğal radyoaktivitenin temel verilerini sağlayacak ve radyasyondan korunma standartlarının uygulanmasından bölgedeki insanlar hakkında faydalı bilgi olacağı belirtilmiştir.

(Ünal vd. 2018) yılında yapılan çalışmada, Antalya ili çevresinde bulunan doğal kayaların gama spektrometrelili Yüksek Safılıkta Germanyum (HPGe) Dedektörü kullanılarak radyoaktif elementleri uranyum (^{238}U), potasyum (^{40}K) ve toryumun (^{232}Th) belirlenmesi

amaçlanmıştır. Ölçümler sonucunda, kaya numunelerinin toplam absorbe edilen doz oranlarının 3.10 ve 117.35 değerlerinde tespit edilmiştir. S8 numunesinde minimum Raeq değeri 6,36 Bq/kg olarak belirlenirken, S4 numunesinde maksimum değer 250,15 Bq/kg olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak insan sağlığını tehdit edecek düzeyde olmadığı belirlenmiştir.

(Yalcin ve Ünal 2018) yılında yapılan Tekirova, Kemer ve Kumluca bölgesindeki çalışmada kayaçların radyoaktivite açısından değerleri belirlenmiştir. Yapılan çalışma sonucunda ^{40}K 29 - 986 Bqkg⁻¹, ^{238}U (Ra) için 0 ile 212 Bqkg⁻¹ ve ^{232}Th aktiviteleri 1 ile 104 aralığında değiştiği bulunmuştur. Ayrıca Tekirova, Kemer ve Kumluca'daki bazı lokasyonların radyoaktivite düzeylerinin dünya ortalamasından daha yüksek olduğu tespit edildiğinden dolayı, bu bölgelerde yaşayanların uyarılması gerektiği belirtilmiştir.

(Khandaker vd. 2018) yılında yapılan çalışmada; Malezya'da turistik bir yer olan Langkawi Adası'nda yapılan çalışmada sahil kumlarındaki doğal olarak oluşan radyonüklid ^{40}K ve doğal seri indikatör radyonüklidler ^{226}Ra ve ^{232}Th 'un radyoaktivite değerleri belirlenmiştir. Gama ışını spektrometrisi için numune miktarları siyah ve beyaz kum olarak toplanmış, ^{226}Ra , ^{232}Th ile ^{40}K siyah kumlarda radyasyon konsantrasyonu sırasıyla 451 ± 9 ila 2411 ± 65 Bq kg⁻¹ (ortalama 1478 Bq kg⁻¹); 232 ± 4 ila Sırasıyla 1272 ± 35 Bq kg⁻¹ (ortalama 718 Bq kg⁻¹) ve 61 ± 6 ila 136 ± 7 Bq kg⁻¹ (ortalama 103 Bq kg⁻¹). Beyaz kumlarda ^{226}Ra ve ^{232}Th için ilgili değerler, $8,3 \pm 0,5$ ila $13,7 \pm 1,4$ Bq kg⁻¹ (ortalama 9,8 Bq kg⁻¹) ve $4,5 \pm 0,7$ ila $9,4 \pm 1,0$ Bq kg⁻¹ (ortalama 5,9 Bq kg⁻¹); ^{40}K aktiviteleri, 85 ± 4 ila 133 ± 7 Bq kg⁻¹'de olarak belirlenmiş olup çıkan sonuçlar siyah kumlardan önemli ölçüde farklı olarak bulunmuştur. Siyah kumlardaki ^{226}Ra ve ^{232}Th ortalama aktivite konsantrasyonları, dünyanın başka yerlerindeki yapılan çalışmalarla karşılaştırılmıştır. Ağır mineral içeriği, tüm siyah kum numunelerinde yüksek ^{226}Ra ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarına yol açtığı belirlenmiştir.

Liu ve Lin (2018) yılında Çin'in Guangxi Eyaletinde sahil kumları ile toprak kumlarının karşılaştırılmasını doğal radyoaktivite seviyesi ile ölçülmüştür. Yapılan çalışma sonucunda topraktaki radyoaktivite, farklı mineral bileşenleri nedeniyle sahil kumlarındaki radyoaktiviteden üç kat daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Ayrıca yapılan çalışma sonucunda Guangxi'nin sahil kumunun en düşük radyoaktiviteye sahip olduğu tespit edilmiştir.

(Abdel-Halim ve Saleh 2016) yılında yapılan çalışmada, İskenderiye'nin batısından (El-Max) Rosetta burnunun doğu tarafına (Nil Nehri'nin Akdeniz ile olan terminali) kadar uzanan alan boyunca 14 sahadan 52 adet plaj kumu örneği üzerinden yapılmıştır. Toplanan örnekler radyoaktif içerik açısından analiz edilmiş olup ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{40}K ve ^{137}Cs değerleri tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada en yüksek ^{226}Ra ve ^{228}Ra radyoaktivite seviyeleri 499,184 ile

386,2 değerlerinde bulunmuştur. Çalışma alanının uranyumundan daha yüksek kütleli toryum konsantrasyonunun bulunma sebebi plaj kumlarının içerisinde bulunan monazit ve zirkon mineralidir. Ayrıca U serisi, Th serisi, ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklidlerinin her birinden emilen doz hızı, dünya ortalamasının (55 nGy/s) üzerinde 82.49 nGy/s bulunarak, dünya çapında önerilen değerden daha yüksek olduğu oranda bulunduğu hesaplanmıştır.

(Küçükömeroğlu vd. 2016) yılında, Türkiye'nin Ordu, Giresun ve Trabzon illerinin kıyı bölgelerindeki sahil kumları üzerine yapılan çalışmada gama yayan radyonüklidler hesaplanmıştır. Numunelerin doğal ve antropojenik radyonüklid konsantrasyonları, yüksek çözünürlüklü ve saflıkta bir germanyum (HPGe) dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Numunelerin ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs için aktivitesinin, belirlenen tespit limitinin (BDL) altında sırasıyla 65, 28 ve 9'dan 1936 ile 22 Bqkg⁻¹ kadar değiştiği hesaplanmıştır. Aktivite konsantrasyonları diğer ülkelerde yapılan literatür çalışmalarıyla karşılaştırılarak yapılan çalışmanın dünya ortalamasının altında olduğu belirlenmiştir.

(Papadopoulos vd. 2016) yılında Yunanistan sahil bölgesindeki çalışmada ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{228}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarını değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Yapılan ölçümler sonucunda aktivite sırasıyla 14–940, 16–1710, 26–4547, 27–4488 ve 194–1307 Bqkg⁻¹ aralığında hesaplanmıştır. Yunanistan sedimanlarında ölçülen en yüksek doğal radyoaktivite değerleri tespit edilmiştir. Aktivite konsantrasyonları diğer ülkelerde yapılan çalışmalarla karşılaştırılarak yapılan çalışmanın dünya ortalamasının üstünde olduğu belirlenmiştir.

(Arnedo vd. 2013) yılında yapılan çalışmada; en önemli turistik yerlerden birisi olan Gran Canaria sahillerinde plaj kumlarının insan sağlığını açısından tehlikeli olup olmadığı araştırılmıştır. Doğal radyonüklidler ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K aktivite konsantrasyonları, radyolojik tehlikelerini analiz etmek için HPGe cihazı kullanılarak belirlenmiştir. ^{226}Ra , ^{232}Th ile ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının aralığı $17,6 \pm 1,4$, $21,3 \pm 1,8$ ve 480 ± 22 Bq/kg⁻¹ idi. Bu yapılan çalışmanın sonuçları, farklı ülkelerin plajları ve kıyı çökelleri için yayınlanan diğer sonuçlarla karşılaştırılmıştır. Ortalama dış hava emilen doz hızı $43,9 \pm 2,8$ nGyh⁻¹ olarak hesaplanmış olup, Gran Canaria sahillerinden elde edilen sonuçlar dünya ortalamasının altında bulunarak, bölgedeki insan sağlığı ile ilgili önemli bir radyolojik risk olmadığını gösteren düşük radyoaktivite seviyeleri belirlenmiştir.

(Zaman vd. 2012) yılında yapılan çalışmaya göre; Bangladeş'in doğu kanadındaki ağır mineral bakımından zengin yüksek radyonüklid konsantrasyonları Cox's Bazar'ın 120 km'lik bir kıyı kesiminde sahil kumları ile ilgili olası radyolojik etkilerin araştırılması yapılmıştır. Bu

yapılan çalışmada birikintiler, yakın geçmişteki kumsalda (ön kumul alanı) veya bitişik paleo sahil alanlarında (arka kumul alanı) bulunan kum tepelerinde bulunduğu belirlenmiştir. Bu çalışmanın amacı, potansiyel radyo-ekolojik etkileri ve maden yataklarının uranyum ve toryum kaynağı olarak olası kullanımını değerlendirmek için plaj kumlarındaki beş mineral fraksiyonundaki aktivite konsantrasyonlarını araştırılması planlanmıştır. Plaj kumları ve bireysel mineral fraksiyonları gama ışını spektroskopisi ile analiz edilmiştir. Toplu plaj kumu numunelerindeki ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th ile ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonlarının oldukça yüksek olduğu ve kumdaki ağır minerallerin konsantrasyonu ile pozitif korelasyon gösterdiği belirlenmiştir. Bangladeş'te yapılan çalışmada elde edilen sonuçlar dünya ortalamasının oldukça üzerinde bulunmuştur. U-238 ve Th-232 (Bq kg^{-1}) aktivite değerli sırasıyla 14849 ± 751 , 10405 ± 364 , aktivite değerlerinin sonuçları ise sırasıyla 29790 ± 13 , 13355 ± 9 , 80.42 ± 0.05 , 120.52 ± 0.09 olarak belirlenmiştir. Mineraller (ağırlıkça %54'ten fazla), yüksek konsantrasyonda uranyum, toryum ve potasyum gösterir, bu da kıyı çevresinde yaşayan insanların radyoaktiviteye daha fazla maruz kalmasına neden olur. Bu çalışmadan çıkan ana sonuç, sahil kumunun önemli miktarda ağır yük içerdiğini göstermektedir ve mineral fraksiyonlarının yüksek konsantrasyonda uranyum, toryum ve potasyum içerdiği belirlenmiştir.

(Vassas vd. 2006) yılında Fransa'da Camargue sahillerinde yapılan çalışmaya göre; zenginleştirilmiş U ve Th'nin bulunduğu ana alanları belirlemek ve radyoaktiviteyi kumsallarda insan sağlığı açısından tehlikeli olup olmadığını anlamak için bu çalışma yapılmıştır. Gerçekten de, aşırı U ve Th aktivitesi ($>1000 \text{ Bq kg}^{-1}$) nedeniyle yüksek doz oranlarının Camargue sahillerinde zenginleştirilmiş alanlar gözlemlenmiştir. Kıyı şeridi, bir hava gama araştırması vasıtasıyla haritalanmış ve sonuçlar, ana aktinit yataklarının Camargue bölgesinde meydana geldiğini göstermiştir. Bu yoğunlaşma etkisi Rhone Nehri'nin daha büyük tortul katkısından kaynaklanmakta olduğu gözlemlenmiştir. Kıyı boyunca gözlenen aktinitlerdeki değişkenlik, esas olarak ağır ve hafif mineral içeriklerindeki değişikliklerle açıklanmıştır. ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K için ortalama aktivite konsantrasyonu sırasıyla 10 - 2510 arasında, 35 - 3470 ve 15 ile 350 (Bq kg^{-1}) aralığında olduğu hesaplanmıştır. Yapılan bu çalışmada sahil kumunun önemli miktarda ağır yük içerdiğini göstermektedir ve mineral fraksiyonlarının yüksek konsantrasyonda uranyum, toryum ve potasyum içerdiği belirlenmiştir. Aktivite konsantrasyonları diğer ülkelerde yapılan literatür çalışmalarıyla karşılaştırılarak yapılan çalışmanın dünya ortalamasının üstünde olduğu belirlenmiştir.

2.1. Radyasyon ve Radyoaktif Kirlenme

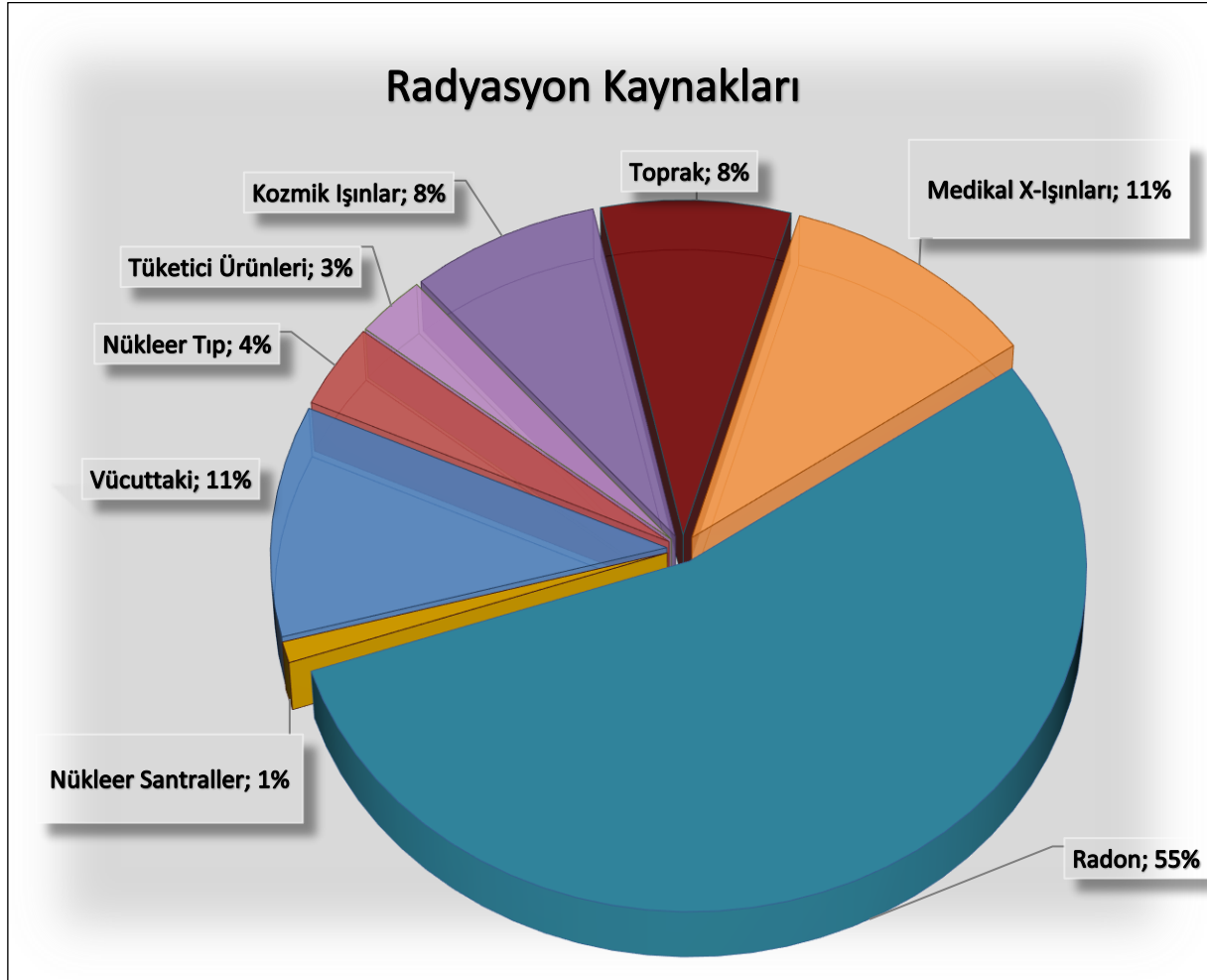
Radyasyon (ışınım) bir maddeden geçerken iyon çiftleri oluşturan elektromanyetik veya tanecik özellikli yüklü veya yüksüz enerji şeklidir. Bir diğer ifadeyle ise radyasyon, yüksek hızda olan parçacıklar ile birlikte elektromanyetik dalgaların enerjisi olarak da tanımlanır (Çimen 2018). Milenyumun başlangıcına doğru gelişmekte olan teknolojinin bir sonucu olarak akıllı cihazlarla tanışan insanlar, radyasyon korumalı programlara da ihtiyaç duymaktadır. Böylelikle asıl amaç radyasyon ile iç içe çalışanların korunması planlanmıştır. Daha sonra ise, halkın bilinçlendirilmesi ile birlikte çevredeki radyasyonun ne kadar zararlı sebeplerine karşı korunması hedeflenmiştir (Zeyrek 2013).

Radyoaktif elementler farklı zaman dilimlerinde sabitlenmesi ile sabitleri veya yarılanma ömürleriyle bozulurlar ve bozunma sırasında ise radyoaktivite yaymaktadırlar. Radyasyon sınıflandırmasında önemli değişkenlerden yararlanır. Radyasyon, bulunduğu ortamda etkileşerek ortam da yer alan atomdan elektron kopararak, iyonize halini alır. Bu özelliğe sahip olanlar, radyasyon türleri ile birlikte oluşan dalgalardır (Çimen 2018). Dünya üzerindeki bütün canlı ve cansız varlıklar; havadan, sudan, topraktan, insan vücudunun içerisindeki doğal radyasyon kaynakları ile teknolojinin gelişmesi ile birlikte insanlar tarafından üretilen yapay radyasyon kaynaklarında bulunan ışınlama etkisinde olmaktadır (Unscear 2010).

Yeryüzünde insanların hiçbir etkisi olamadan doğada sadece kendiliğinden oluşan radyasyonlara doğal radyasyon denilir. Bu doğal radyasyonun etkisinin iki temel kaynağı vardır. Bunlardan birincisi, atmosfere girmiş olan kozmik ışın parçacıkları (yüksek enerjili olanlar), diğeri ise yer kabuğunda bulunmakta olan radyoaktif çekirdeklerdir (Çimen 2018). Kozmik radyasyon, uzaydan atmosfere giren yüksek enerjili parçacıkların neden olduğu doğal radyasyon etkisi olmakla birlikte insanların etkilendiği yıllık doz 0,39 Sievert'dir. Bu kayalarından elde edilen topraklarla üretilen çevresel malzemeler neticesinde, insanoğlu soluyarak, yutarak radyasyonu kendi bünyesine almaktadır. Bundan kaynaklı, insan vücudundaki doğal radyoaktif serilerindeki radyoizotoplardan yayılan gama ışınlarıdır (Çimen 2018).

Gama ışın kaynaklarının, yıllık olarak etkilediği doz 0.46 mSv'dir. Vücut içi radyasyonun etkilediği radon dışındaki doz miktarı ise yıllık 0.23 mSv'dir. Şekil 2.1'deki gibi en önemli orana sahip birinci sıradaki Radon ve bozunum ürünleridir. U-238 doğal radyoaktif bozunum zincirindeki en ağır radyoaktif soygaz olan radon'dur. Dünya genelinde radon gazından etkilenilen yıllık doz oranı 1.3 mSv'dir (Unscear 2000; Unscear 2010). Doğada bulunmayan radyasyon kaynakları yapay yollarla da yapılabilmektedir. Şekil 2.1'deki gibi yapay

radyasyonun kaynağı medikal X- ışınları olup yıllık etkilenilen doz miktarı ise 0.4 mSv dir (Unsclear 2000).



Şekil 2.1. Radyasyon Kaynakları (Usnrc 1988)

Çevrede bulunan kirleticilerin sağlıkla ilgili bilgileri endüstriyel faaliyetlerin bir geçmişi olarak sonuçlanmıştır. Bu doğrultudaki amaç, sağlığı koruma önlemlerine rehberlik edecek analizler için bilimsel çalışmalar sağlamaktır.

Dört temel radyolojik kavramlar vardır. Bunlar;

- İyonlaştırıcı Radyasyon
- Doğal bozunma serileri (Radyum, Toryum ve Uranyum)
- Transuranik radyonüklidler
- Radyoaktif özellikler, dahili dağılım ve risk katsayıları

2.2. İyonlaştırıcı Radyasyon

Radyasyonlar iyonize ve iyonize olmayan radyasyonlar olmak üzere iki ana temel gruba ayrılmaktadır. İyonize radyasyon, elektromanyetik radyasyonunda kütleli bir yapıya sahip

olmakla birlikte parçacık radyasyon ve foton enerjili dalga karakterinde iki gruba ayrılmaktadır. Alfa, beta ve gama ışınları iyonlaşan radyasyonun türleri olarak ifade edilmektedir. Alfa ışınımı aynı zamanda partikül ışınımı olarak da tanımlanır. Alfa ışınımı, Helyum çekirdeğinde olduğu gibi iki proton ve iki nötronlu bür kütle durumu gösterirken, beta ışınımından ise 10.000 kat daha küçük kütleyle sahiptir. Gama ışınımı ise; belirli bir dalga boyunda ve enerjide elektromanyetik enerji göstermektedir. Gama ışınımı ise dalga boyu ve enerjide elektromanyetik dalgalanma gösterir. Farklı ışınım türlerinin hepsi iyonlara yol açtığı için, bunların herbiri aynı nitelikte olup, herbiri ayrı sağlık riski taşımaktadır. Alfa ışınımı, büyük kütesinden dolayı biyolojik dokuda 0.05 mm, havada ise 5 cm gibi uzak bölgeye nüfuz edemediğinden yoğun biçimde iyonlaşır. Şekil 2.2’de görüldüğü gibi, alfa ışınımı kağıda işlememekle birlikte, insan vücudunun deride ölü hücreler tabakasından geçemez. Beta ışınımı insan vücudunda 5 mm gibi daha derine nüfuz etmekle birlikte insan derisinde zarar verecek yanıklar oluşturabilir. Çizelge 2.1 ve 2.2’de radyasyon ortamında olmayan insanlar ve radyasyon ortamında çalışan insanlar için, maksimum radyasyondan etkilenme oranı yani maksimum etkilenme dozunu açıklamaktadır. Gama ışınımının insan vücuduna etki etmesi enerjisine ya da dalga boyuna bağlıdır. Bunlar X- ışını araştırmalarında kullanıldığında insan vücuduna etki edebilir (Dantzer vd. 2003).

Işınım yaşayan hücreler arasındaki etkileşim farklı hasarlar yaratır. Alfa, beta ve gama ışınları bir yüzeyle çarpıştıklarında enerjilerinin bir kısmını bırakıp etrafa saçılırlar. Saçılan bu ışınlar canlı hücrelerde bozunmalara yol açarlar (Otansev ve Bolcal 2002). Işınlanma sırasında yüzeyden geçerken bıraktığı enerjiye doz denilir. Doz’un birimi Gray’dır. Bir gray, kilogram başına maddeye bırakılan bir joullük enerji miktarıdır. Işınımın canlıların bünyesine etki eden değerini ölçmek için doz eşdeğeri adında bir büyüklük kullanılır. Birimleri sivert ve rem’dir. 1 rem=0.01 sivert’tir (Otansev ve Bolcal 2002).

Çizelge 2.1. Radyasyon Ortamında Olmayan İnsanlar İçin Yıllık Doz Miktarı (Atabey 2005)

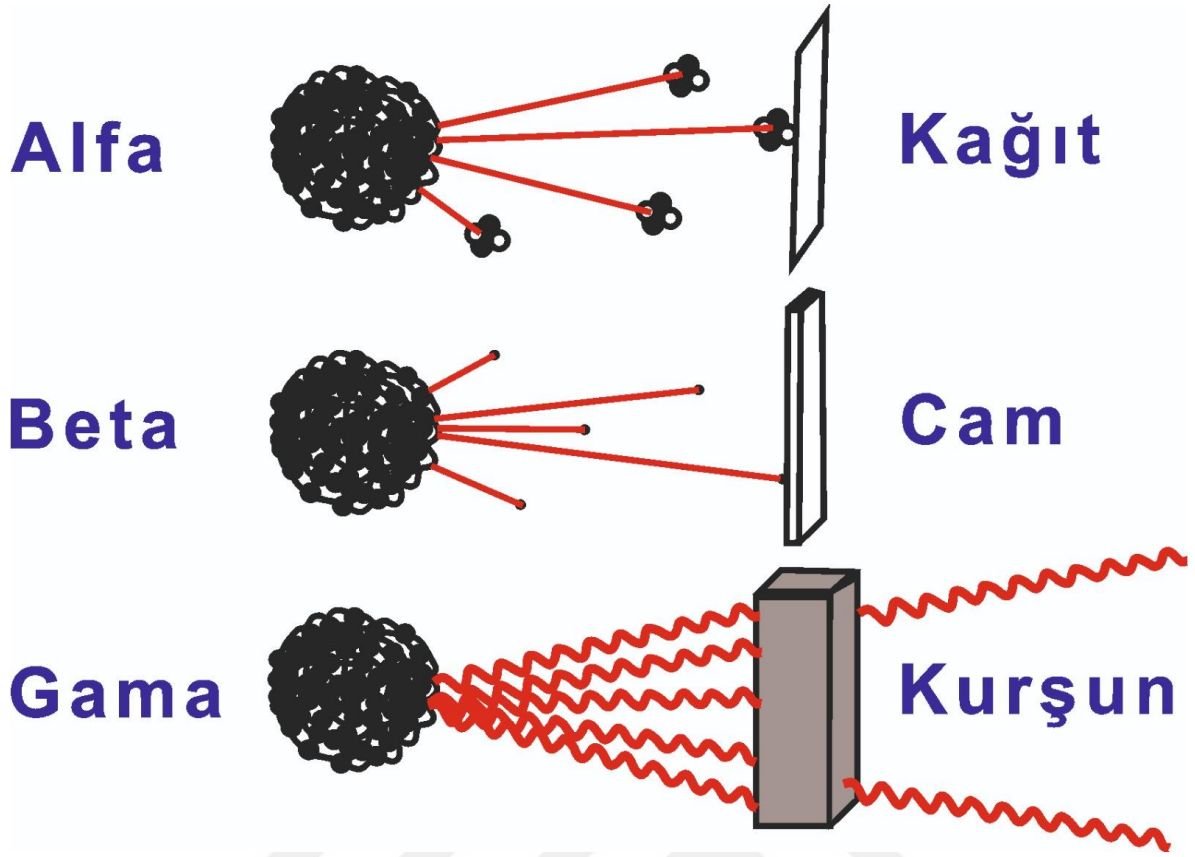
Kemik İliği	0.5 rem
Kemik, troit, deri	3.0 rem
Eller, ayaklar, kollar	7.5 rem
Diğer Organlar	1.5 rem

Çizelge 2.2. Radyasyon Ortamında Çalışanlar İçin İzin Verilen Maksimum Doz Miktarı (Atabey 2005)

Kemik İliği	5 rem
Kemik, deri	30 rem
Eller, ayaklar, kollar	75 rem
Diğer Organlar	15 rem

Radyoaktif aktivitelerin yapay ve doğal olmak üzere parçalanma vakasına radyoaktivite denilmektedir. İyonlaştırıcı radyasyon hücrelere nüfuz etme özelliğinde olup, atomlar arasında enerjinin rastgele biriken enerji biyolojik yıkıma neden olan değişikliklere sebep olmaktadır. Bu etkilerin oluşmasında serbest radikaller ve hidrojen peroksit arasında toksik malzemeler gösterilebilir. Absorbe olan radyasyon dozu, radyasyon maruzuna kalan malzemenin birim kütlesi olarak ifade edilir. Radyasyon dozu ifade etmek için Gy (gray) terimi kullanılmaktadır. Günümüzde en sık kullanılmakta olan radyasyon eşdeğer doz birimi sieverttir. (Sv). Sieverttir'in eski birimi rem'dir. Bir Sv 100 rem'e denktir. Vücudun en önemli yapı taşı olan hücredeki DNA olup, iyonizan radyasyon buradaki ölü hücreyi doğrudan etki şeklinde meydana gelmektedir. Bunlara en güzel örnek serbest radikaller ve hidrojen peroksit verilmektedir. İyonlaştırıcı radyasyonun en belirgin gecikmiş bedensel etkisini karsinogenesiz açıklamaktadır. Bu etki altında kalan insanlarda kanser gelişme durumunu etkileyen birçok etki bulunmaktadır (Güler ve Çobanoğlu 1994).

İyonlaştırıcı radyasyon, çeşitli parçacık ve ışın türlerinden (elektromanyetik), X-ışını makineleri, nükleer reaksiyonlar ve radyoaktif malzemeden(radyasyon) taşınan enerjidir. Etkileşime girdikleri moleküller tarafından enerji elektronları dışarı atılarak iyonları oluştururlar (Ncrp 2001).



Şekil 2.2. Alfa, Beta ve Gama Işınlamalarının Geçirirliliği (Peterson vd. 2007)

Nispeten büyük kütlesi ve yükü nedeniyle, bir alfa parçacığı oldukça lokalize bir alanda iyonlar üretir. Bir alfa parçacığı, her iyon ürettiğinde enerji verir (pozitif yüklü elektron atomlar) ve gücünün bir kısmını kaybeder. Sonunda bir atomdan iki elektron alarak tam bir Helyum atomu olma yoluna girer. Bir alfa parçacığının menzili kısadır. O yüzden havada ve cildin dış tabakasına nüfuz edemez (Oey vd. 2007).

Beta parçacıkları, negatif veya pozitif yüklü olabilir. Bir atomun çekirdeğinden kaynaklanan negatif elektronları radyoaktif bozunma sonucunda bir nötrona bir protona dönüştürür. Bu olayın amacının gelişim süresi negatif bir beta parçacığı ile bir elektron arasındaki ilişkiden kaynaklanmaktadır. Bir beta parçacığı çekirdekten kaynaklanırken, bir elektron ise çekirdeğin dışında yer almaktadır. Aksi belirtilmedikçe, beta parçacığı terimi genellikle bir negatif anlamına gelmektedir. A pozitif yüklü bir elektron, bir protonu bir nötrona dönüştürerek bozulma sonucunda bir atomdan yayılmaktadır. Beta parçacıkları, alfa parçacıklarından daha küçük ve daha fazla nüfuz eder, ancak aralıkları oldukça sınırlıdır. Enerjisi harcandığında, negatif yüklü bir elektron, pozitif yüklü bir elektron ile çarpışarak sıradan bir elektron haline gelirken, iki parçacık birbirini yok ederek iki gama ışını üretir. Bir atomun çekirdeğinde negatif yüklü bir elektron yakınından geçtiği zaman güçlü çekici kuvveti

olan Coulomb kuvveti, beta parçacığının ivmesinin karesiyle orantılı bir oranda enerji sapmasına ve kaybetmesine neden olmaktadır. Bu kaybedilen enerjiye foton adı verilmektedir. Fotonlara dönüştürülen beta parçacığının enerjisinin miktarı, fotonların enerjisiyle doğru orantılıdır. Bu etki genellikle çok yüksek enerjili beta parçacıkları için önemlidir. Örneğin; kurşun gibi yoğun malzemeler, çekirdekte daha yüksek atom numaralarına sahiptir ve bu sebepten dolayı da daha fazla protona sahiptir (Oey vd. 2007).

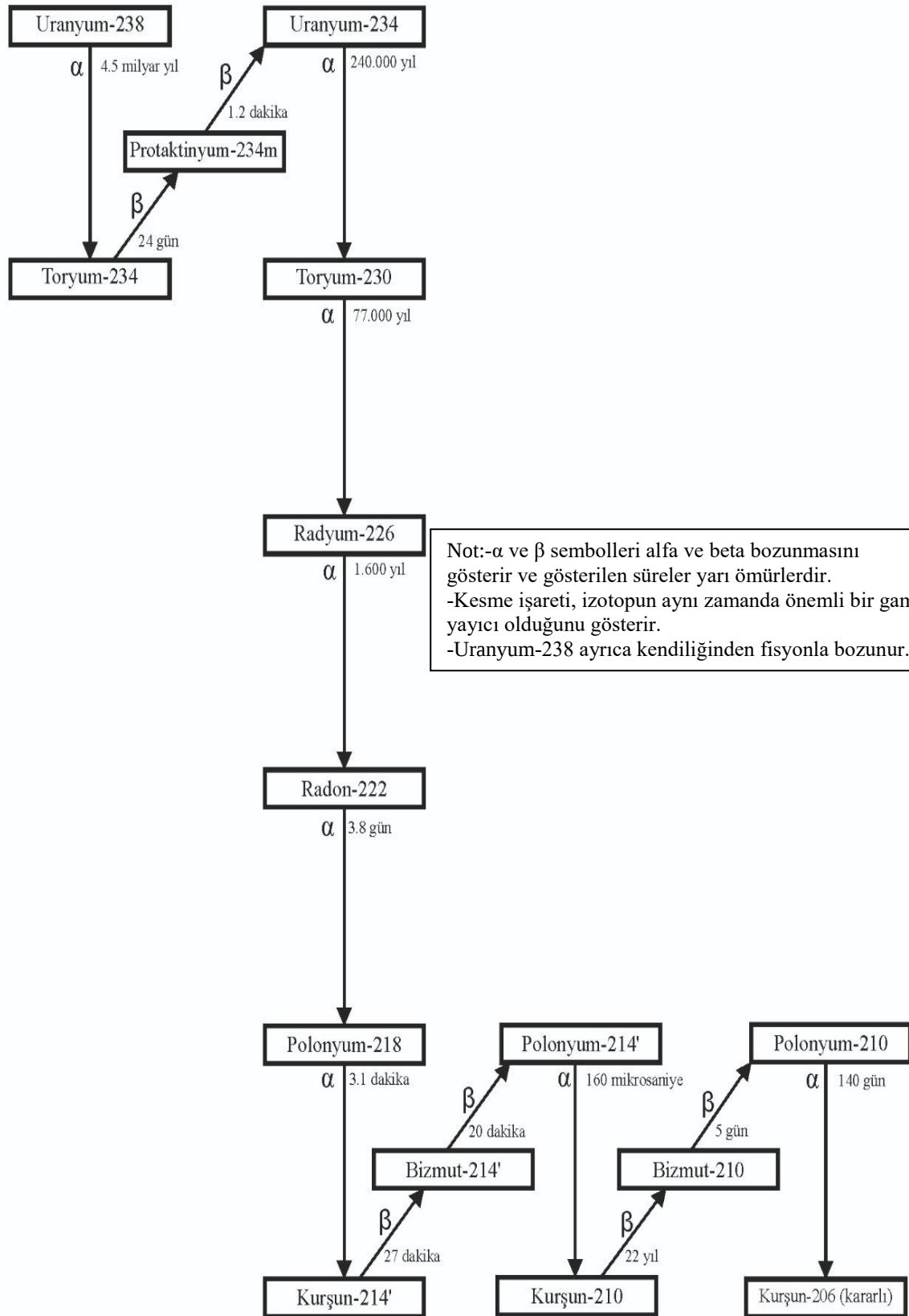
Gama ışınları, fazla enerjiyi serbest bırakmanın bir yolu olarak elektromanyetik dalgalının bir atom tarafından radyasyon yaparak yayılması sonucunda elde edilmiştir. Gama ışınları, kuantaya yükü veya kütlesi olmayan havada uzun mesafeler kat edebilen enerji yayarlar. Bir gama ışını bir cisimden hiçbir şeye çarpmadan geçebilir veya bir atoma çarparak atomun enerjisinin tamamını veya bir kısmından geçerek yoluna devam edebilir. Gama ışını normalde bir elektronu atomdan atarak onu iyonize eder. Elektron daha sonra enerjiyi kullanmak için diğer atomlardan ek iyonlar alarak gama ışını oluştururlar. Bir gama ışını saf enerji olduğu zaman, tüm enerjisini kaybederek artık oluşamaz. Bir gama ışınının zarar verme yeteneği, iyonlaştırıcı olaylar arasındaki mesafenin uzaklığı kadar, enerji işlevi görmektedir. İyonlaştırıcı radyasyonun ek biçimleri arasında nötronlar, protonlar, nötrinolar, müonlar, pionlar, ağır yüklü parçacıklar, x ışınları ve diğerleri yer almaktadır (Oey vd. 2007).

2.3. Doğal Bozunma Serileri

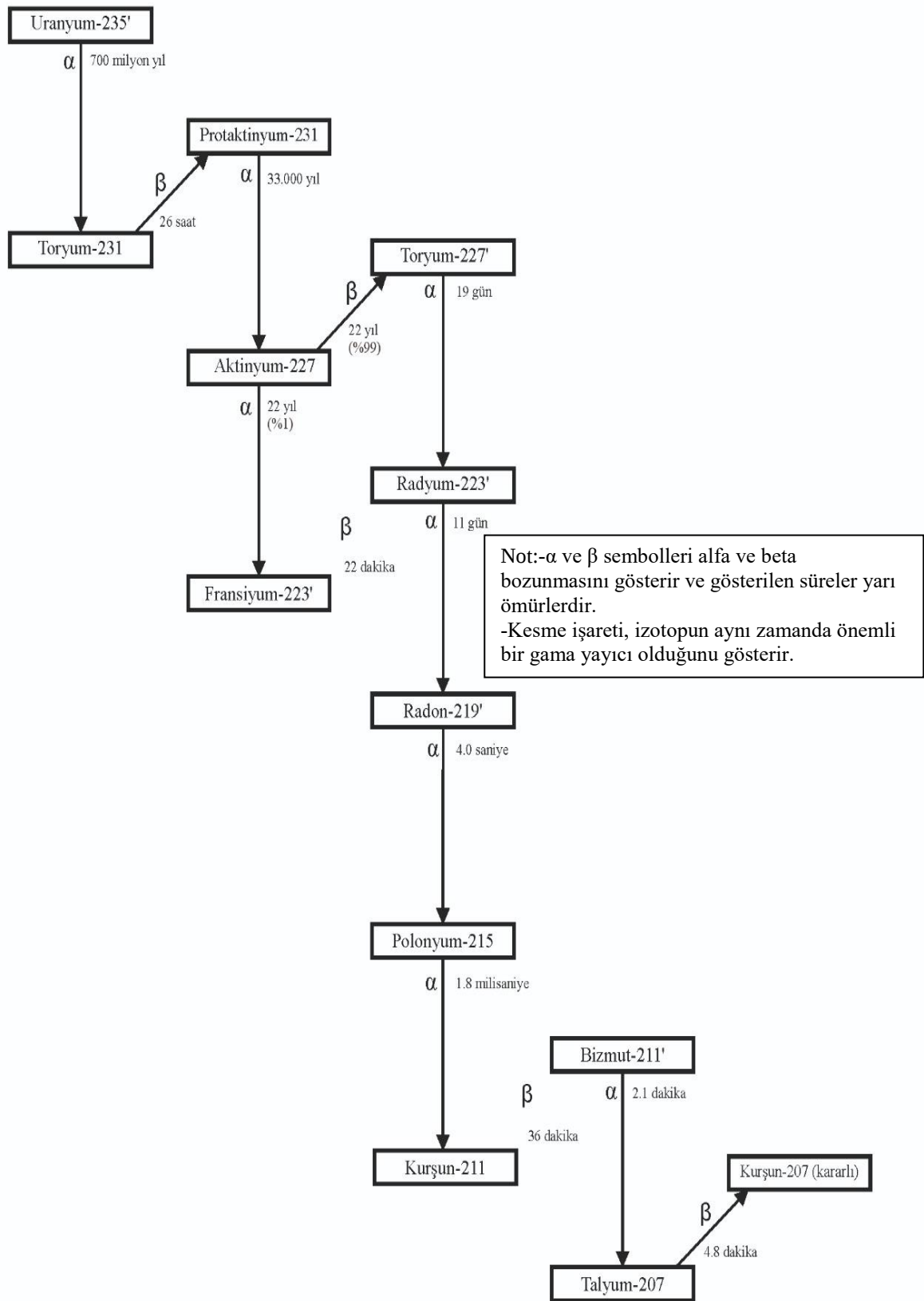
Uranyum, radyum ve toryum, doğal bozunma serisinde sırası ile Uranyum-238, Uranyum-235, Toryum-232 şeklinde meydana gelmektedir. Doğada, bulunan bu üç serideki radyonüklidler, tüm radyasyon aktivitelerinin kısmen eşit olduğu bir seküler denge durumunda olmaktadır. Bu Seküler denge için iki şart gerekmektedir. Birinci olarak, ana serideki radyonüklidin, diğer serideki radyonüklidlerden çok daha uzun bir yarı ömre sahip olması gerekir. İkinci olarak, seküler dengeye uzun bir süre izin vermek için, bozunma ürünlerinin büyümesi gerekir. Bu izin verilen süre en uzun yarı ömre sahip olması gerekmektedir. Bunun sonucunda da bozunma ürününün on yarı ömrü geçmiş olması gerekir. Ana radyonüklidin aktivitesi, seküler denge boyunca, yarı ömrü bozulan ürünlerin birçoğu çok önemli bir değer değişikliğine uğramaz (Lee 2003). Şekil 2.3 ile 2.4 ve 2.5’de; ^{238}U , ^{232}Th ve ^{235}U serilerinin radyonüklidleri, her biri için ana radyoaktif bozunma modu ile beraber gösterilmiştir. Alfa veya beta parçacığı gibi atom altı parçacık şekilde bir enerji yayarak daha kararlı bir izotopa dönüştüğünde radyoaktif bozunma meydana gelir. Alfa ve beta parçacıklarına yol açan radyonüklidler, önemli bir gama radyasyonu yayarak yollarına devam ederler. Gama

radasyonu bir radyoaktif bozunma modu olarak ifade edilemez. Bunlara örnek olarak alfa ve beta bozunması verilebilir (CDC 2003).

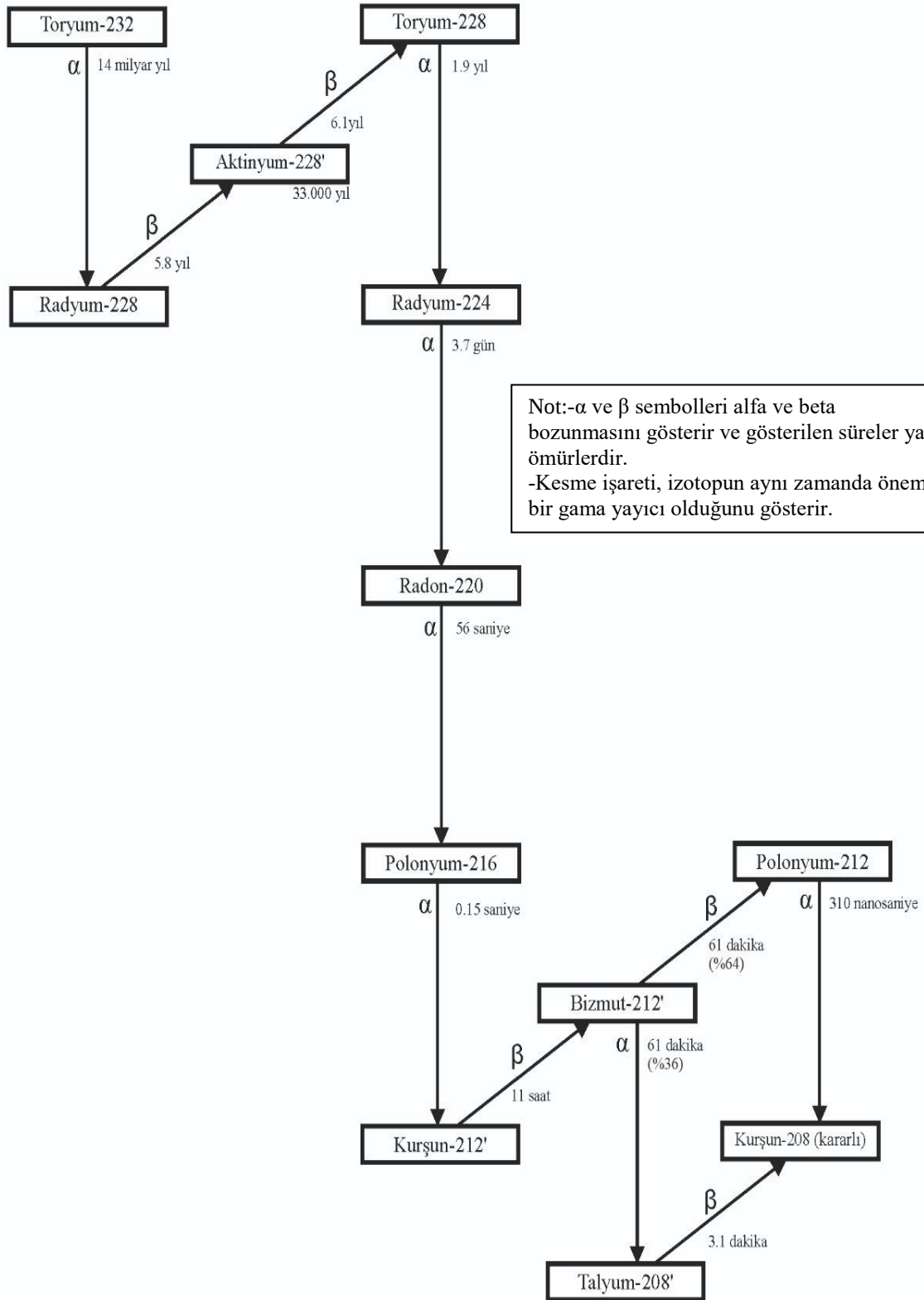
Atomun çekirdeğinden yayılan yüksek enerjili elektromanyetik dalgalar, radyonüklidlerin radyasyon olarak yaydığı enerjinin bir mekanizması olarak ifade edilir. Bir takım radyonüklidler, seküler denge sonucunda gama ışınlarıyla etkileştiğinde alınan radyasyon dozu insanlar üzerinde sağlık sorunu oluşturabilir. Şekil 2.3 ile 2.4 ve 2.5’de; Seküler dengenin oluşabilmesi için, doğal olarak oluşan cevherlerdeki ^{238}U , ^{232}Th ve ^{235}U ile birlikte bulunmak zorunda olması gerekmektedir. Bir diğer ifadeyle, tüm cevherler veya diğer uranyum ve toryum yatakları benzer zaman ölçeklerinde ilgili radyonüklidlerin uzun yarı ömürleri ve bu yataklarda meydana gelen jeolojik değişiklikler göz önüne alındığında seküler denge bu kez karşılanamayabilir. Ana merkeze eşlik etmek zorunda olan doğal olarak oluşmuş cevherler çeşitli radyonüklidlerin konsantrasyonlarını tahmin etmek için de kullanılabilir (Eraker 2004). Doğal uranyum ve toryum cevherlerindeki seküler denge durumu, belirli radyonüklidleri çıkarmak için işlendiklerinde önemli ölçüde değişmektedir. Şekil 2.3’de görüldüğü gibi; yapılan bu işlemlerden sonra, bir yıldan az yarı ömürlü radyonüklidler, birkaç yıl içinde daha uzun ömürlü ana radyonüklidleri ile denge koşullarını yeniden kuracaktır. Bu nedenle, bir zamanlar tek bir uzun bozunma serisi (örneğin uranyum-238 serisi) olan işleme sahalarında, orijinal serinin daha uzun ömürlü bozunma ürünlerinin (yani, ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra ve ^{222}Rn durumunda kurşun-210 tarafından yönetilmektedir). Bu alt serilerin her birinin yeni, ayrı bir bozunma serisini temsil ettiği düşünülebilir. Uranyum, toryum ve radyum içeren malzemelerle ilişkili fiziksel ve kimyasal süreçleri anlamak, ilişkili radyolojik riskleri ele almak oldukça önemlidir. Uranyum, radyum ve toryum için geliştirilen bilgi notlarında, yarılanma ömrü bir yıldan az olan radyonüklidlerin katkıları risk katsayılarına dahil edilmiş olmaktadır. Bazı durumlarda, toplam riski uygun şekilde temsil etmek için belirli bir radyonüklid için tanımlanan radyolojik riski ana radyonüklidin riskine eklemek gerekmektedir. Örneğin, toryum-232 için radyolojik risk, toryum-232 riski artı radyum-228 riskinden oluşur. Uranyum, radyum ve toryum ile ilişkili radyolojik risklerin uygun şekilde tahmin edilmesini ve temsil edilmesini sağlamak için bozunma serisi bilgileri kullanılmalıdır (Shea ve Smart 2004).



Şekil 2.3. Uranyum-238'in Doğal Bozunma Serisi (Peterson vd. 2007)



Şekil 2.4. Uranyum-235'in Doğal Bozunma Serisi (Peterson vd. 2007)



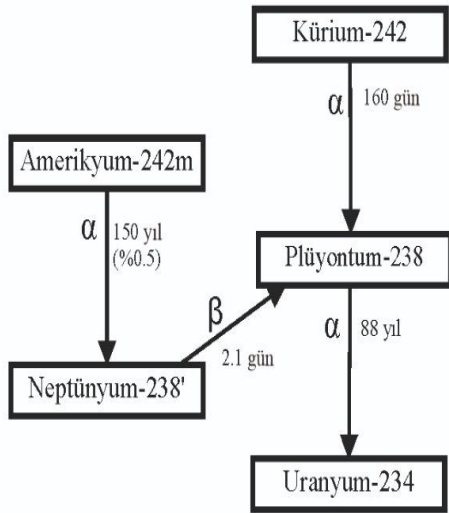
Şekil 2.5. Toryum-232'in Doğal Bozunma Serisi (Peterson vd. 2007)

2.4. Transuranik Radyonüklidler

İsimlerini Uranyumun ötesinde veya arkasında olmalarından alan transuranik radyonüklidler, 92 olan uranyumdan daha büyük atom numaralarına sahiptir. Tüm transuranik izotoplar radyoaktiftir. İzotoplar, çekirdekte aynı sayıda protona ancak farklı sayıda nötrona sahip olan bir elementin farklı formlarıdır. Amerikyum, kaliforniyum, kuryum, neptunyum ve plütonyum ile ilişkili olan transuranik radyonüklidler genellikle endişe kaynağıdır (Dantzer vd. 2003).

Gram başına 100'den fazla nanoküri içeren radyoaktif atıklar (nCi/g) yarılanma ömrü 20 yıldan fazla olan alfa yayan transuranik radyonüklidler "transuranik atıklar" olarak adlandırılmaktadır. (100 nCi/g, bir mikrokürinin onda biri veya gram başına on milyonda bir kuridir. Bu terim teknik olarak 1970'den sonra üretilen radyoaktif atıklar için geçerli olmaktadır. 1970'den önce, transuranik radyonüklidler içeren radyoaktif atıklar için hiçbir özel ifade tanımlanmamıştır. O zaman, bu atıklar, transuranik radyonüklidlerin konsantrasyonundan bağımsız olarak diğer düşük seviyeli radyoaktif atıklarla aynı şekilde yönetilerek, atıkların genellikle sığ toprağa gömülmesiyle bertaraf edilirdi. Günümüzde transuranik atıklar, diğer düşük seviyeli radyoaktif atıklardan ayrılmakta ve ayrı olarak yönetilmektedir. Bunun nedeni olarak daha yüksek konsantrasyonlarda uzun ömürlü alfa yayan radyonüklidlerle ilişkili tehlikelerin daha sıkı işleme ve bertaraf etme gibi önemli konular olduğuna inanılmaktadır (Zimmerman ve Loeb 2004).

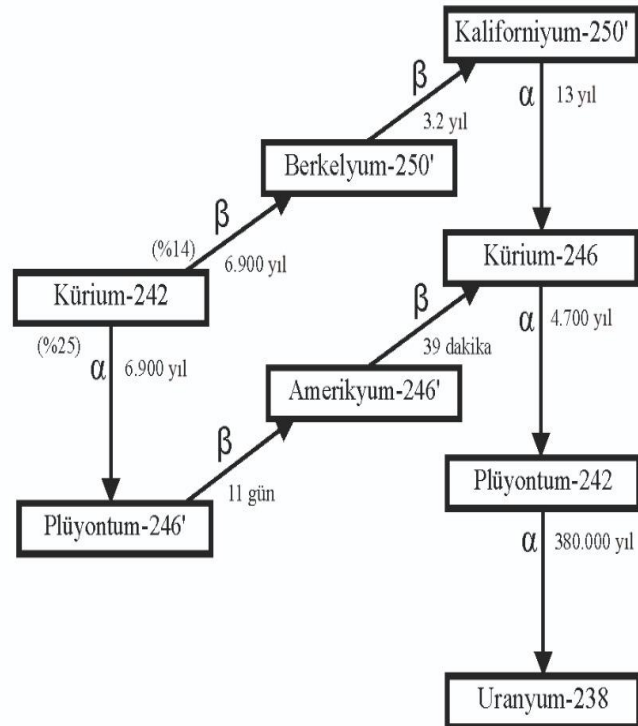
Transuranik atıklar çevre yönetimi için bir endişe kaynağı olmaktadır. Transuranik radyonüklidlerin nispeten uzun yarı ömürleri, alfa parçacıkları ile daha az derecede olan beta parçacıkları emisyonları ile birleştiğinden dolayı çevre yönetim endişesine neden olmaktadır. Alfa parçacıkları derinin dış tabakasına nüfuz edemediğinden dolayı, ancak bu radyonüklidler vücuda alındıklarında tehlike oluşturmaktadır. Bazı izotoplar, gama radyasyonu yaymaktadırlar ve bu da dış maruziyetten kaynaklanan bir nedenden dolayı endişeye neden olmaktadır. Asıl endişe, radyoaktif bozunma sırasında dokularda biriken enerji nedeniyle kanser oluşumudur. Transuranik izotoplar da dahil olmak üzere neredeyse tüm radyonüklidler için yaşam boyu kanser ölüm riski katsayıları değerlendirilmeye alınmaktadır. Şekil 2.6'da görüldüğü üzere; Amerikyum, kaliforniyum, Kuryum, Neptünium ve Plütyum için radyonüklidler oldukça tehlikelidir. Transuranik radyonüklidler, yaşanan zaman boyunca radyasyon riskinin ölümcül bir kansere yakalanması şeklinde ifade edilir (Ncrp 2001).



Not:- Burada iki ana radyonüklid gösterilmiştir. α ve β sembolleri alfa ve beta bozunmasını gösterir ve gösterilen süreler yarı ömürlerdir.

-Kesme işareti, izotopun aynı zamanda önemli bir gama yayıcı olduğunu gösterir.

-Plüyontum-238, Plüyontum-242, Kuriyum-242, Kuriyum-246, Kuriyum-250 ve Kaliforniyum-250 de kendiliğinden fisyonla bozunur.



Şekil 2.6. Amerikyum-242, Kuriyum-242 ve Kaliforniyum-250'nin Doğal Bozunma Serileri (Peterson vd. 2007)

2.5. Radyoaktif Özellikler, Dahili Dağılım ve Risk Katsayıları

Her radyonüklid, bir elementin çeşitli radyoaktif izotopların temel özelliklerini içermektedir. Bu özellikler radyoaktif yarılanma ömrünü, spesifik aktiviteyi, radyoaktif bozunma modlarını ve yayılan radyasyonların ortalama enerjisini içermektedir. Radyoaktif yarı ömür, belirli bir miktardaki radyoaktif maddenin radyoaktif bozunma ile başlangıç miktarının yarısına düşmesi ile sonuçlanan süre olarak ifade edilmektedir. Yarı ömürler her radyonüklid için sabittir ve bir saniyeden daha kısa süreden milyarlarca yıla kadar değişebilmektedir. Spesifik aktivite, kütle başına düşen aktivitedir ve curie (Ci) birimi olarak ifade edilir. Örnek olarak, radyum-226'nın spesifik aktivitesi gram başına yaklaşık 1 Ci'dir ve bu değer 1 gram materyal için yaklaşık olarak 0.035 ons'dur. Spesifik aktivite değeri Ci başına $3,7 \times 10^{10}$ (Bq) ile çarpılarak uluslararası birimlerde ifade edilebilir (Ncrp 2001).

Radyoaktif bozunma modları, beta partikül emisyonu, alfa partikül emisyonu, izomerik geçiş (IT), elektron yakalama (EC) ve kendiliğinden fisyon olmak üzere birçok mod içermektedir. Bu modlar iyonize radyasyon hakkında en önemli bilgi kaynağı olarak ifade edilir. İzometrik geçiş bozunma modu, yükseltilmiş bir enerji durumundaki (tipik olarak "m" harfi ile gösterilen yarı kararlı bir izotop) bir çekirdeğin bir gama ışını yayarak fazla enerjiyi serbest bıraktığı bir süreçten meydana gelmektedir. Bozunmanın ürünü yeni bir izotop değil, azaltılmış (daha kararlı) bir enerji konfigürasyonuna uğramasıdır. Elektron yakalama bozunma modu, bir atomun çekirdeğinin yörüngesinde dönen bir iç kabuk elektronunun, bir protonla birleşerek nötron haline gelmesi sonucunda çekirdek tarafından alınarak, fazla enerjinin gama ışınlarına verdiği bir süreçten meydana gelmektedir. Bir dış kabuk elektronu, iç kabukta kalan deliği doldurur ve bu hareketiyle ilişkili fazla enerjiyi, X-ışınları olarak verir. Kendiliğinden fisyon bozunma modunun, sürecini başlatmak için ilave nötronlara ihtiyaç duymadan, kararsız bir çekirdeğin iki daha küçük ürüne yani fisyonu ayrıldığı bir süreçte kendiliğinden oluşmasıdır. Burada önemli olan sadece ana bozulma modları gösterilmektedir. Bu duruma %1'den daha az sürede meydana gelen bozulma modları ise dahil değildir (Medalia vd. 2004).

Radyoaktif bozunma modlarına ilave olarak, kararsız atomların enerji saldıgı ek mekanizmalar da vardır. İç dönüşüm, uyarılmış durumdaki bir çekirdeğin fazla enerjisinin, çekirdeğin yörüngesindeki bir elektrona aktarıldığı ve elektronun atomdan yayılmasıyla sonuçlanan bir süreci ifade etmektedir. Bu süreç, bozunma sırasında meydana geldiği gibi, çekirdekten fazla enerjiyi serbest bırakmak için, bir mekanizma olarak gama ışını emisyonu ile de mücadele etmektedir. Hem iç dönüşüm hem de elektron yakalama, yörünge elektronlarının bir iç kabuğunda X-ışınları şeklinde meydana gelmektedir. Ayrıca bir dış kabuk elektronu

tarafından doldurularak, enerjinin açığa çıkmasını da sağlamaktadır. Bu X-ışınları, diğer yörünge elektronlarıyla etkileşime girebilmektedir. X-ışınlarının enerjiyi aktarabilmesi için elektron emisyonunu dahil etmesi gerekmektedir. X-ışınları ile etkileşimler tarafından üretilerek yayılan elektronlar, Auger elektronları olarak adlandırılır ve çok az kinetik enerjiye sahiptirler (Ferguson 2007).

Ortalama enerji tek tek izotoplar için rapor edilirken, bozunma modu için ise kesirli verim ile çarpılarak radyasyonun enerjisi şeklinde rapor edilir. Bir başka ifadeyle, çeşitli radyasyon türleri için rapor edilen enerji, radyonüklidin bozunması için geçen sürede ortalama enerjiyi temsil eder. Radyasyonun enerjisi milyon elektron volt (MeV) biriminde verilir. Bir MeV, bir joule'ün 0.16 trilyonda birine eşittir. Örneğin; iki farklı enerjiye sahip bir alfa parçacığını yayarak bozunan bir radyonüklid düşünün, zamanın yarısı olan enerjisi 5 MeV, diğer yarısının enerjisi ise 6 MeV'dir. Bu durumda alfa parçacığının bozunması için rapor edilen enerji 5.5 MeV olacaktır. İkinci bir örnekte ise, bir radyonüklidin, yarı yarıya ortalama enerjisi 0,5 MeV olan bir beta parçacığı yayarak bozunduğu ve diğer yarısının da 6 MeV enerjili bir alfa parçacığı yayarak bozunduğu bir ortam düşünün, Beta parçacığının enerjisi 0,25 MeV (0,5 MeV yarısı) olarak belirlenirken, alfa parçacığının enerjisi ise 3 MeV (6 MeV'nin yarısı) olarak verilecektir. Diğer bir özellik olarak, bir beta parçacığının ortalama enerjisi tipik olarak maksimum enerjinin yaklaşık üçte biri (genellikle radyonüklid çizelgelerindeki enerjidir) veya negatronlar için maksimumun yaklaşık %30'u ve pozitronlar için ise %40'ı ifade etmektedir (Helbling vd. 2003).

Gama ışınları için rapor edilen ortalama enerji, X ışınlarının ilavesiyle birlikte kesirli verimi hesaba katılarak ortalama enerji ayarlanır. Bu tür elektromanyetik radyasyonlar arasındaki fark, kökenleri yani dolayısıyla enerjisidir. Gama ışınları, atomdan fazla enerjiyi çekirdeğin iç kısmından serbest bırakır, X-ışınları ise, çekirdeğin dışındaki elektronlar daha yüksek enerji durumlarından daha düşük enerji durumlarına doğru hareket ederek yayılır. Kesirli verim göz önüne alındığında, bozunma başına 0.03 MeV'den daha düşük gama ışını enerjilerine sahip radyonüklidler, genellikle harici gama maruziyetinden kaynaklanan bir sağlık sorunu oluşturmazlar. Beta parçacıkları için rapor edilen bozunma başına ortalama enerji, kökenlerine bakılmaksızın (çekirdeğin içinde veya dışında) tüm elektronların ve pozitronların katkılarını içermektedir. Alfa parçacıkları için rapor edilen bozunma başına ortalama enerji, alfa atomunun katkısını bozunma süreciyle ilişkili toplam enerjinin birkaçını ifade eder. 64 saatlik yarı ömre sahip bir beta parçacığı yayılarak bozunur. Bu nedenle, tüm pratik amaçlar için, stronsiyum-90'ın her bozunmasının, biri stronsiyum-90 için diğeri itriyum-90 için olmak üzere iki beta parçacığı ürettiği düşünülebilmektedir. Radyonüklidlere maruz kalmanın

potansiyel sağlık etkileri tahmin edilirken kısa ömürlü bozunma ürünleri dikkate alınmalıdır (Kelly ve Bothwell 2002).

Dahili dağıtım; Radyonüklidlerle ilişkili insan sağlığı risklerini tahmin etmek için, izotopların alımdan atılımına kadarki hareketini takip etmek için gereklidir. Bu izotoplar, çeşitli organları ısınlayarak vücuttan geçerken, spesifik aktiviteleriyle orantılı bir oranda sürekli olarak radyasyon yaymaktadırlar. Bazı radyonüklidler bir veya iki organda çok hızlı bir şekilde birikirler; diğerleri ise tüm vücutta daha yavaş birikirler. ICRP, EPA ve diğer ulusal ve uluslararası kuruluşlar tarafından dahili radyasyon dozlarını ve radyonüklid alımından kaynaklanan riskleri tahmin etmek için çeşitli modeller ve bilgisayar kodları geliştirilmiştir. Bu modeller, kapsamlı hayvan ve insan verilerine dayanmaktadır ve oldukça karmaşık olabilmektedir. Risk katsayıları, EPA için Oak Ridge Ulusal Laboratuvarı tarafından geliştirilen DCAL (Doz ve Risk Hesaplama) yazılımı kullanılarak hesaplanır. DCAL, radyonüklidlerin vücuttaki çeşitli organlar tarafından dağılımı ve tutulması hakkında ICRP ve diğer kuruluşlar tarafından geliştirilen bilgileri içeren yaşa bağlı modelleri kullanarak radyasyon dozu ve risk katsayılarını hesaplamak için kapsamlı bir sistemdir. Risk katsayıları; çevresel maruziyetlerden kaynaklanan ölümcül bir kansere maruz kalmanın yaşam boyu riskini tahmin etmek için neredeyse tüm radyonüklidler için ölüm riski katsayıları geliştirmiştir. Bu katsayılar en gelişmiş yöntemlerle hesaplanır. İç ve dış maruziyetlerden kaynaklanan insan sağlığı üzerindeki riskleri belirlemek için de bu katsayılar kullanılır. Standart uluslararası birimlere dönüştürmek için, verilen değerler 27 pCi/Bq ile çarpılmalıdır (Ferguson vd. 2007).

2.5.1. Potasyumun doğal olarak oluşan radyoaktif izotopu (K-39, K-41)

Sembol	(K-40)
Atom Sayısı	19
Atom Ağırlığı	39

Potasyum yumuşak, gümüş-beyaz bir metal olarak tanımlanmaktadır. Toprağın içerisindeki en önemli bileşen olup, doğada yaygın olarak bulunmaktadır. Ayrıca bütün bitki ve hayvan dokularında da bulunmaktadır. Potasyum-40, potasyumun doğal ortamlarda oluşan radyoaktif bir izotopudur. İzotop, çekirdeğinde aynı sayıda protona sahip ancak farklı sayıda nötrona sahip olan bir elementin şeklidir. Potasyum-39, doğal olarak oluşan potasyumun çoğunu yani yaklaşık %93'ünü içermektedir. Potasyum-41 ise, geri kalanının tamamını oluşturur. Radyoaktif potasyum-40, doğal olarak oluşan potasyumun çok küçük bir kısmını yaklaşık %0.012'sini içerir (Archer ve Wills 1973).

Doğada üç potasyum izotopu vardır. Bunlar sırasıyla K-39, K-41 ve sadece radyoaktif özellik gösteren K-40'dır. Bu izotopların hepsinin yarılanma ömrü bir günden kısadır, bu nedenle çevre yönetim sistemleri için endişe kaynağı değildir. Yarı ömrü potasyum-40'ın 1.3 milyar yıldır. Zamanın %89'unda beta parçacığı içerisinde gama radyasyonu yayarak kalsiyum-40'a, %11'inde ise enerjik bir gama ışını sonucunda elektron yakalama yoluyla argon-40 gazına bozunmaktadır. Potasyum-40, doğal olarak oluşan radyonüklidlerle ilişkili doz açısından çok önemli bir radyonükliddir (Hodges vd. 1973).

Potasyum-40, doğada bol miktarda bulunan bir elementtir. Potasyum, yerkabuğunda en bol bulunan yedinci element olmakta iken, okyanuslarda ise çözeltide en çok bulunan altıncı elementtir (Nrc 1988). Beyaz kristal potasyum iyodür suda çok çözünür ve fotoğrafçılıkta jelatin emülsiyonları hazırlamak için kullanılır. Ayrıca romatizma ve aşırı aktif tiroid bezlerinin tedavisinde kullanılır. Potasyum nitrat kibritlerde, patlayıcılarda ve havai fişeklerde kullanılan beyaz bir katıdır ve ayrıca et turşusu için kullanılır. Mor kristal potasyum permanganat dezenfektan ve mikrop öldürücü olarak, çeşitli kimyasal reaksiyonlarda oksitleyici olarak kullanılır. Beyaz katı potasyum karbonat, cam ve yumuşak sabun yapmak için kullanılır. Potasyum, azot ve fosfor ile birlikte bitki büyümesi için gerekli bir element olduğundan, beyaz katı potasyum sülfat ve potasyum klorür toprağı gübrelemek için kullanılır. Potasyum ayrıca temel kardiyovasküler fonksiyonların sürdürülmesi için anahtar bir elektrolit olarak insanların sağlığı için temel bir elementtir (Crompton 1991).

Potasyum yerkabuğunda, okyanuslarda ve tüm organik maddelerde bulunur. Yerkabuğundaki konsantrasyonu kilogram başına yaklaşık 15.000 miligram (mg/kg) olarak bilinmektedir. Deniz suyundaki konsantrasyonu litre başına yaklaşık 416 mg'dır (mg/L). Çizelge 2.3'de görüldüğü üzere; Potasyum-40, doğada doğal olarak oluşan potasyumun %0.012'sini temsil ettiğinden, yerkabuğundaki konsantrasyonu yaklaşık 1.8 mg/kg veya gram başına 13 pikoküridir (pCi/g). Potasyum toprağı bağlanır, kumlu toprak parçacıklarıyla ilişkili konsantrasyonun, sudaki toprak parçacıkları arasındaki gözenek boşluklarından 15 kat daha yüksek olduğu tahmin edilirken bu sebepten dolayı killi toprağı daha sıkı bağlanır. Azot ve fosfor ile birlikte, potasyum önemli bir toprak gübresidir, bu nedenle topraklardaki potasyum-40 seviyeleri gübre kullanımından güçlü bir şekilde etkilenir. Potasyum-40, insan dokularında ve çoğu gıdada baskın radyoaktif bir bileşendir. Örneğin, süt'de yaklaşık 2.000 pCi/L doğal potasyum-40 içerir (Morrow vd. 1982).

Çizelge 2.3. Potasyum (K-40) Radyoaktif Özellikleri (Peterson vd. 2007)

(Not: EC = Elektron yakalama, Ci = Curie, g = Gram ve MeV = Milyon elektron volt Potasyum-40, hem bir beta parçacığı yayarak (%89) hem de elektron yakalayarak (%11) bozunur.)

İzotop	Yarılma Ömrü (yr)	Doğal Bolluk (%)	Özel Aktivite (Ci/g)	Çürüme Modu	Radyasyon Enerjisi (MeV)		
					Alfa (α)	Beta (β)	Gama (γ)
K-40	1.3 milyar	0.012	0.000071	β ,EC	–	0.52	0.16

Yaşam boyu kanser ölüm riski katsayıları, potasyum-40 dahil olmak üzere neredeyse tüm radyonüklidler için hesaplanmıştır. Yutma genellikle en yaygın maruz kalma türü olsa da, bu yol için risk katsayıları inhalasyon olanlardan daha düşüktür. Dahili maruziyetlerden kaynaklanan risklere ek olarak, potasyum-40 için harici bir gama maruziyeti riski de mevcuttur (Morgan 1987).

2.5.2. Toryum(Th-232) izotopları ile radyoaktif özellikleri

Sembol	Th
Atom Sayısı	90
Atom Ağırlığı	232

Toryum, yerkabuğunda doğal olarak düşük konsantrasyonlarda oluşan radyoaktif bir elementtir. Toryum, uranyumun yaklaşık üç katı olup, kurşun veya molibden kadar bol miktarda bulunmaktadır. Saf haliyle toryum, kurşun kadar yoğun olan gümüş beyazımsı bir renkte olup oldukça ağır olan bir elementtir. Doğada, tüm toryum-232, oldukça fazla miktarda izotoplarda mevcut olabilir. Toryum, toz halinde piroforik olan yumuşak bir metaldir. Havada ısıtıldığında toryum beyaz bir ışıkla ıslıl ıslıl gözüktür ve ısıtıldığı içinde ayrıca yanmaktadır (Eisenbud ve Gesell 1997).

Toryumun bilinen 26 izotopundan sadece onikisinin yarılma ömrü bir saniyeden fazladır. Çizelge 2.4'de görüldüğü gibi; bunlardan sadece üçünün yarılma ömrü endişe edilecek kadar uzundur. Bu anahtar izotoplar, bir alfa parçacığı yayarak çok yavaş bozunurlar. En çok endişe duyulan izotoplar olan toryum-232 ve toryum-230'un yarı ömürleri çok uzundur. Düşük spesifik aktiviteleri, bu iki izotopun yüksek oranda radyoaktif olmadığı anlamına gelmektedir. Hem toryum-232 hem de toryum-230, sırasıyla radyum-228 ve radyum-226 ile seküler dengede toprakta ve cevherlerde bulunmaktadır. 1.9 yıllık bir yarı ömre sahip olan toryum-228 ile ilişkili sağlık riskleri, genellikle radyum-228 için olanlara dahil edilmektedir. Çünkü toryum-228, radyum-228'in yokluğunda uzun bir süre devam edemez (Schroder ve Schmitz 1994).

Çizelge 2.4’de görüldüğü gibi; Toryum-229, toryum-232 veya toryum-230’dan çok daha yüksek bir gama bileşenine sahip olsa da, toryum-229 çok küçük bir doğal toryum fraksiyonu içerir. Toryuma maruz kalmanın başlıca yolları, toryum içeren yiyecek ve suların yutulması ve toryumun solunmasıdır. Toryum, yutulmak yerine solunduğunda vücuda çok daha kolay nüfuz eder. Çevresel maruziyetler için temel sağlık sorunu genellikle kemik kanseridir (Eckerman vd. 1988).

Çizelge 2.4. Toryum (Th-232) Radyolojik Risk Katsayıları (Peterson vd. 2007)

İzotop	Ömürboyu Kanser Riski	
	Solunan Miktar (pCi ⁻¹)	Yutulan Miktar (pCi ⁻¹)
Th-229	2.2×10^{-7}	4.7×10^{-10}
Th-230	2.7×10^{-8}	8.0×10^{-11}
Th-232	4.1×10^{-8}	9.1×10^{-11}

Toryum, magnezyumda önemli bir alaşım elementidir. Elektronik ekipman bileşenlerinden tungsten telini kaplamak için kullanılır. Toryum, seramik ürünlerinde, ısıya daha dayanıklı hale getirmek içinde kullanılabilir. Ürün performansını artırmak için kaynak çubuklarında ve elektrik ampulü filamentlerinde toryum kullanılır. Toryum ayrıca nükleer reaktörlerde yakıt olarak da kullanılabilir. Toryum-232’nin kendisi bölünemezken, bir nötron emilmesi üzerine bölünerek izotop uranyum-233’e dönüşmektedir. Toryum, doğal olarak toprakta, kayalarda, yüzey suyunda, yeraltı suyunda, bitkilerde ve hayvanlarda düşük konsantrasyonlarda milyonda on parça düzeyinde bulunur. Monzanit kumları gibi bazı jeolojik malzemelerde daha yüksek seviyeler de mevcuttur. Esasen tüm doğal olarak oluşan toryum, doğada toryum-232 olarak bulunur. Toryum-230, uranyum-238’in radyoaktif bozunma ürünüdür ve uranyum tortularında ve değirmen artıklarında düşük konsantrasyonlarda bulunur. Doğal durumunda toryum oksit (ThO₂), toryum fosfat (ThPO₄) ve toryum silikat (ThSiO₄) olarak bulunur (Morgan 1987).

Toryum toprak parçacıklarına çok sıkı yapışır, kumlu topraktaki konsantrasyonlar genellikle sudakinden yani toprak parçacıkları arasındaki gözenek boşluklarındaki sulardan 3.000 kattan daha fazladır. 5.000’in üzerindeki konsantrasyon oranları ile killi topraklarda daha

çok hareketlidir. Bitkilerdeki toryum konsantrasyonu, tipik olarak, topraktakinin yaklaşık 0,0042'si kadardır. Toryum vücuda yemek yiyerek, su içerek veya hava soluyarak alınabilir. Yiyecek ve su ile solunan veya yutulan çoğu toryum birkaç gün içinde vücuttan atılır. Kan dolaşımına katılır. Alınan miktarın yaklaşık %0.02 ile %0.05'i bağırsaklar yoluyla kan dolaşımına katılır. Kana giren miktarın yaklaşık %70'i, 22 yıllık biyolojik yarı ömürle tutulduğu için kemikte %4'ü, 700 günlük biyolojik yarı ömürle tutulduğunda ise karaciğerde %16'sı kalır. Çizelge 2.5'de toryum-232'nin izotopları ve radyoaktif özellikleri görüldüğü gibi; 700 günlük biyolojik yarılanma ömrü ile temizlenen vücudun diğer tüm organlarına ve dokularına eşit olarak dağılır. Kalan %10'un çoğu doğrudan atılır. Toryum ağırlıklı olarak mineral kemiğin endosteal yüzeylerinde birikir ve kemik hacmi boyunca yavaşça yeniden dağılmaktadır. Toryum, genellikle ancak vücuda alındığında sağlığa zararlıdır. Harici gama maruziyeti önemli bir sorun değildir çünkü toryum sadece az miktarda gama radyasyonu yaymaktadır (Peterson vd. 2007).

Çizelge 2.5. Toryum (Th-232) İzotopu ve Radyoaktif Özelliklerinin Anahtarı (Peterson vd. 2007)

İzotop	Yarılanma Ömrü (yr)	Doğal Bolluk (%)	Özel Aktivite (Ci/g)	Çürüme Modu	Radyasyon Enerjisi (MeV)		
					Alfa (α)	Beta (β)	Gama (γ)
Th-232	14 milyar	>99	0.0000011	α	4.0	0.012	0.0013
Th-230	77 yıl	<<1	0.020	α	4.7	0.015	0.0016
Th-229	7,3 yıl	<<1	0.22	α	4.9	0.12	0.096
Ra-225	15 gün		40,000	β	—	0.11	0.014
Ac-225	10 gün		59,000	α	5.8	0.022	0.018
Fr-221	4.8 dakika		180 milyon	α	6.3	0.010	0.031
At-217	0.032 saniye		1.6 trilyon	α	7.1	<	<
Bi-213	46 dakika		20 milyon	α, β	0.13	0.44	0.13
Po-213 (98 %)	0.000042 saniye		13,000 trilyon	α	8.4	—	—
Tl-209 (2%)	2.2 dakika		410 milyon	β	—	0.69	2.0
Pb-209	3.3 saniye	0.012	4.7 milyon	β	—	0.20	—

2.5.3. Uranyum (U-238) izotopları ve radyoaktif özellikleri

Sembol	U
Atom Sayısı	92
Atom Ağırlığı	238

Uranyum, toprak, kaya, yüzey suyu ve yeraltı suyunda düşük konsantrasyonlarda milyonda birkaç parça ppm olarak oluşan radyoaktif bir elementtir. Atom numarası 92 olan,

doğal olarak oluşan en ağır elementtir. Saf haliyle uranyum, kurşundan neredeyse iki kat daha yoğun olan gümüş renkli ağır bir metaldir. Doğada, uranyum çeşitli izotoplar halinde bulunmaktadır. Başlıca bu izotoplar uranyum-238, uranyum-235 ve çok az miktarda bulunan uranyum-234'dir. Tipik bir doğal uranyum örneğinde, neredeyse tüm kütle (% 99.27) uranyum-238 atomlarından oluşur. Kütlenin %1'inden azı (yaklaşık %0.72'si) uranyum-235 atomlarından oluşur ve çok küçük bir miktarı (kütlece %0.0055) uranyum-234'den meydana gelmektedir (Alexander 1999).

Uranyum, bir alfa parçacığı yayarak çok yavaş bozunur. Yarı ömrü olan Uranyum-238'in ömrü 4,5 milyar yıldır, bu da düşük spesifik aktivitesinin gösterdiği gibi çok radyoaktif olmadığı anlamına gelir. Bu izotopların çok uzun yarı ömürleri, uranyumun dünyada hala var olmasının nedenidir. Üç ek izotop (Uranyum-232, Uranyum-233 ve Uranyum-236) doğal olarak mevcut değildir, ancak nükleer dönüşümlerle üretilebilir. Bu üç izotop da bir alfa parçacığı yayarak bozunur (Krause vd. 1986).

Uzun yıllar boyunca, seramikleri renklendirmek için uranyum kullanılmıştır. Bu renklendirmede ise portakal renginden limon sarısına kadar değişen renkler üretilmektedir. Ayrıca fotoğrafçılıkta renklendirme için kullanılmıştır. Uranyumun radyoaktif özellikleri 1896 yılına kadar tanınmamıştır ve bir enerji kaynağı olarak kullanım potansiyeli 20. yüzyılın ortalarına kadar fark edilmemiştir. Nükleer reaktörlerde, uranyum hem bir nötron kaynağı (filyon işlemi yoluyla) hem de plütonyum üretmek için bir hedef malzeme olarak hizmet etmektedir. Plütonyum-239, uranyum-238'den bir nötron absorbe ettiğinde üretilebilir. Bugün, birincil kullanımı nükleer güç reaktörlerinde elektrik üretmek için yakıt olarak kullanılmaktadır. Uranyum, dünya çapında tıbbi ve endüstriyel amaçlar için izotop üretmek için küçük nükleer reaktörlerde de kullanılmaktadır. Doğal uranyum, hafif su reaktörlerinde nükleer yakıt olarak kullanılmak üzere uranyum-235 izotopunda zenginleştirilmelidir ve bu zenginleştirme genellikle gaz difüzyon teknikleriyle elde edilmiştir. Yüksek oranda zenginleştirilmiş uranyum, bazı nükleer silahların birincil bileşenidir. Zenginleştirme işleminin bir yan ürünü, tükenmiş uranyum, yani izotop 235'te tükenmiş uranyum olarak ifade edilmektedir (Morrow vd. 1982).

Çizelge 2.6'da görüldüğü üzere; uranyum vücuda yemek yiyerek, su içerek veya hava solunarak alınabilmektedir. Yiyecek veya sudan gastrointestinal absorpsiyon, genel popülasyonda dahili olarak biriken uranyumun ana kaynağıdır. Yutulduktan sonra çoğu uranyum birkaç gün içinde atılır ve asla kan dolaşımına girmez. Kan dolaşımına emilen uranyumun kemikte (yaklaşık %22), böbreklerde (yaklaşık %12) birikmektedir, geri kalanı ise

vücuda (yaklaşık %12)'si dağılmaktadır. İnhalasyondan sonra, genellikle akciğerin alveolar bölgesine sadece küçük bir kısmı nüfuz eder, burada yıllarca kalabilir ve buradan kan dolaşımına da girebilir (NRC 1988).

Çizelge 2.6. Uranyum İzotoplarının Radyolojik Risk Katsayıları (Peterson vd. 2007)

İzotop	Ömürboyu Kanser Riski	
	Solunan Miktar (pCi ⁻¹)	Yutulan Miktar (pCi ⁻¹)
Uranyum-232	1.8×10^{-8}	2.7×10^{-10}
Uranyum-233	1.1×10^{-8}	6.3×10^{-11}
Uranyum-234	1.1×10^{-8}	6.1×10^{-11}
Uranyum-235	9.5×10^{-9}	6.2×10^{-11}
Uranyum-236	9.9×10^{-9}	5.8×10^{-11}
Uranyum-238	8.8×10^{-9}	7.5×10^{-11}

Uranyum ancak vücuda alındığında sağlığa zararlıdır. Uranyum sadece az miktarda düşük enerjili gama radyasyonu yaydığından, dış maruziyet genellikle büyük bir endişe kaynağı değildir. Uranyum-235, uranyum-234 veya uranyum-238'den çok daha yüksek bir gama bileşenine sahipken, uranyum-235, toplam doğal uranyum aktivitesinin yalnızca yaklaşık %2'sini oluşturur. Birincil maruz kalma yolları, uranyum izotopları içeren yiyecek ve suyun yutulması ve uranyumla kirlenmiş tozun solunmasıdır. Yakınlarda bir uranyum madeni veya değirmeni gibi havadaki toz kaynağı olmadığı sürece, yutma genellikle endişe kaynağıdır. Uranyum yutulmak yerine solunduğunda çok daha kolay emildiğinden vücuttan atılabilir. En önemli sağlık sorunu, çözünür uranyum bileşiklerinin kimyasal toksitesinin neden olduğu böbrek hasarıdır. İkinci bir endişe, kemikte biriken uranyumdur ve bu da kemik kanserine yol açabilir. Bu kemik kanserine yola açan, radyoaktif bozunma ürünleriyle ilişkili iyonlaştırıcı radyasyonun bir sonucudur (Yilman ve Helvacı 1986).

Uranyum için yutma genellikle ortak giriş yolu olmasına rağmen, çizelge 2.6'da görüldüğü üzere; bu risk katsayıları soluma için olanlardan çok daha düşüktür, bu nedenle her iki maruz kalma yolunun da dikkate alınması gerekmektedir. Çizelge 2.7'de görüldüğü üzere; Aktivite (curie) bazında, risk katsayıları tüm uranyum izotopları için aynıdır. Her ne kadar uranyum-232 yutma faktörü biraz daha yüksek olsa da, bu nedenle risk bir bileşikteki çeşitli izotopların oranından bağımsızdır. Bu nedenle, seyreltilmiş uranyuma maruz kalma riski,

aktivite bazında zenginleştirilmiş uranyumla aynıdır. Uranyum-235 ayrıca harici bir gama maruziyeti riski oluşturur. Uranyum, kimyasal toksisitesi nedeniyle böbreklere de zarar verebilir (Hodges vd. 1973).

Çizelge 2.7. Uranyum İzotopları ve Yarı Ömür Süreleri (Peterson vd. 2007)

İzotop	Yarılanma Ömrü (yr)	Doğal Bolluk (%)	Özel Aktivite (Ci/g)	Çürüme Modu	Radyasyon Enerjisi (MeV)		
					Alfa (α)	Beta (β)	Gama (γ)
U-232	72 yıl	0	22	α	5.3	0.017	0.0022
U-233	160,000 yıl	0	0.0098	α	4.8	0.0061	0.0013
U-234	240,000 yıl	0.0055	0.0063	α	4.8	0.013	0.0017
U-235	700 milyon yıl	0.72	0.000022	α	4.4	0.049	0.16
Th-231	26 saat		540,000	β	–	0.17	0.026
U-236	23 milyon yıl	0	0.000065	α	4.5	0.011	0.0016
U-238	4.5 milyar yıl	>99	0.00000034	α	4.2	0.010	0.0014
Th-234	24 saat		23,000	β	–	0.060	0.0093
Pa-234m	1.2 dakika		690 milyon	β	–	0.82	0.012

2.5.4. Radyum (Ra-226) izotopları ve radyoaktif özellikleri

Sembol	Ra
Atom Sayısı	88
Atom Ağırlığı	226

Radyum, yerkabuğunda doğal olarak çok düşük konsantrasyonlarda trilyonda bir parça olarak oluşan radyoaktif bir elementtir. Saf haliyle radyum, havaya maruz kaldığında hemen oksitlenen gümüşümsü renk halini alır. Belirli elementlerin aktivitesinin bilinmesinde temel olarak hizmet etmiştir. Bir küri aktivite, bir gram (g) radyum-226'nın radyoaktif bozunma hızına eşittir (NRC 1988).

Çizelge 2.8'de görüldüğü üzere; Radyum-226, Uranyum-238 bozunma serisindeki bir radyoaktif bozunma ürünüdür ve radon-222'nin öncüsüdür. Radyum-228, toryum-232 bozunma serisindeki bir radyoaktif bozunma ürünüdür. Her iki izotop da çok sayıda ek kısa ömürlü radyonüklide yol açar ve bu da geniş bir alfa, beta ve gama radyasyon spektrumu ile sonuçlanır. Radyum-226, bir alfa parçacığı yayarak yavaş yavaş bozunur ve yarı ömrü 1600 yıl'dır. Radyum-228 çok daha kısa bir yarı ömre (5.8 yıl) sahiptir ve bir beta parçacığı yayarak bozunmaktadır. Radyum-226, uzun yarı ömrü nedeniyle bir tehlike oluştururken, radyum-228, yalnızca kendi alanından olan (toryum-232) mevcutsa uzun vadeli bir tehlike oluşturmaktadır (NRC 1988).

Çizelge 2.8. Radyum İzotopları ve Yarı Ömür Süreleri (Peterson vd. 2007)

İzotop	Yarılama Ömrü (yr)	Doğal Bolluk (%)	Özel Aktivite (Ci/g)	Çürüme Modu	Radyasyon Enerjisi (MeV)		
					Alfa (α)	Beta (β)	Gama (γ)
226Ra	1,600 yıl	>99	1.0	α	4.8	0.0036	0.0067
222Rn	3.8 gün		160,000	α	5.5	<	<
218Po	3.1 dakika		290 milyon	α	6.0	<	<
214Pb	27 dakika		33 milyon	β	–	0.29	0.25
214Bi	20 dakika		45 milyon	β	–	0.66	1.5
214Po	0.00016 saniye		330 trilyon	α	7.7	<	<
210Pb	22 yıl		77	β	–	0.038	0.0048
210Bi	5.0 gün		130,000	β	–	0.39	–
210Po	140 gün		4,500	α	5.3	<	<
228Ra	5.8 yıl	<<1	280	β	–	0.017	<
225Ac	6.1 saat		2.3 milyon	β	–	0.48	0.97
228Th	1.9 yıl		830	α	5.4	0.021	0.0033
224Ra	3.7 gün		160,000	α	5.7	0.0022	0.010
220Rn	56 saniye		930 milyon	α	6.3	<	<
216Po	0.15 saniye		350 milyar	α	6.8	<	<
212Pb	11 saat		1.4 milyon	β	–	0.18	0.15
212Bi	61 dakika		15 milyon	α, β	2.2	0.47	0.19
212Po (64%)	0.00000031 saniye		180,000 trilyon	α	8.8	–	–
208Tl (36%)	3 dakika		300 milyon	β	–		

Radyum-226, ticari olarak kullanılan tek radyum izotopudur. Tarihsel olarak, radyumun ana kullanımı, saatlerin ve diğer aletlerin kadranlarında kullanılan parlak boyanın bir bileşeni olarak olmuştur. Radyum günümüzde çeşitli kanser türlerini tedavi etmek için, brakiterapide kullanılmaktadır. Brakiterapi, yüzey, intrakaviter veya interstisyel uygulama yoluyla kapalı kaynakların birkaç santimetreye kadar olan bir mesafeye radyasyon dozu vermek için kullanıldığı bir radyasyon tedavisi yöntemidir (Nrc 1988).

Doğada doğal olarak oluşan radyum, radyum-226 olarak mevcuttur. Radyum doğal olarak toprakta, kayalarda, yüzey suyunda, yeraltı suyunda, bitkilerde ve hayvanlarda genellikle düşük konsantrasyonlarda bulunur – trilyonda bir parça veya 1 pikokuri (pCi)/g düzeyinde. Uranyum cevherlerinde ve diğer jeolojik malzemelerde daha yüksek seviyelerde bulunur. Çizelge 2.9’da görüldüğü üzere; radyum vücuda yemek yiyerek, su içerek veya hava soluyarak alınabilir. Solunan radyum akciğerlerde birkaç ay kalabilir ve yavaş yavaş kan dolaşımına girerek tüm

vücuda taşınır. Radyumun vücuttaki metabolik davranışı, kalsiyumunkine benzer. Bu nedenle, tercihen kemik ve dişlerde kayıda değer bir fraksiyonda biriktirilir (NRC 1988).

Çizelge 2.9. Radyum İzotoplarının Radyolojik Risk Katsayıları (Peterson vd. 2007)

İzotop	Ömürboyu Kanser Riski	
	Solunan Miktar (pCi ⁻¹)	Yutulan Miktar (pCi ⁻¹)
Ra-226	2.4×10^{-8}	2.9×10^{-9}
Ra-228	9.0×10^{-8}	1.3×10^{-9}

İki radyum izotopunun her biri, gaz halindeki bir radon izotopuna bozunur. Radon-222, radyum-226'nın kısa ömürlü bir bozunma ürünüdür ve radon-220 ise radyum-228'in kısa ömürlü bir bozunma ürünüdür. Radonla ilgili birincil tehlike, toz parçacıklarına kolayca bağlanan yüklü iyonlar olan kısa ömürlü bozunma ürünlerinin solunmasından kaynaklanır. Bu parçacıklar akciğerlere solunabilir ve solunum yolunun mukoza zarında birikebilir. Alfa parçacıkları daha sonra akciğer içinde yayıldığında, hava yollarını kaplayan hücreler hasar görebilir ve potansiyel olarak zamanla akciğer kanserine yol açabilir (NRC 1988).

3. MATERYAL VE METOT

Alanya şehir merkezi plaj kumlarının radyoaktivitesi ve kimyasal analizleri detaylı bir şekilde analizleri yapılarak bu çalışmada uygulanan metot hem aşağıda hem de bulgular ve tartışma kısmında ayrıntısıyla yer verilmiştir.

3.1. Nükleer Radyasyonların Ölçümü

Nükleer radyasyonları belirlemek için kullanılmakta olan bütün dedektörlerin ana unsurlardaki çalışma şartları aynı özelliklere sahiptir. Dedektöre giren ışıma radyasyonları, dedektör bünyesinde bulunan atomlarla etkileşerek enerjisinin tamamını veya bir kısmını kaybederek, bunun sonucunda yörüngedeki atomların parçalanmasına sebebiyet verir. Bilgi ve kaynağına göre dedektör materyalleri seçilmektedir. Örneğin; düşük enerjili (MeV) nükleer reaksiyonlarda yayınlanan yüklü parçacıklar ile radyoaktif bozunmalardan salınan α parçacıkları için çok ince olması gerekir (Knoll 2000).

β bozunumlarında yayınlanan parçacıklar için olması gereken dedektör kalınlığı 0,1-1 mm arasında değişmekteyken, γ bozunmalarında yayılan parçacıklar için bu kalınlık 5 cm'ye kadar çıkmaktadır. Bu dedektörler elektronik pulslara çevrilirken Geiger sayacının sesi yeterli olup, çevrilen yüksek enerjili fotonlardan (MeV) yayılan radyasyonlarda ise aynı çıkış sesini vermektedir. Ölçülecek olan radyasyon enerjisi için; çıkış puls genliği ile radyasyon enerjisinin orantılılı olan dedektörler seçilmelidir. Dedektörde seçilen materyaldeki sökülecek elektron sayısının fazla olması ile bu oran gerçekleşir. Bu oranlar standart sapma hataları oluştursada bu oluşan hata değerleri enerjinin doğru ölçülmesini pek fazla etkilemez (Knoll 2000).

Dedektörde seçilen materyalin bir başka önemide; parçacıklardan yayınlanan radyasyon anını tespit etmek için, bu parçacıkların hızlı bir şekilde puls haline geçmesi bu yüzden önemlidir. Yalnız bu seçimde, materyallerdeki elektron sayısının fazlalığı oldukça az etkilidir. Materyal seçimindeki bir başka önemli nokta ise; parçacığın türünü belirlerken, radyasyondaki spin veya kutuplanma durumlarını ölçebilmek ve bu durumları çözebilmek için ayrıca detektörlere ihtiyaç duyulur. Bu ölçümlerde yüksek sayma hızı istiyorsak, ardı ardına gelen bütün radyasyon ışınlarını hızlı bir biçimde tespit edecek dedektör seçilmelidir. Bu ölçümlerdeki, düşük sayma hızları için radyasyon olayının belirlenmesi ve tabansayım etkisinin azaltılması ile birlikte değerlendirmemiz gerekir (Krane 2002).

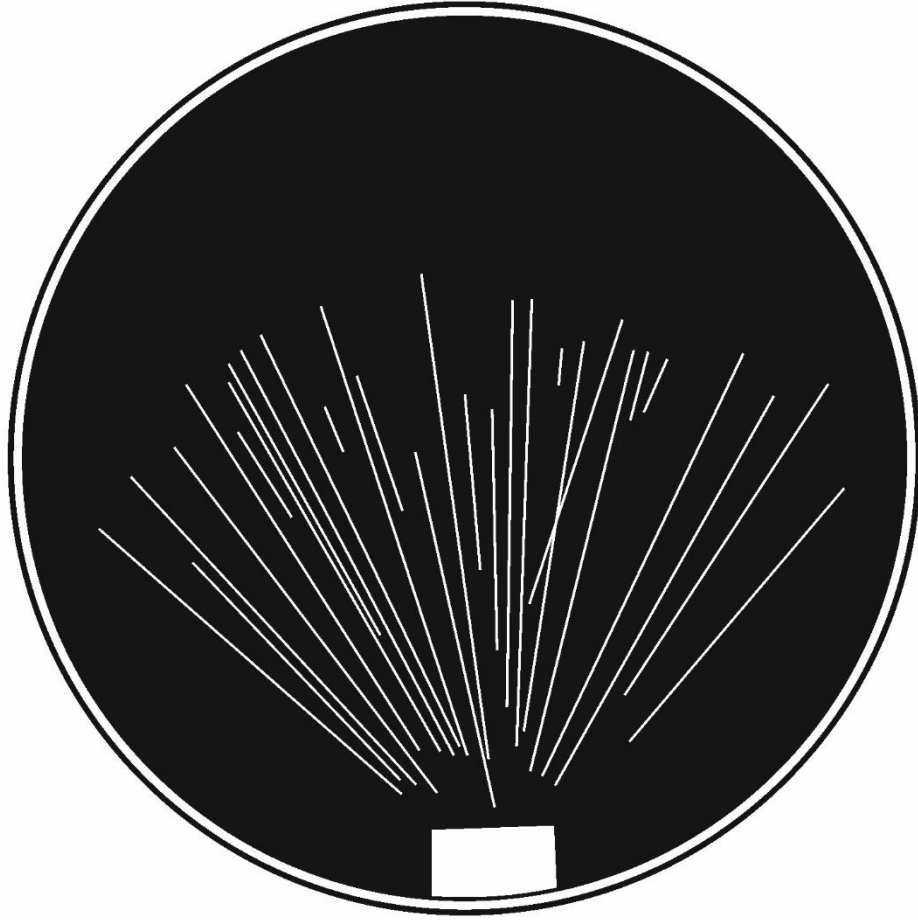
3.1.1. Radyasyonun madde ile etkileşmesi ile ağır yüklü parçacıkların oluşması

Çekirdek tarafından nüfuz edilen yüklü parçacıklar Coulomb saçılması ile bir diğer ifade ile Rutherford saçılması olarak da tanımlanan, yüklü parçacık dedektör materyali içerisinde çok küçük bir enerji kaybı yaşamaktadır. Dedektör malzemesinin çekirdeği atom hacminin sadece 10^{-15} 'ini oluşturduğundan, parçacıkların bir elektronla çarpışma olasılığı atom çekirdeğine göre 10^{15} kat daha fazladır. Bu nedenle, yüklü parçacıkların enerji kaybettiği ana mekanizma, dedektörden ve atomik elektronlardan yapılan Coulomb saçılmasıdır (Knoll 2000). Bu parçacığın kinetik enerjisi aşağıdaki formül 3.1 ile bulunur.

$$\Delta T = T \left(\frac{4m}{M} \right) \quad (3.1)$$

5 MeV'lik bir alfa parçacığı için radyoaktif bozulmada yayılan bu değer 2.7 KeV'dir. Bu sonuçla dört sonuç çıkarılabilir (Knoll 2000).

- 1- Parçacık tüm enerjisini kaybetmeden önce buna benzer binlerce olay gerçekleşir. (Kafa kafaya çarpışmalarda maksimum enerji elektronlara aktarılır; diğer birçok çarpışmada parçacıklar daha az enerji kaybeder.
- 2- Elektron, parçacıklar neredeyse düz yol boyunca hareket ederler.
- 3- Coulomb kuvvetinin aralığı sonsuz olduğundan, bir parçacık aynı anda birçok elektronla etkileşime girebilir, yavaş yavaş enerjileri yok olur. Belirli bir mesafe kat ettikten sonra tüm enerjisini kaybeder; bu mesafeye parçacığın menzili denir. Aralık, parçacığın tipine, malzemenin özelliklerine ve parçacığın enerjisine bağlıdır. Şekil 3.1'de görüldüğü üzere, bir sis odasındaki alfa parçacıklarının izlerini göstermektedir. Ortalamadaki değişiklik çok küçük olduğundan, birkaç yüzde puanı mertebesinde, ortalama aralık yararlıdır ve kesin olarak tanımlanmış bir miktardır.
- 4- Bir atomu iyonize etmek (atomdan bir elektronu çıkarmak) için gereken enerji yaklaşık 10 eV'dir. Enerjiyi (delta ışınları olarak adlandırılır) düzeninde aktarır ve elektronların kendileri çarpışarak iyon üretebilir ve ikincil elektronlar oluşturabilir. Bir parçacığın kaybettiği enerjiyi ölçmek için birincil ve ikincil elektronların ve atomların uyarılmasını dikkate almak gerekir.



Şekil 3.1. ^{210}Po 'un bozunumundan yayınlanan α parçacıklarının sis odasındaki izleri (Krane 1988).

3.1.2. Radyasyonun madde ile etkileşmesi ile elektronların oluşması

Pozitif ve negatif elektronlar, Coulomb saçılması yoluyla etkileşime girer. Bununla birlikte, bazı önemli farklılıklar vardır. Yayılan elektronlar, özellikle beta bozunmasında, bağlı hızlarda hareket eder. Dolayısıyla elektronlar (maddeden geçebilen lineer mesafe), elektronların izlediği yolun uzunluğundan çok farklı olacaktır. Bir elektronun başka bir elektronla çarpışmasıyla, enerjilerinin ilk kısımlarını aktarılabilir (Altay ve Çifter 1996). Elektron hızının yönünde ve hızla değişebildiğinden, büyük bir ivmeye dayanabilir ya da hızlandırabilir. Bu olaya bremsstrahlung (Almanca, frenu) denir. Elektronlar için, kullanım kolaylığı açısından tasarlanabilir ve formül (3.2.1 ve 3.2.2)'e benzer şekilde yazılabilir (Krane 1988).

$$\left(\frac{dE}{dx}\right)_c = \left(\frac{e^2}{4\pi\epsilon_0}\right)^2 \frac{2\pi N_0 Z_p}{mc^2 \beta^2 A} \left[\ln \frac{T(T+mc^2)^2 \beta^2}{2I^2 mc^2} + (1 - \beta^2) - (2\sqrt{1 - \beta^2} - 1 + \beta^2) \ln 2 + \frac{1}{x} (1 - \sqrt{1 - \beta^2})^2 \right] \quad (3.2.1)$$

$$\left(\frac{dE}{dx}\right)_r = \left(\frac{e^2}{4\pi\epsilon_0}\right)^2 \frac{Z^2 N_0 (T+mc^2) p}{137m^2 c^4 A} \left[4 \ln \frac{2(T+mc^2)^2}{mc^2} - \frac{4}{3} \right] \quad (3.2.2)$$

Bu formülde gösterilen T, kinetik enerjiyi ifade etmektedir. c ve r ise enerji kaybetmelerini ifade eder.

İki katkının enerji kaybı aşağıdaki formülle (3.2.3) ile bulunur (Krane 1988).

$$\frac{dE}{dx} = \left(\frac{dE}{dx}\right)_c + \left(\frac{dE}{dx}\right)_r \quad (3.2.3)$$

Radyasyon'daki ışıma terimi sadece yüksek enerjili ve ağır materyallerde büyük bir değer kazanmaktadır. Elektron dedektörlerinde kullanılan materyallerin birçoğunun ışıma katkıları çok küçüktür. Elektronun varış hesabında, denklem (3.2.2)' de gösterildiği üzere elektronların kat ettiği mesafenin integrali alınır. Maalesef kat edilen yolların karışıklığından dolayı bu yöntem oldukça zordur. Bu yöntemin çok zor olmasından dolayı elektronlar için varış – enerji ilişkisini sağlayan tek enerjili elektron demetlerinin absorbe edilmesine dayanan gözlemsel veriler kullanılmaktadır.

İki terimin bağıl katkılarını kestirmek için bu terimin oranlarını, aşağıdaki denklemde 3.2.4'de görüleceği üzere; göreceli bölgede yaklaşık olarak yazabiliriz (Krane 1988).

$$\frac{(dE/dx)_r}{(dE/dx)_c} = \frac{T+mc^2}{mc^2} \frac{Z}{1600} \quad (3.2.4)$$

3.1.3. Elektromanyetik radyasyon oluşması

Elektromanyetik radyasyon oluşması için; etkileşen madde gama ve X-ışınları ile üç farklı şekilde gerçekleşir (Taşkın 2006). Fotoelektrik soğurmada, emilen foton, atomun elektronlardan yayılmasıyla oluşur. Oluşan bu elektrona fotoelektronlar denir. Fotoelektron olayında serbest elektronlar fotonu absorbe edip geri itemezler. Momentumu absorbe etmek için güçlü bir atom gerekmektedir. Denklem (3.3.1)'deki formülde görüldüğü üzere; foton enerjisi ile elektronun bağlanma enerjisinin farkı elektrondaki kinetik enerjiye eşittir (Krane 1988).

$$Te = E\gamma - Be \quad (3.3.1)$$

Fotoelektrik soğurma olasılığını hesaplamak zor olduğundan bu yöntemle sadece çeşitli özellikleri belirlenebilir. Absorbe eden atom hızlı bir ivme ve foton enerjisinin artmasıyla hızla azalmaktadır. Bundan dolayı bu olasılığın grafiklerinde, elektronların bağlanma enerjilerine denk gelen enerjilerde değişkenlikler vardır (Krane 1988).

Foton compton saçılmasında, atomun neredeyse serbest olan elektronu aracılığıyla saçılır. Fotonun çarpıştığı elektronu serbest ve pasif olduğunu varsayarsak, fotonun enerjisi zayıf bağlı dış atomik elektronların yörüngesel kıyaslandığında çoğunlukla daha büyüktür. Bunun sonucunda göreceli dinamik kullanılarak bulunmaktadır. Aşağıdaki formüllerle (3.3.2, 3.3.3 ve 3.3.4) ile göreceli dinamik hesaplanmaktadır (Krane 1988).

$$\frac{E_y}{c} = \frac{E_y^l}{c} \cos \theta + \frac{mc\beta \cos \phi}{\sqrt{1-\beta^2}} \quad (3.3.2)$$

$$0 = \frac{E_y^l}{c} \sin \theta - \frac{mc\beta \sin \phi}{\sqrt{1-\beta^2}} \quad (3.3.3)$$

$$E_y + mc^2 = E_y^l + \frac{mc^2}{\sqrt{1-\beta^2}} \quad (3.3.4)$$

Ayrıca gözetlenen bu saçılan foton, gözlenememekte olan β ve ϕ ihmal edilerek Compton saçılmasının formülü (3.3.5) aşağıdaki gibi hesaplanır (Krane 1988).

$$E_y^l = \frac{E_y}{1 + (E_y/mc^2)(1-\cos\theta)} \quad (3.3.5)$$

Fotonların saçılan enerjisi $\theta = 0$ için E_y 'dan $\theta = 180$ olduğu zaman $mc^2/2 \approx 0,25$ MeV olarak gözlemlenmiştir.

Bir θ açısında kuantum mekaniksel hesaplamalar yapılarak compton saçılma olasılığı bulunabilmektedir. Sonuç olarak (3.3.6)'daki Klein-Nishina formülü ile belirlenir (Krane 1988).

$$\frac{d\sigma_c}{d\Omega} = r_0^2 \left[\frac{1}{1+\alpha(1-\cos\theta)} \right]^3 \left[\frac{1+\cos\theta}{2} \right] \quad (3.3.6)$$

Bu formül de bulunan α , elektronun durgun enerjisi olarak ($\alpha = E/\sqrt{mc^2}$) formülü ile bulunur. Burada foton enerjisi ve r_0 elektronun yarıçapı değeri olup, $r_0 = e^2/4\pi\epsilon_0 mc^2 = 2,818$ fm' olarak belirlenir (Krane 1988).

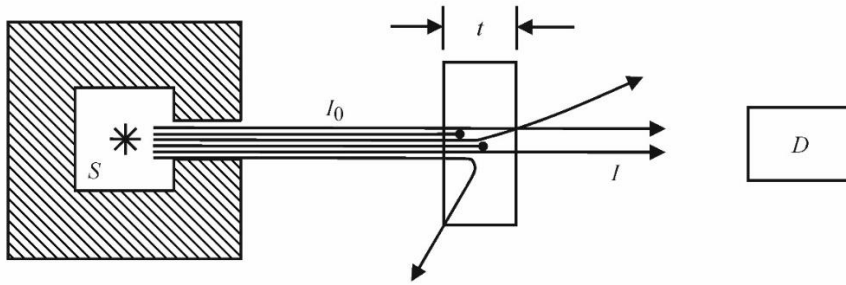
Fotonların soğurulması ile saçılan fotonların gözlemlenememesi için aşağıdaki formül (3.3.7) ile saçılan maddedeki elektronların sonucu bulunmaktadır (Krane 1988).

$$\alpha_c = \frac{\pi r_0^2}{\alpha} \left\{ \left[1 - \frac{2(\alpha+1)}{\alpha^2} \right] \ln(2\alpha + 1) + \frac{1}{2} + \frac{4}{\alpha} - \frac{1}{2(2\alpha+1)^2} \right\} \quad (3.3.7)$$

Fotonların madde ile etkileşmekte olduğu üçüncü aşama çift oluşumunu ifade etmektedir. Foton olayı, T_+ ve T_- pozitron ve elektron enerjileri olarak ifade edilir. Absorbsiyonunda ise, bu aşamada korunması gereken foton mevcut olmak zorundadır, ancak atoma verilen geri tepme enerjisi, formül (3.3.8)'deki diğer sembollerle kıyaslandığında ihmal edilebilir (Krane 1988).

$$E_y = T_+ + mc^2 + T_- + mc^2 \quad (3.3.8)$$

5 MeV üstündeki enerjileri için çift oluşumu oldukça baskın hale gelmektedir (Krane 1988).

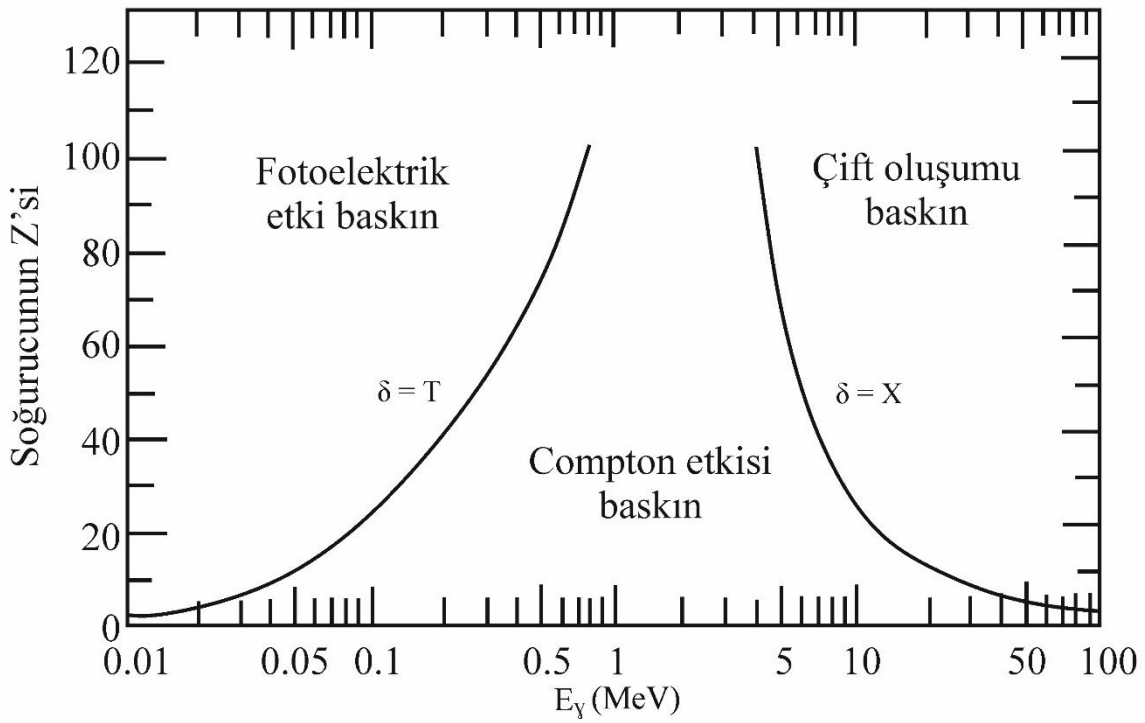


Şekil 3.1. Radyasyon Soğurulmasının Ölçümü (Krane 1988).

Şekil 3.2'de görüldüğü üzere radyasyonun t kalınlığında bir malzeme içerisinde soğurularak deney işlemleri için hazır hale getirilmiştir. S kaynağından çıkan bir radyasyon ışını çok az bir genişlikten geçerek ana merkeze ulaşır. Bunun sonucunda I şiddeti D dedektörü hedefine varmaktadır.

Absorpsiyona uğrayan fotonlar kaybolabilir veya saçılarak yönlerini değiştirebilirler. Şekil 3.3'de gösterildiği üzere; dedektöre ulaşan fotonlar hiç etkileşmeyen fotonlardır; gelen ışındaki fotonların birkaçını oluştururlar. Buradaki formül 3.3.9'daki gibi gösterildiği gibi fotoelektrik absorpsiyon (τ), Compton saçılması (σ) ve çift oluşumu (κ) olasılıkları olarak ifade edilir (Baykal ve Eyyuboğlu 2007).

$$\mu = \tau + \sigma + \kappa \quad (3.3.9)$$



Şekil 3.3. Compton etkisinin baskın olarak gösterimi (Krane 1988).

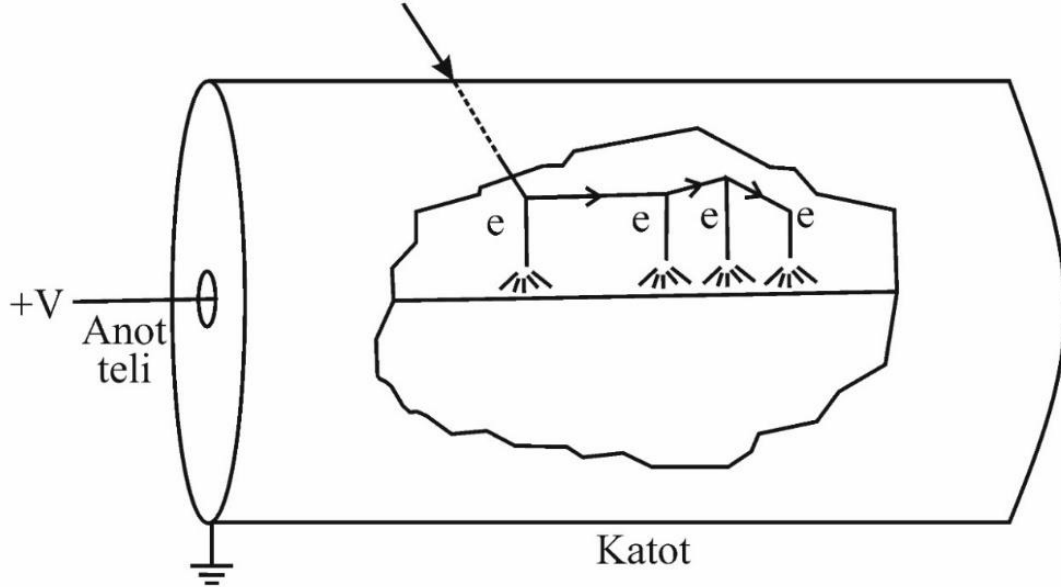
3.1.4. Gazlı Sayaçlar

Çoğu nükleer radyasyon dedektörü, dedektöre gelen radyasyon tarafından oluşturulan iyonları birbirinden ayırmak ve onları saymak için elektrik alanı kullanmak zorundadır. En basit dedektör tipi iyonizasyon odasıdır. Plakalar iyonlarda bulunan elektronların oluşmasını engeller. Ele geçirilen elektronlar gelişi güzel ilerlerken, pozitif olan elektronlarda aynı o şekilde ilerler. Bunun sonucunda oluşan voltaj pulsları (sinyal) aşağıdaki formül (3.4.1) kullanılarak hesaplanır (Krane 1988).

$$\frac{(3 \times 10^4 \text{ iyon})(1,6 \times 10^{-19} \text{ C/ion})}{8,9 \times 10^{-12} \text{ F}} \cong 0,5 \text{ mV} \quad (3.4.1)$$

Burada oluşmakta olan sinyal oldukça küçüktür. Bunu yükseltmek için standart seviyede elektronik mekanizmalarda 10^4 çarpanı kadar yükseltilir. Burada meydana gelen sinyalin genişlemesi ile radyasyonun topladığı enerji ile orantılıdır. Plakalar içerisindeki voltajdan tamamen serbesttir. Tatbik edilen voltaj, elektrotlar içerisinde gelişi güzel ilerleyerek buradan iyon ve elektron bulutunun hızlarını tespit eder. Kendine özgü olan voltaj değeri neredeyse 100V'dir. Ancak elektronlar iyonlara göre daha hareketli olup yaklaşık olarak 1000 kat kadar hızlı hareket edebilirler. Bu geçilen süre nükleer sayma standartları açısından oldukça fazladır.

Bundan dolayı iyon odaları bütün sinyalleri saymada kullanamaz. Radyasyon ekranı, iyon odaları için çok geniş bir ticari kullanım alanına sahiptir. Daha yüksek enerji radyasyonu, daha fazla iyonizasyon ve dolayısı ile daha büyük bir tepki ile sonuçlanır (Krane 1988).



Şekil 3.4. Bir silindirik orantılı sayaç geometrisi (Krane 1988).

Gelen radyasyondan birçoğu elektron - iyon çiftinin oluşmasına neden olmaktadır. Elektronlar, anot teline ulaşınca kadar kısmen yavaş yavaş gelişi güzel ilerler. Bu durumdan sonra elektronlar seri bir biçimde ivmelenir ve birçok ikincil iyonlaşma oluştururlar.

Gazlı dedektörün her sinyalini önemli miktarda yükseltmek için, sinyali gözlemlemek ve kullanmak zorunda kalınır. Bunun en önemli sebeplerden bir tanesi verilen voltajı önemli miktarda arttırmaktır, yaklaşık olarak 1000 V kadar artırılmalıdır. Yeni bir iyonlaşmış atom meydana getirebilmek için, oldukça geniş bir elektrik alanına sahip olmak gereklidir. Bu işlem sonuç olarak elektronları çok büyük miktarda hızlandırır ve elektronları elastik olmayan çarpışmalar yaparak kendilerine yetecek kadar enerji kazanabilirler. Bu durumların gerçekleşmesinin en önemli sebebi ikincil iyonlaştırmadır. 10^3 - 10^5 birincil iyon için birden fazla ikincil olay olması sonucunda sayaç her zaman ikincil olayların sayısı ile ilk olayların sayısına bölünerek çalışır. Orantılı bir silindirik sayaçın geometrisi şekil 3.4’de görüldüğü üzere silindirik olmak zorundadır. r yarıçapında olan E (Elektrik Alanı) formül (3.4.2)’de görüldüğü gibi hesaplanır (Krane 1988).

$$E (r) = \frac{V}{r \ln(b/a)} \quad (3.4.2)$$

Bir anot teli yakınında bulunan ıların daha yüksek alan bölgelerinde oluşacakları açıktır. Bu bölgedeki tek sıkıntı sayaç hacminin çok küçük olmasından kaynaklanmaktadır. Bu ana merkezi bölgeden biraz uzakta ilk iyonlar oluşmaktadır. Bu ilk iyon oluşumundan sonra elektronlar ı oluşturmasına başlayıncaya kadar gelişi güzel ilerler.

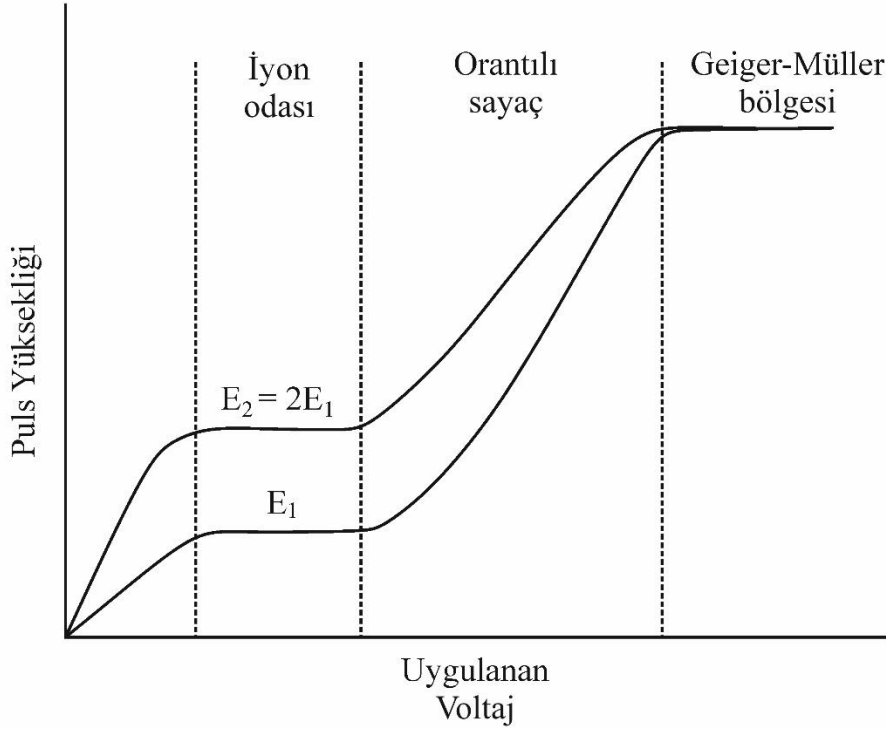
nemli bir hızlanma ile oluşan ı işlemi, zamanın geçmesinden dolayı kaynaklanan çok önemli orantılı sayaçın çıkış pulsları için birincil iyon ile anot teline kadar oluşan birincil elektronların sürüklenme zamanı olarak ifade edilir. Bu geçen süre μs basamağındadır. Buradaki sayaç $10^6/s$ basamağında bulunan bir sinyal modunda çalıştırılabilir (Krane 1988).

Elektrik alan kendi değerinden daha fazla bir miktara ulaşırsa ikincil ılar meydana gelmektedir. Bu ikincil ıları, birincil ıda uyarılmış atom türünden ışınlanan fotonlar oluşturmaktadır. Buradaki fotonlar, ana bölgeye uzak mesafede hareket ederler ve fotonların hepsi sürece dahil olmuş olur. İkincil ıların yükselme arpanları 10^{10} 'dur. Bu süre zarfında gelen bütün radyasyonlar aynı çıkış sinyalleri üretmektedirler. Bu bölgeye ise *Geiger – Mller* bölgesi denilir. Buradaki sayaç terimi *Geiger sayacı* olarak ifade edilir. Bu sayaçlar taşınabilir radyasyon monitrleridir (Krane 1988).

Geiger sayacının çıkış pulsları, birden fazla ı süreci sonucunda toplanmış elektronları meydana getirir. Bu ıkış sinyali 1 V'dur. Bu ıkış pulslarının daha fazla yükselmesine gerek yoktur. Pozitif ana bölgeden daha fazla uzağa geçemezler. Bunun sonucunda da anot teli etrafında pozitif yüklü iyon bulutlarıyla kaplanır. Bu oluşan bulutlar ise elektrik alan şiddetini azaltır ve sonucunda ı süreci durur (Krane 1988).

Buradaki döngüyü tamamlamak için pozitif iyonların katota doğru gelişi güzel ilerlemesi ve nötralize bir hal almaları gerekmektedir. Bu süre 10^{-4} ile 10^{-3} s içerisinde iyonlar hızlı hareket eder ve katottan elektron alacak kadar enerji kazanabilirler. Böylelikle süreç tekrar başlar. Geiger tüpündeki birden fazla ı işlemi yüzünden çıkış sinyalini oluşturan tek bir elektrondur. Geiger tüpüne ilk konulan gaz ise argon gazıdır ve basit bir moleküller yapıya sahiptir. Oluşan bir tp karışımı yüzde 90 oranında argon ve yüzde 10 oranında etanol'dur. Argon gazının içerisinde bulunan pozitif yükler katota doğru hareket ederler. Söndürücü gaz atomlarıyla yapılan mücadele sonucunda bir elektronun yerdeğiştirmesiyle, argon gazı yüksüz bir duruma geçer ve bunun sonucunda iyonlaşan etanol katot yönüne doğru hareket eder ve hedefe vardığında nötr duruma geçer. Elektronun yerdeğiştirmesi ile tükenen enerji ile molekülün çözümlenmesi ile oluşur. Bunun sonucunda tüpün zamanla değiştirilmesi gerektiği anlaşılmaktadır. Söndürücü gaz olarak kullanılan halojenler, Geiger tüpleri için de kullanılır. Bu kullanım sonucunda da tekrar tüpü yenileme imkanı kaybolur (Krane 1988).

Şekil 3.5’de görüldüğü üzere gazlı sayaçların çalışma prensipleri gösterilmiştir. Düşük voltajlarda birincil elektron ve iyonlar yeniden biraraya gelirler. Voltaj artınca iyon odası bölgesine ulaşılabilir. Voltaj’dan bağımsız bir şekilde birincil iyonlaşma ve radyasyon enerjisi birbirine orantılıdır. Orantılı sayaç bölgesinin analizini daha kolay yapabilmek için puls genliği artırılmalıdır. Sonuç olarak Geiger bölgesine ulaşılır. Burada bütün radyasyonlar aynı çıkış sinyalinin verirler (Krane 1988).



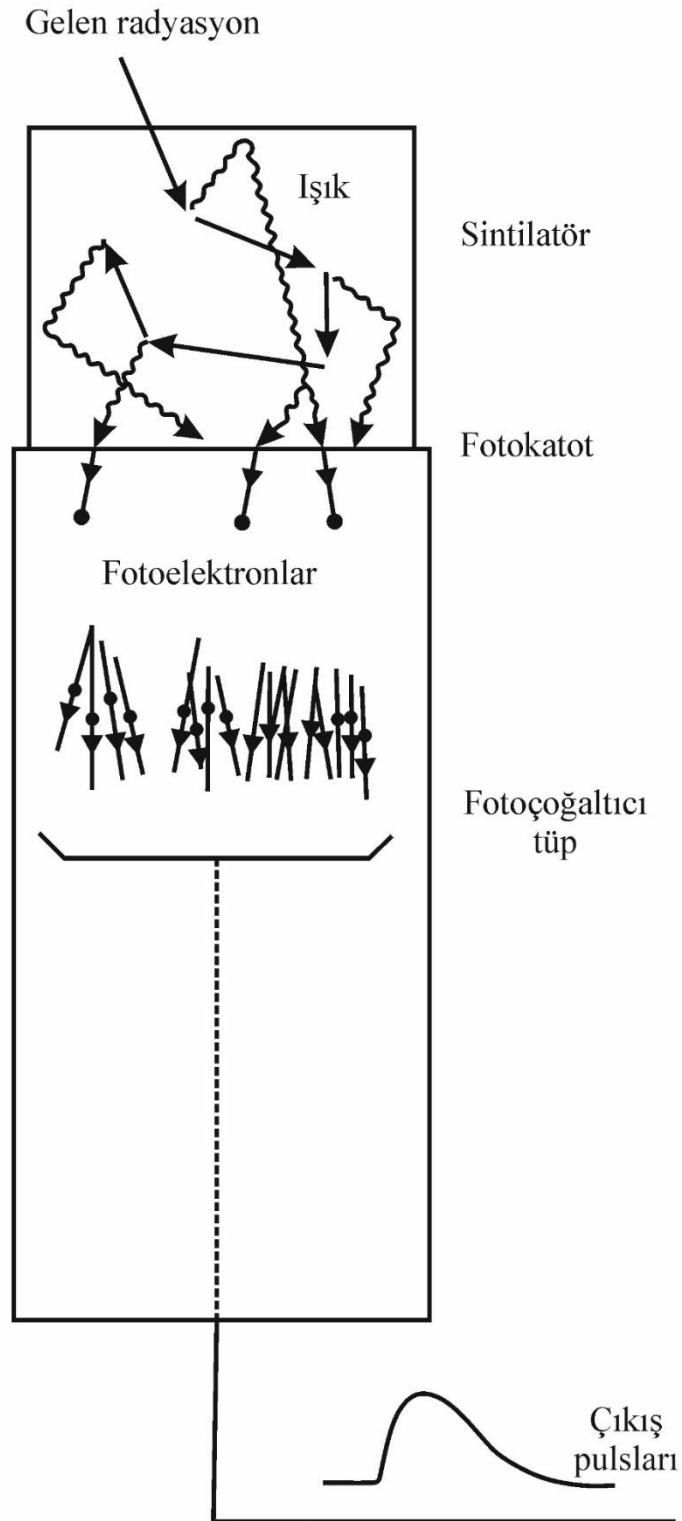
Şekil 3.5. Sayaçlar tarafından birbirinden farklı gazlarla doldurulmuş sinyal yükseklikleri (Krane 1988).

3.2. Sintilasyon Dedektörleri

Gazlı sayaçlar, nükleer fiziğin incelediği birden fazla radyasyon için olumsuz bir yanı vardır (Knoll 2000). Katı dedektörler büyük bir yoğunluğa sahiptirler. Bu katı dedektörler uygun bir boyut gösterdikleri zaman soğurma olasılıkları vermektedirler. Çalışılabilir bir katı dedektör için, iki temel şartın olması gerekmektedir. Bunlardan ilk şart, elektron ve iyonların elektron sinyallerini oluşturabilmesi için yetebilecek seviyeye kadar toplanıp, daha yüksek elektrik alana yetebilecek dedektör malzemesine gerek vardır. Tabansayım gürültüsünün oldukça küçük olması için radyasyonun yok olduğu zamanda akımın az ya da hiç geçmemesi gerekir. İkinci şart olarak, elektronlar, gönderilen radyasyonla birlikte atomdan oldukça fazla ve kolayca alınabilmelidir. Elektron ile birinci iyonlaşan atomlar çok kolay bir şekilde hareket

halinde olmaları gerekmektedir. Gerçekte ise, iyonlar katılar içerisinde devam edemezler, Bunun sonucunda elektronik boşluklar veya deşik'ler bir atomdan bir başkasına geçerek birbirini takip eden elektronlar sayesinde doldurulurlar. Bundan dolayı deşik hareket halinde gözüktür. Bu şartlardan ilkindeki önergeye göre malzeme seçiminin yalıtkan olması istenir, ikinci şarttaki önerge ise, iletken tarafından yapılması istenir. Nükleer ölçümlerde bulunan spektroskopilerin daha yüksek bir verimde ve sonuç odakli güçlerine sahip cihazlar, yani *sintilasyon sayaçları* 1950'lerde icat edilmiştir (Olçay 2007).

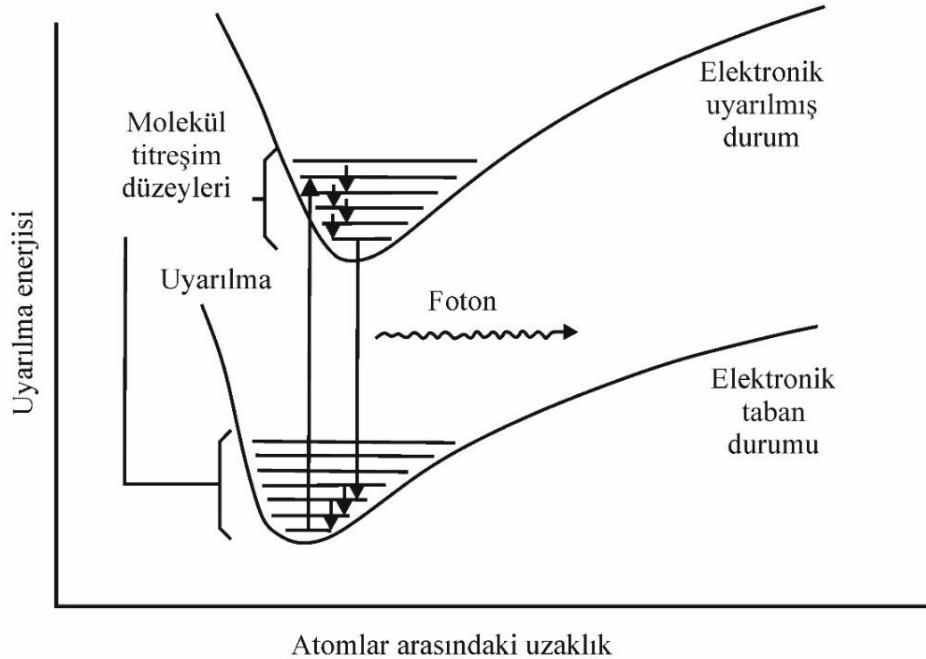
Sintilasyon sayaçları, elektronların iyonlaşması sonucu oluşmasıyla birlikte, elektronik sinyallerin bir sonucu olarak oluşan elektronlarla benzer değildir. Şekil 3.6'da görüldüğü üzere gelen ışınlar dedektöre girerek, birden fazla etki yaparak atoları dikkatli bir şekilde düzeylere çıkarır. Bu uyarılan durumlar daha hızlandırılarak, görünür olan merkezde ışık yayınlar ve bu yayınlanan ışıklara *fluoresans* denir. Sonuç olarak ışık yüzeye çarparak fotoelektrik bırakılmasına sebep olmaktadır. Bu sekonder elektronlar fotoçoğaltıcı tüpte (PM) birden fazla hale getirilir, daha fazla hızlandırılarak çıkış sinyalleri haline getirilir (Olçay 2007).



Şekil 3.6. Sintilasyon Dedektöründeki Temel İşlemler (Krane 2002).

Sintilatör ve fotoçoğaltıcı tüplerin hangi tip pratikte kullanılması için bir den fazla çeşitte tipleri vardır. Daha basit bir şekilde elde edilen bir sintilatör, NaI kristali ve nem alabilme özelliği olması gerekir. NaI, saklanması için mutlaka kapalı olmak zorundadır. Bir kesici ile kesilerek, birden fazla plastik sintilatöre istenilen şekil verilebilir (Knoll 2000).

Enerjinin soğurularak sintilatörün çalışıp çalışmadığı anlaşılır. İki çeşit sintilasyon dedektörü vardır. İlk çeşit sintilatörler organik malzemeler içerir, ikinci çeşit sintilatörler ise inorganik malzemeler içermektedir. Organik sintilatörler katı veya sıvıdan herhangi birisi olabilir. Organik sintilatörlerin moleküller arası etkileşimleri oldukça zayıftır. Bir molekülün enerji soğurabilmesi için iki farklı düzen vardır. Bunlardan ilk düzen elektronların daha yüksek uyarılma düzeyine geçmeleri gerekir ve bu durumda molekül içerisinde bulunan atomlar titreşebilmektedir. Önemli bir titreşim enerji değeri 0,1 eV aralığında olması gerekir. Şekil 3.7’de görüldüğü üzere; elektronik cihazlar, moleküller arasındaki çekim ve itme kuvvetlerinin birlikte hareket etmesiyle minimum potansiyel tarafından tercih edilmektedir. Çekim kuvvetleri moleküller arasındaki daha fazla ayrılığı, itme kuvveti ise birbirlerine artarak yaklaşmalarını engeller. Minimum elektronik potansiyel, molekül atomların titreşim hareketlerine göre oluşmaktadır (Tsoulfanidis 1995).

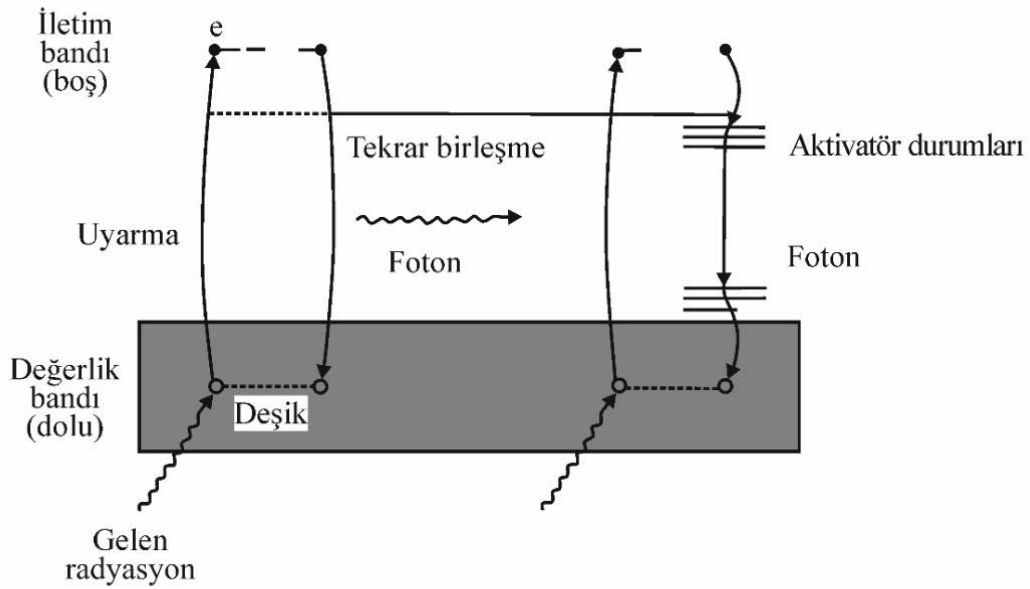


Şekil 3.7. Organik Sintilatörde Elektronik Yapı (Krane 2002).

Elektronlar uyarılmaları sonucunda malzemelere kuvvetli bir bağ ile bağlı değildir. Radyasyonlar birçok molekülle içeri girerek, tüm zamanları boyunca etkileşim esnasında birkaç eV yitirerek molekülleri uyarmaktadır. Bu duruma en uygun basit ve kolay olması sebebiyle sadece en düşük elektronik uyarılmış sistem belirlenir. Bunun sonucunda hızla titreşim taban konumuna geçerler (Olçay vd. 2007).

Sintilatör moleküllerinin hepsi elektronik taban konumuna geçmesi için oda sıcaklığında ve normal şartlarda en düşük titreşim haline gelmesi gerekmektedir. Bu durumdan dolayı, birden fazla yayınlanmış foton geçişlerinden yalnızca bir tanesi soğurulma olasılığına mevcuttur. Bu sintilatörün en önemli özelliğine sahip olduğunu gösterir ve bu da sintilatörün kendi radyasyonuna doğru geçirimsizliği olduğunu göstermektedir (Krane 2002).

İnorganik sintilatörlerin yaygın olarak kullanılan, alkali halojenürün tek kristalli olan NaI en fazla kullanılan örneğidir. Tek bir kristal geçirgenliği sağlar. Buradaki kristallerin yüzey kısımları yansımalar ve soğurulmalar çok kullanışlı sintilatörü etkisiz bir şekilde bırakır. Şekil 3.8’de görüldüğü üzere; kristal içerisinde bulunan atomların enerji bant dizilerinde kesikli enerjiye sebep olması için kendi aralarında etkileşimleri gerekmektedir (Krane 2002).



Şekil 3.8. Kristal İçerisinde Bulunan Elektron Bantları (Krane 2002).

Foton yayınlanma oranını yükseltmek ve ışığın kendi seviyesinin soğurulmasını düşürmek için, kristal içerisine *aktivatör* olarak bilinen safsızlıklar eklenir. En fazla kullanılan aktivatörlerden birisi talyumdur. Bu dedektör NaI(Tl) sembolü ile ifade edilir. Aktivatör, enerji aralığında ışık yayılımını meydana getirmektedir.

Bir sintilatörün fotoçoğaltıcı tüple birlikte oluşabilmesi için birden fazla seçenek vardır. Fotoçoğaltıcının geometrisi, sintilatör geometrisinden oldukça farklıdır ve sintilatörden daha uzak bir mesafeye yerleştirilmiştir. Bu ifade ile birlikte ışık borusu tercih edilmektedir. Işık boruları istenilen büyüklük ve şekilde bulunabilir. Sintilatör ile ışık borusu her ikisinde birlikte, birikmiş olan ışığın daha fazla verimini arttırmak için yansıtıcı bir cisim ile sarılmalıdır (Tsoulfanidis 1995; Altay ve Çifter 1996).

Birden fazla türden fotoçoğaltıcı tüpler kullanılmaktadır. Burada ki asıl etki tüp seçimidir. Tüpler, gürültü seviyeleri, duyarlılıkları, fiziksel boyutları ve süre yapıları dikkate alınarak seçilir.

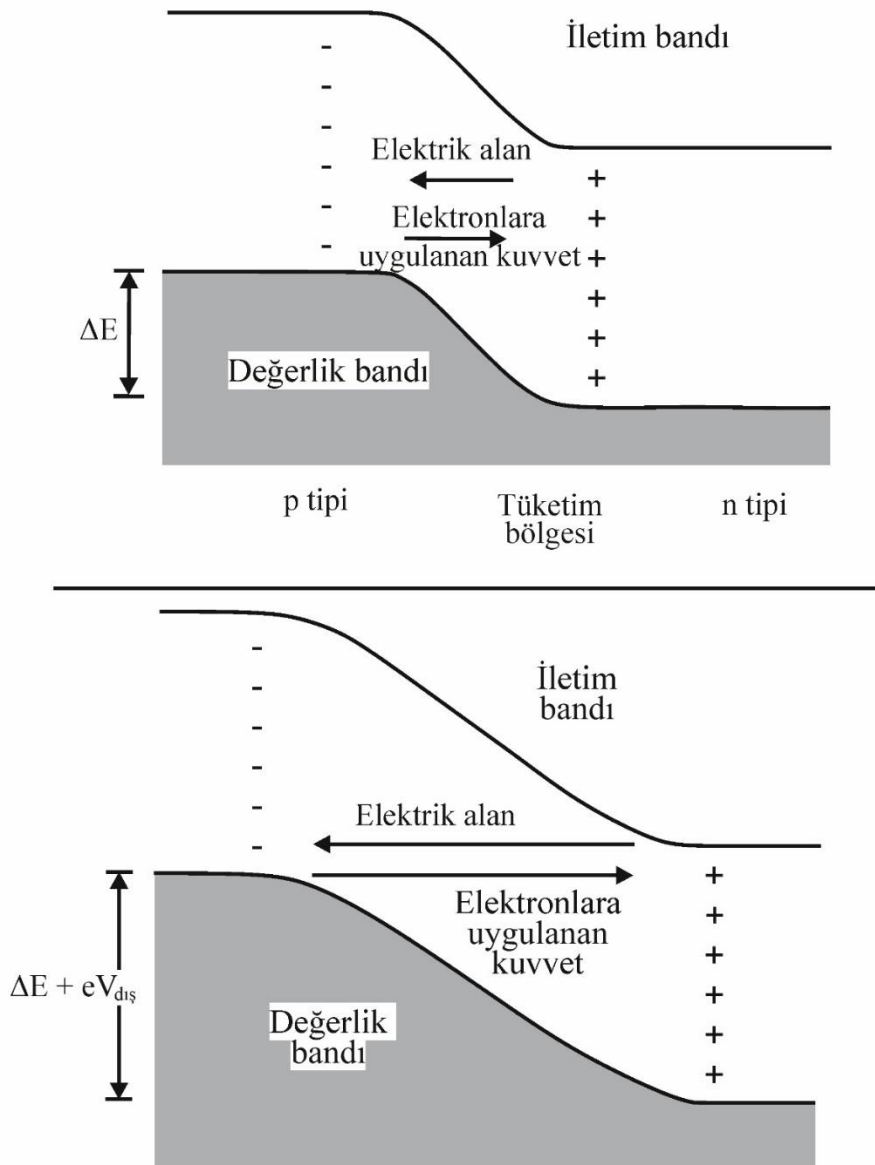
3.3. Yarı İletken Dedektörler

Germanyum ve Silikon içerisinde +4 iyonlu olarak ifade edilmektedir. Bu durumda tüm yüklü elektronlar katılır, düzenekleri tam ya da hiç yok şeklindedir. İletken farkı her ikisi arasındaki enerji boşluğunun büyüklüğünden kaynaklanmaktadır. Oldukça önemli sayıdaki elektronlar, yönelir ve burada dikkat halini alır. Misafir iyonları herhangi birisiyle doldurulabilir. Böylelikle yeni bir deşik oluşur. Deşikler, kristal içerisinde etki ediyormuş gibi görünebilirler. Sonuç olarak pozitif yüklü atomlar etki edemezler (Tsoulfanidis 1995).

Yarı iletken dedektörlerde, elektrik iletimini denetlemek için çok az bir tutarda katkı maddesi eklenir. Bu yarı iletken dedektörlerde 3 veya 5 yüklü atomlar ana merkez içerisine yönelirler. Bu sayede ana merkez içerisine çok daha basit bir şekilde etki eder ve kesikli verici durumları oluştururlar. Bu durumlar iletim bantının altında bulunur. Elektronlar negatif yük hareket ettirenlerin birden fazla olması sebebiyle malzeme cinsine bağlıdır. Yüklü iyonlar eğer kullanılmış olsaydı, misafir atom meydana getirirdi. Bu sonuçla, değerlik bandının biraz üstünde alıcı durumları meydana gelir ve bu tip malzemelere *p-tipi yarı iletken* denir. Bu tip yarı iletkenlerde asıl yük nakliyecileri, artı yüklü deşiklerden meydana gelmektedir. Cihazın kendisi tamamen elektriksel olarak nötr'dür (Tsoulfanidis 1995).

p-tipi ve n-tipi yarı iletken malzemeler her ikisi birlikte hareket ettirilirse n-tipi yarı iletkenlerden çıkan elektronlar p-tipi yarı iletken malzemeye doğru geliş güzel yayılırlar. Yayıldıktan sonra taşıyıcıların nötr hale geldikleri merkeze *tüketim* adı verilir. n-tipi merkezden

çıkan elektronların yayılmaları ile birlikte arkalarında iyonlaşmış belli uyarıları bırakırken, p-tipi yarı iletken den çıkan deşikler birbirlerine benzer şekilde yayılmaları sonucunda arkalarında negatif değerklikli sabit alıcılar oluşturmaktadırlar. Şekil 3.9’da görüldüğü üzere; n- tipi ve p- tipi malzemeler hareket haline getirilirse, eklem den hemen dibinde elektron deşikler birlikte hareket ederek değerkliklerin taşındığı bir bölge meydana getirirler. Tüketim alanının dağa büyük bir hale getirilmesi için bataryanın dış ucu p-tipi ile beraber hareket ederse elektrik alanının büyüklüğü daha fazla artar (Altay ve Çifter 1996).



Şekil 3.9. n-tipi ve p-tipi Eklem Diyotu (Krane 1988).

Radyasyon olumsuz bir şekilde tükenme merkezine girer ise elektron-deşik çiftleri oluşturur ve iyonlaşma odasına benzer bir durum ortaya çıkar. Elektronlar bir taraftan ilerlerken, deşikler ise diğer taraftan ilerler. Bu merkezde toplanan elektronların toplam sayıları ile çok önemli bir elektronik sinyaller meydana gelir ve bu sinyalin genliği radyasyonun enerjisi ile orantılı bir biçimde etki gösterir (Tsoulfanidis 1995).

Yarı iletken dedektörler, ters besleme voltajları sonucunda 1000V ile 3000V aralığında çalışmakta olup, bu voltajların iki ana nedeni bulunmaktadır. Tükenme merkezindeki elektrik alan büyüklüğünü, değerlik sayılarını daha fazla verimli hale getirerek sayısını artırır. n-tipi dedektörden, p-tipi dedektörüne daha çok değerlik taşıyıcısını gelişi güzel ilerleyerek bir güç uygulanır ve tükenme bölgesinin kapasitesini artırmaya yardımcı olur (Tsoulfanidis 1995).

Ge ve Si dedektörleri için, çok yoğun bir şekilde kullanılan süreçlerden bir tanesi, p-tipi bir malzemenin yüzey kısmına Li atomlarını saçarak daha verici bir hale getirilmesi sağlanır. Bunun sonucunda n-tipi ince bir merkez oluşturulur. Ters besleme ile sıcaklığın çok az bir derecede artırılması sonucunda Li, gelişi güzel ilerlemektedir. Ge (Li) gelişi güzel ilerlemesiyle Ge (Li) dedektörü soğuk alanda tutulmalıdır. Bu durum ise genellikle 77 K'lık sıvı azot sıcaklığında olması beklenir. Eğer bu durumda olmazsa (Li), ana merkezden dışarı çıkar ve dedektörün verimini de bozmaktadır. Son zamanlarda oldukça geniş hacimli, yüksek saflıkta Ge dedektörleri, Ge kristallerinin saflaştırması sayesinde kullanışlı hale getirilmiştir. Bu cihazların 77 K'de tutulmalarına gerek yoktur ancak ses düzeylerini minimum seviyede tutmak için bu sıcaklıkta çalışması istenir (Olçay vd. 2007).

Ge (Li) veya Si (Li) dedektörlerin kullanımında oluşan n-tipi tabakanın kalınlığı yaklaşık olarak 1 mm civarındadır. Bu sayede ne yüksek ne de alçak enerjili gamalar bu kalınlığa yerleşebilmektedir. 100 keV'luk fotonların Ge içinde bulunan menzilin 4 mm ve Si'da 2 cm civarında olması gerekir. Ancak değerlik parçacıklar için menzil daha az kalınlıktadır. 1 MeV'luk elektronun Si ve Ge'daki menzili ortalama 1 mm, 5 MeV'luk alfalar için ortalama 0,02 mm'dir. Bu şekilde meydana gelen tabakalar, ana parçacıkların tükenme merkezlerine varmalarına sorun oluşturur. Yüklü parçacıkların seçim yüzeyleri engelli dedektörler tarafından seçilerek çalışmaları sağlanır. Bu dedektörlerde, oldukça fazla sayıda ince p-tipi bir tabaka mevcuttur ve n-tipi Si yüzeylerinde birikerek yayılmaktadır. Parçacıkların tükenme bölgesine ulaşmaları için kalınlık düzeyleri neredeyse 0,1 μ m olması beklenir. Büyük çaplı olan dedektörler için ise; değerli yüklerini biriktirmek için geçerli olan zaman aralığı 10 -100 ns ortalama sürelerinde olabilmektedir (Olçay vd. 2007).

3.4. Yüksek Çözünürlüklü Germanyum Dedektörleri

Safsızlık ilkesi ortalama 10^{10} atom/cm³'e kadar indirgenen daha büyük potansiyele sahip arıtma materyallerine gerek duyulmaktadır. Germanyumdaki bu artıma durumu, 1000 V'tan daha aşağıda bir ters ön gerilimi yerine kullanılarak 10 mm'lik bir bitkinlik seviyesine ulaşabilir. Bundan dolayı, oldukça az bir kirlilik seviyesi, 10^{12} 'de 1 bölümünden daha düşük bir durumu ifade eder. Bu durum, çok önemli bir materyal saflığını temsil etmektedir. Asıl amaca ulaşmak için germanyum üzerinde yenilikler geliştirildi, ancak silikon üzerinden yenilikler geliştirilemedi. Bu en önemli ultra saf germanyumdan yapılan dedektörlere intrinsik germanyum veya yüksek saflıkta germanyum (HPGe) dedektörleri denir. Buradaki dedektörler, yaklaşık olarak birkaç santimetrelik bitkinlik amacıyla çalışmalara başlamıştır (Knoll 2000).

HPGe dedektörlerinde lityum kayması tamamen yok edilir ve çalışmaları için oda sıcaklığına kadar ısınabilmelerine dikkat edilir. Buna ilaveten gelişmiş teknoloji yardımıyla daha yenilikçi cihazlarla sınırsız sıcaklık noktasına kadar geliştirilmiştir. Bu pozitif durumdan birisi de HPGe dedektörlerin Ge (Li) konsantrasyonun yerine almasına yol açmıştır. HPGe dedektörünün çalışmasının sıvı nitrojen sıcaklığında olması istenir ancak bu dedektörlerin 77 K sıcaklığının üzerine çıkması da tercih edilebilecek noktalardan bir tanesidir. Koaksiyel dedektörlerin sıcaklıklarının neredeyse 130 K'e kadar artarak o sıcaklıktan düşmediğini belirlenmiştir. Sıvı nitrojenin soğutmanın belirlenmiş birkaç yöntemi vardır. Burada en önemli olarak 100 atm basınçta nitrojen olarak kabul edilen yüksek basınçlı bir gaz kaynağı, soğutmayı düşünmek için kullanılan boru içerisinde genişlenmesi istenir. Bu döngü, sıvı nitrojenin olmadığı durumlarda kullanılabilir (Knoll 2000).

Yüksek saflıkta p-tipi germanyumdan üretilmiş bir düzen HPGe dedektörü için bir alternatif olarak belirlenmiştir. Bu alternatif düzende, elektrik kontakları germanyum cihazının iki düz olan yüzey kısmından karşılanır. n^+ etkisi ile lityum buharlaşması sayesinde plakanın çok önemli olan yüzeyini hızlandırmaya yardımcı olarak donör atomların implantasyonunu oluşturabilir. Dedektör bitkinlik bölgesi, n^+ - p bağlantısına ters polarizasyon yöntemiye etki edilir. Kristalin karşı tarafındaki etki, çoğunluk nakliyesi için bir etki etmeyen yöntem olması istenir. Alıcı atomların iyon imoplantasyonları ile imal edilen p^+ türünden çalışmalara yardımcı olan bir metal – yarı iletken yüzeylerden meydana gelebilir. İyon implantasyon yöntemleri, enerjisi nispeten düşük olan X-ışınları gibi radyasyonların giriş ekranları olan temas ettikleri yüzeyleri çok ince hale getirmeleri pozitif bir etki olarak gösterilir. p-tipi yöntemlerin oluşabilmesi için borunun implante olması kadar kolay bir yöntemle çözülür. Bu süreçte görünen radyasyon zararı germanyum'da alıcı merkezler meydana getirdiğinden, n-tipi

yöntemlerin kullanılmasına daha az ihtiyaç duyulmaktadır. n-tipi konsantrasyonlar fosfor ile yapılabilir. Bu nedenle, donör atomların elektriksel bir çalışmaya getirmek oldukça zor basamaklardan birisidir. Buradan çıkabilecek bir sonuca göre; n-tipi konsantrasyonlar devam etmekte olan lityum difüzyonu ile kullanılır ve daha kalın cansız bir yüzey tabakasına sebep olur (Knoll 2000).

Germanyum dedektörleri, p-tipi kontakların yerine tercih edilen yüksek saflıkta n-tipi kontaklar ya da v-tipi ile kullanılarak üretime başlanabilir. Bu sayede tabaka bölgesinin her yüzeyine n^+ ve p^+ alternatifleri kapsar. Ters polarlama, p^+ kısmına göre n^+ artı bir voltaj kullanılmasını gerektirir. Buradaki olumsuz yöntemlerden bir tanesi iki kontağında kullanımlarını birbirlerine göre ters çevrilir. p^+ kontağı artık istenilen olumlu yöntem olarak kabul edilir ve gerilim arttıkça bitkinlik merkezi p^+ kontağından sağlanır (Knoll 2000).

Dedektör içerisindeki elektrik alanı, neredeyse bittiğinde ve çok önemli büyüklükte bir gerilimle çalışınca her bir temastan diğerine hemen hemen eşittir. Elektronlar, dedektör içerisinde kendi büyüklük kapasitesi boyunca sabit olan alanın etkisiyle geliş güzel ilerlenir. Bu şartlar altında, n^+ ile p^+ konsantrasyonları n^+ , p^+ ve v tipi konsantrasyonları geometri dedektörleri açısından birbirlerine çok benzerlik gösterir (Knoll 2000).

Germanyum dedektörleri, birden fazla pik içeren birbirine karmaşık gama ışını spektrumları analizi için net bir şekilde tercih edilir. Tercih edilen dedektör, birden fazla daha geniş aralıklı gama ışını enerjisi düşünüldüğünde, asıl istenilmek istenilen kesin düşünce doğru bir enerji yerine daha düşük bir açıklıkta olması istenir. Bunun sonucunda daha yüksek kaynak ve dedektörlerin daha az maliyete sahip olunabilir (Knoll 2000).

Dopantların kontakları olabildiğince küçük olduğu için, gama ışını etkileri, lityumların geliş güzel ilerleyişleri ile yüksek saflıkta germanyum dedektörleri için bu kullanım hemen hemen benzerdir. Ge (Li) dedektörleri yüz yıllardır geniş bir deneyime sahip olmasına rağmen, daha dinamik ve kullanışlı modernize edilmiş HPGe cihazlarında birçok yönden uygulanmaktadır (Knoll 2000).

Germanyum sistemlerinin iyi bir seçimi olabilmesi için, sodyum iyodürün %5-10 arasında düşünüldüğünde, enerji çözünürlüğüne sahip olacaktır. Bundan dolayı, ilerlemiş bir enerji çözünürlüğünün maliyeti yoktur. Fotopik verimliliği artırmak için, daha düşük atom sayısına sahip germanyum ile birlikte hareket etmesi beklenir. Bu sebeple darba yüksekliği daha çok sorun teşkil etmektedir.

Bu olumsuz düşünceyi, germanyumun en üst seviye enerjisi ile çözülür. Bu durum zayıf birbirinden farklı enerji kaynaklarının saptanmasına neden olmaktadır. Buradaki eşit bir çeşitliliğe sahip dedektörler, tepe noktasının altında eşit seviyelere neden olur, daha sonra istatistiksel açıdan daha dar ama uzun bir tepe noktası üretmektedir (Knoll 2000).

Dedektör, kristal ve birbirini çeviren hava arasında termal geçirimsizliği engellemek için kriyostat yani vakum geçirmeyen iç kısmına geçirilir. Buradaki kriyostat sağlanan yüklenici tarafından boşaltılarak mühürlenir. Yüksek sıcaklıkta olağan üstü işlemleri daha basit hale indirmek için pompalama ağızı gerçekleştirilir. Vakum boşluğu arasında çok az miktarda pasif olan pompalama sağlanırken, bunun normal alanında kapalı olan hacim içerisinde elek yöntemi gösterir. Gama ışınlarının germanyuma erişmeden önce hafiflemesini sağlamak için kristalin yan kısmına bir uç ekren yerleştirilir. Buradaki kriyostatlar dikey ve yatay uzantılar üzerine birkaç farklı yöntemlerle sıvı nitrojen dewar üzerine yerleştirilir. Dewar daha fazla doldurma sisteminden uzak durmak için seviyesi yaklaşık olarak 30 litre doldurulması beklenir. Dewar'ın ilgili genişliği ve ağırlığı, dedektörün cihazından çok daha büyüktür ve taşınabilir çalışma olanağı oldukça zordur. Bunun için geliştirilen teknoloji ile daha limitli tutulan zamana sahip küçük dewarlar sağlanmıştır. Germanyum dedektörlerinde en sık yapılan arıza sebebi oluşan su buharı ve diğer gazların sızıntısı en önemli arıza sebeplerindendir. Germanyum dedektörleri çok büyük bir genelleme ile daha az bir sıcaklığa ulaşmadan, dedektör cihazına daha yüksek voltaj etkisini göstermemesi için bir kilitleme sistemine sahiptir (Knoll 2000).

3.5. Nükleer Ölçümlerde Sayma İstatistiği

Laboratuvarlarda yapılan incelemeler değişkenlik ve yanlış kaynak sıkıntıları mevcuttur. Bunlardan bir kısmı ölçme yöntemlerinden oluşmaktadır. Geri kalan kısmı ise; radyoaktif bozunumun bizzat kendisi oluşturur. Radyoaktif bozunumun meydana gelişi tesadüfen olduğundan dolayı radyoaktif bozunumun kendisi istatistiksel dönüşümdür. Tesadüfen oluşan bu değişimde, istatistiksel olan bu olayda sadece bir ölçüm yaparak; diğer ölçümlerin hangi seviyede doğruluk payının olduğunu tahmin edebiliriz ve ayrıca ölçümün sonuçlarının ne kadar gerçek değerine ulaştığının farkına varırız (Krane 1988).

Burada verilebilecek en önemli örneklerden bir tanesi; İçerisinde N tane radyoaktif çekirdek olan bir örneğimiz olsun. İncelenilen süre içerisinde, n tanesinin bozunma ihtimali $P(n)$ hesaplanabilir. Hesaplayabilmek için yalnız bir çekirdeğin bozunma ihtimali p 'dir. Burada p 'nin değeri değişmez olduğunu kabul ederek, her bir çekirdek, diğer çekirdeklerin hareketlerinden bağımsız bir şekilde bozunurlar. Bu ulaşmak istediğimiz ihtimal binom

açılımından hesaplanabilir. Aşağıdaki formül (3.5.1)'de görüldüğü gibi hesaplanır (Krane 1988).

$$P(n) = \frac{N!}{n!(N-n)!} p^n (1-p)^{N-n} \quad (3.5.1)$$

Yazı ve tura ile zar atma olaylarında binom dağılımına oldukça fazla rastlamaktayız. Burada en önemli karakterize olanlar pN 'ye eşit olan $\bar{n}$ ortalaması ile belirlenir. σ^2 değerini bulabilmek için aşağıdaki formüller (3.5.2) ile (3.5.3) kullanılarak, çekirdek başına bozunma ihtimalinin çarpımıyla, çekirdeklerin toplam sayısı bozunma sayısını karşılamaktadır (Krane 1988).

$$\bar{n} \equiv \sum_{n=0}^N nP(n) = pN \quad (3.5.2)$$

$$\sigma^2 \equiv \sum_{n=0}^N (n - \bar{n})^2 P(n) = \bar{n}(1-p) \quad (3.5.3)$$

Bu formüldeki standart sapma σ , istatistiksel genişliğin ölçüsü olarak kabul edilir. n ve N daha küçük olduğunda, binom açılımının yapılması çok gereksizdir. Buna rağmen bozunma işleminin bir sonucu olarak n ve N çok büyükse, yapılan işlemler oldukça zor olacağından daha küçük açılım kullanılır. $P \ll 1$ olduğunda ise aşağıdaki formül (3.5.4) kullanılarak daha kesin bir sonuç elde edilebilir (Krane 1988).

$$P(n) = \frac{\bar{n}^n e^{-\bar{n}}}{n!} \quad (3.5.4)$$

3.6. Manyetik Spektrometreler

Girişim ağı optik saptamalarda ışığın dalga boylarının dağılımını bulmak için kullanılır. Bu sayede dalga boylarının uzaysal kopmaları oluşturulur. Buda ayrı dalga boylarının ayrı konumlarda görünmeleridir, bunlar fotoğraf filmi (bir spektrograftaki gibi) üstüne kaydedilir, kuvvetleri ise bir yarıklı ve bir fotoelektrik cihazla (spektrometre gibi) kaydedilir. Bu ölçümlerde kullanılan cihazların yapımında önemli olan asıl hedef, ileri düzeyde ayrıştırması ($\lambda/\Delta\lambda$ ile ifade edilir ve değişkenlerinde $\Delta\lambda$ farkı olan iki dalga uzunluğunu ayırt edebilme özelliğidir) ve geniş bir dağılım ($\Delta\theta/\Delta\lambda$ ile ifade edilir ve $\Delta\lambda$ dalga boyu mesafesine $\Delta\theta$ açısal farkıdır) gerçekleştirilir (Nappi ve Peskov 2013).

Değerli malzemeler için manyetik spektrometrelerin kullanımında da amaç benzerdir. Oldukça geniş bir alana ve daha az çözme gücüne sahip bir parçaya hakim olması istenmektedir.

Çözme gücünü belirlerken, atom ve nükleer fizikçiler ile birlikte anlaşılması zor uyumsuzluklardan birisi olarak göze çarpmaktadır. Girişim ağında bulunan çözme gücü, $\lambda/\Delta\lambda$ oldukça fazla bir değerde olması beklenir, ancak nükleer radyasyon gücünün ise $\Delta E/E$ olabildiğince çok küçük bir değer olması beklenir. Bu iki durum oldukça birbirine oldukça benzer olup birbirinden farklı sembollerle gösterilmiştir. Her ikisi de parça üzerine gelen sadece bir renkli ışmanın oldukça küçük veya dalga boyunun belirlenmesiyle sağlanır. Bu arada asıl amaç en yüksek verime hakim olmak, değerlikli malzemelerin birbirinden ayrı doğrultularda nüfuz eden tek enerjili aletlerin üzerinde belli bir alana sahip olmak istenir (Krane 1988).

Radyoaktif kaynakların E_1 ve E_2 , enerjili birbirinden farklı ışınlama yaydığı düşünürsek; burada bulunan E_1 ve E_2 , birbirinden ayrı açıda ışın yayınlarlar. Oldukça düz bir manyetik alanda çembersel yörüngede gelişi güzel ilerler ve burada oluşan cisim momentumu Br 'dir. Burada birbirinden farklı iki görüntü elde edilir. Birbirinden farklı olmasının asıl amacı odaklama düşüncesini artırmak ile çözme gücünün ileri seviyede gelişmesini sağlamaktır (Nappi ve Peskov 2013).

Manyetik bölge bir dizi bobinle yapılmaktadır. Bobinlerdeki akım alanın özel bir etkisi için, sadece bir enerjili elektronlar çıkış durumuna girerken diğer parçacıklar çıkış alanına giremezler. Bir çeşit dedektörler ayrı çıkış akımlarından dolayı elektron güçlerini yok ederler. Böyle bir parçacıklar için üretilen $\Delta E/E$ çözme gücü % 0,1'in altında olması beklenmektedir. Ancak bir Si (Li) dedektörlerin elektronları için belirlenen en değerli çözme gücü % 0,5 olarak belirlenebilir. Çözme gücünde bu gelişmiş ayrıntı, birbirinden ayrı alt kabuklarından yayınlanmış iç dönüşüm elektronlarının şiddet ölçüm hesaplanmalarında önemli bir ayrıntıya sahiptirler (Sauli 1987).

Alfa'lar ve protonlar gibi ağır yüklü cisimler için gelişmiş düzlemsel ilkeleri benzerdir, ancak daha büyük kütleyle sahip cisimler için de pozitif bir şekilde belirlenmiştir. Bu ağır yüklü cisimler yörüngelerin eğikliği için daha büyük manyetik bölgelere sahip olması gerekir. Bu sebepten dolayı akım taşıyan bobinlerden ziyade daha çok manyetik demir ile uygulanması gerekir. Buna rağmen eğiklik yarıçapı daha büyüktür ve parçacıkların fiziksel alanları ise elektron spektrometrelerinden büyük olması beklenir. Çözme güçleri neredeyse % 0,1 oranında veya bu orandan daha iyi olması beklenir. Ancak bu değer yüzey engelli materyallerden veya Si (Li) detektörlerden 3 ile 5 kat üstünde olması gerekir (Haznedaroğlu 2002).

3.7. Nükleer Ölçümlerde Sayaç Teleskoplar

İki veya daha fazla sayaçlardan meydana gelen bir sayaç teleskopu oluşur. Bu sayaçlardan ışınlamaların arka arkaya geçişleri gözlenir ve bulunması gereken en son sayaçta bütünüyle soğurulması beklenir. Burada oluşan cisimlerin bütünüyle soğurulabilmesi için, son sayaçın oldukça en büyük hacimlerine sahip olması gerekir. Sayaç teleskopundaki diğer sayaçlar neredeyse gözükmeyecek kadar incedir ki, her seferinde cisimlerin enerjisinin çok az birimini , ΔE , kaybedebilir. ΔE sayaçları nispeten, süreçlerinde bulunan özellikler için tercih edilirler, bu sayaçları oldukça muhteşem bir sürece sahip olduklarından plastik sintilatörler en uygun olarak tercih edilir. Laboratuvar ortamında oldukça birbirine bağlı olarak istenen boyut ve genişlikte kullanılabilir (Lilley 2018).

Sayaç teleskoplar birbirinden farklı birden fazla uygulanmalarla kullanılmaktadır. Ayrıca birbirinden farklı dedektörler tercih edilerek kullanılabilir. İlk gözlemde, süreç boyunca detektördeki pulsları elde edebilmek için iki çok hafif sayaç kullanılır. Bu süreç pulsları, cisimlerin iki sayaç arasındaki uzaklığı yol ederek geçirilen bu süreci belirlemek için TAC ile her ikisi birlikte uygulanabilir. Bu sayede cisimlerin hızlarını ve kinetik enerjileri E sayacından üretildiği için bu cisimlerin kütleleri bulunabilir. Bu uygulanan yöntem uçuş zamanı denilmektedir. Cisimlerin belirlenmesi için bu alanda kullanım dışında da yapılan uygulamalarda da çalışmalar yapılabilir. Nötron enerjilerini hesaplamak için oldukça sık kullanılan bir yöntemdir. İkinci gözlemde ise, sayaçtaki enerji kaybolmalarının hesaplanması planlanmaktadır. Görecesi belli olmayan cisimler için çarpan alanları birbirinden küçük olması için bu uygulama kesin sonuç vermektedir. $\Delta E.T$ çarpımı kz^2M' 'ye eşit olduğu belirlenmiştir (Lilley 2018).

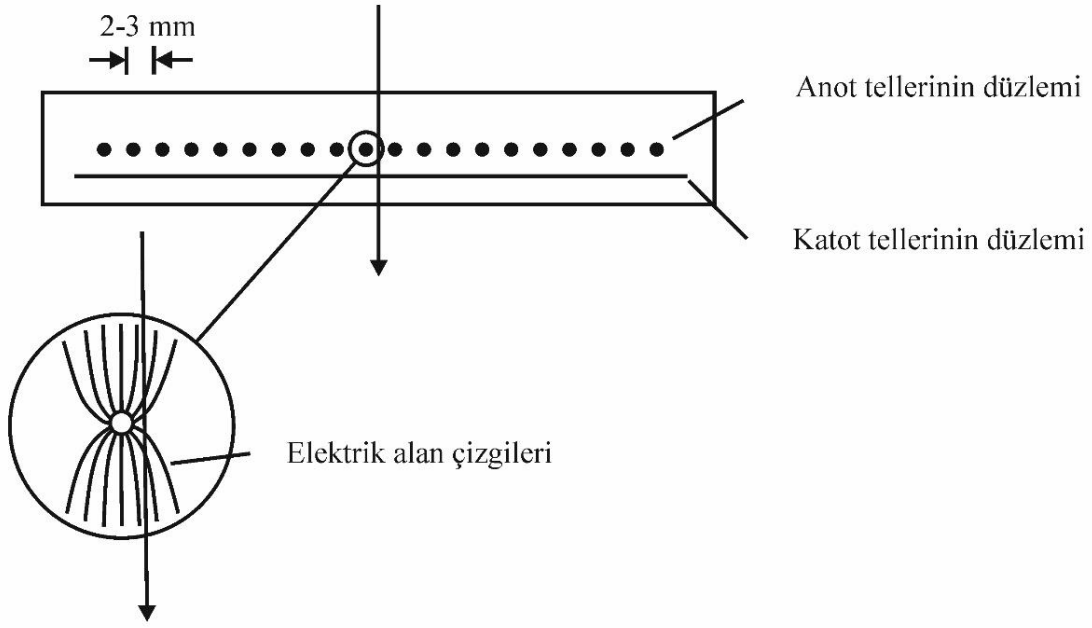
3.8. Nükleer Ölçümlerde Çok Telli Orantılı Sayaçlar ile Polarimetreler

Çok telli orantılı sayaçlar (MWPC), partikül etkilenmelerinin olduğu yere hassas olan dedektör çeşitlerine örnek verilebilir. Bu dedektörler sayesinde, nükleer tepkimelerde oluşan partiküllerin izledikleri yol planlarını belirlemek için sadece bu teleskop sistemleri üzerinden uygulanabilir. Şekil 3.10'da görüldüğü üzere; MWPC 2-3 mm sıklıklarla anot ve katot tellerinin yerleştirildiği iki düzlemden oluşmaktadır. Yüklü partikülün paralel tellerden anot telinin yakınından geçmesi yalnızca anot teli üzerinde bir çığ meydana getirir. Partikülün konumu hakkındaki bilinmezlik teller arasındaki mesafe kadardır. Partiküllerin daha az enerji kaybetmesi için tellerin giriş ve çıkış ekranları oldukça incedir. Buradaki asıl amaç, partikülün enerjisini belirlemek olduğundan çoğunlukla bu dedektörler kalın E sayaçlı bir teleskop ile birlikte

kullanılır. Bu sayaçlar 1 m² boyutunda olabilir. Bu sistemde odaya ulaşan yüklü olan partikül iyonlaşma durumunu oluşturur. Bunun sonucunda da anot ya da katot telinden herhangi birisinin yanı başında çılg oluşumu gözlemlenmektedir. Buradaki tel sistemi ayrı ayrı izlenir ve çıkış pulsları partiküllerinin yerini iki tel arasındaki mesafe (2-3mm) yaklaşıklığında bu değişkenliği tespit etme olanağı sağlar (Haznedaroglu 2002).

Compton saçılma etkisinden dolayı, saçılma görüşüne bağlanılmasıyla ikisi arasındaki enerji kısmı ile geri tepme elektronu ve saçılmakta olan gama ışınları fotonunun meydana getirilmesi sonucu oluşmaktadır. Saçılan gama ışını $h\nu$ 'nin saçılma görüşü türündeki enerjisinden, m_0c^2 'nin elektronun en son kalan kütle enerjisi (0,511 MeV) olduğu durumlarda ifade edilir. Bu sebepten dolayı geri tepme elektronun kinetik enerjisinin iki önemli aşaması vardır. Bunlardan ilk aşama, bu uçtaki geri tepme Compton elektronun enerjisi oldukça düşüktür ve saçılan gama ışını, gelen gama ışını ile neredeyse benzer enerjiye sahiptir. İkinci aşamada ise; bu uçtaki tek bir Compton etkisinde bir elektrona verilebilecek maksimum enerjiyi ifade etmektedir (Ergün 1996).

Doğal şartlarda, dedektörde tüm saçılma görüşleri meydana gelecektir. Bundan dolayı, sıfırdan denklem ile düşünülmesinden maksimuma kadar yenilenen bir enerjinin gelişi güzel ilerleyişi ile birlikte elektronlara verilebilir. Compton saçılımının temelde serbest veya bağlanmamış elektronları barındırdığı için bu tarz bir düşünce hakim olmaktadır. Gerçek dedektör materyallerinde, saçılma işleminden daha önce elektronun bağlanma enerjisi, Comptonun belirsizliğinin biçimi üzerinde hesaplanabilir bir ayrıntıya ait olabilir. Bu oluşan etkilerden dolayı, özellikle az gelen gama ışını enerjisi için dikkat çekici olabilmektedir. Belirsizlikteki yükselişin üst ucuna oldukça yakın bir konumda yuvarlanmasını ve Compton kenarının ani düşüşüne sonlu bir eğimin ilave edilmesini içerir. Bunun sonucunda dedektörün sonlu enerji çözünürlüğü sayesinde maskelenir, ancak yüksek saflıktaki doğal çözünürlüğe sahip dedektörlerin spektrumlarında belirleyici olduğu düşünülmektedir (Ergün 1996).

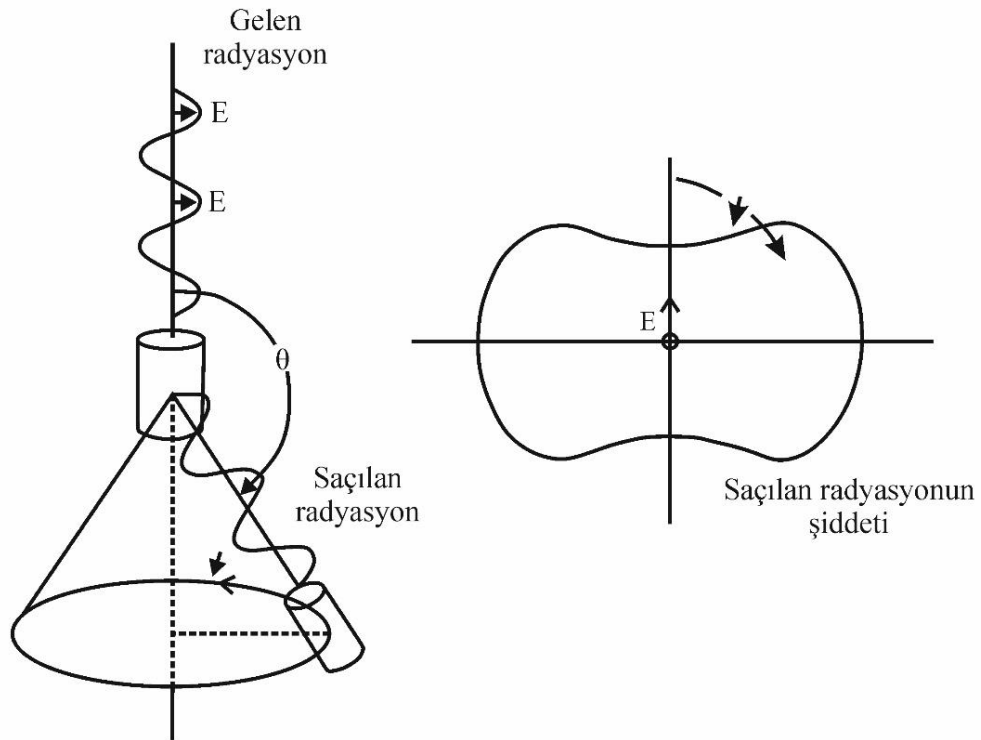


Şekil 3.10. Çok Telli Orantılı Sayaçlar (Krane 2002).

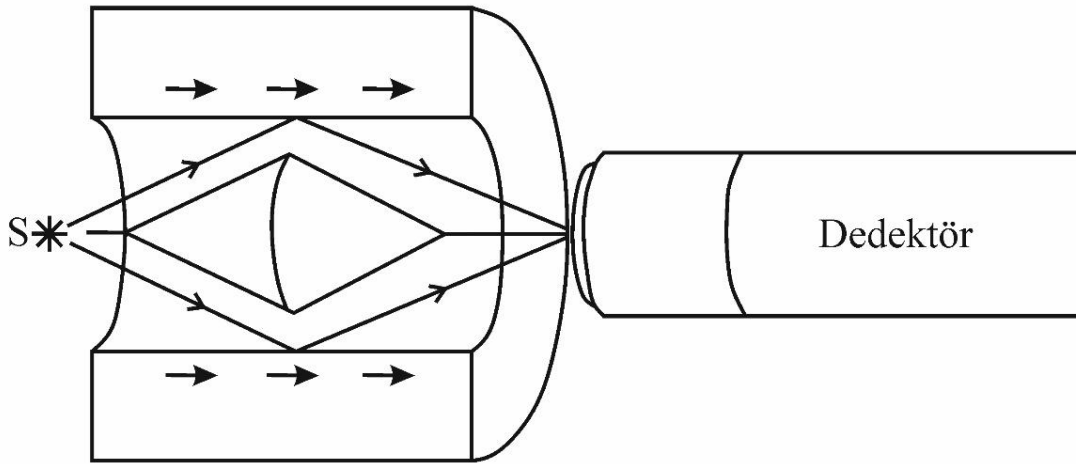
Çoğunlukla gözlemlenen radyasyonun polarizasyonu hesaplamak istenir. Elektronlar ve nükleonlar benzeri $\frac{1}{2}$ spinli partiküller için polarizasyon, mevcut eksene göre spinin parçası olduğunu ifade etmektedir. Fotonlar çoğunlukla elektromanyetik radyasyon bölgesinin E vektörüyle belirtilen klasik lineer polarizasyonuyla ifade edilir (Lippmann vd. 2003).

Şekil 3.11’de görüldüğü üzere fotonların Compton saçılması polarizasyonla ilgilidir. Bu dedektörlerin hareketi silindirik geometriye Ψ ’ye bağlıdır. Compton saçılmasında saçılma şiddetinin değişmesi polarizasyona bağımlı olmasındandır. Birden fazla Ψ açısıyla saçılan radyasyon şiddetini ölçmek için polarizasyon doğrultusunun belirlenmesine olanak sağlar. Fakat saçıcı madde etrafındaki ayrı yerlerde saçılmaya maruz kalan radyasyonun şiddetini gözlemlersek gelen radyasyonun lineer polarizasyonunun değerini ölçebiliriz. Çembersel polarizasyon hesaplanmaları için çoğunlukla kullanılmakta olan diğer uygulama, fotonların bir manyetik cihazlarda oluşturulan polarizasyonlanmış elektronlardan saçılma ihtimali ile ifade edilmektedir. Şekil 3.12’de görüldüğü gibi manyetik bölgenin gidiş tarafı diğer yöne çevrilince saçılmakta olan ışınmanın gücündeki çıkarımdan polarizasyon belirlenebilir. Compton saçılması, saçıcı malzemelerin elektronların polarizasyonu ile ilişkilidir. Bunlara örnek olarak mıknatıs verilebilir. Manyetik bölgenin yönü ters çevrildiğinde dedektör sayesinde gözlemlenen radyasyonun şiddetinin değişmesine sebep olur. Bu sayede çembersel polarizasyon belirlenebilir (Charpark vd. 1968).

$\frac{1}{2}$ spinli partiküllerinin polarizasyonun hesaplanması bununla birlikte bir saçılma örneğini de barındırır. Polarizasyonlaşmış elektronların polarizasyonlaşmış saçılmaları ile birlikte spinlerin paralel veya anti paralel durumları güç ile bağlantılıdır. Pauli ilkeleri yani paralel yönelmede saçılma engellenir, anti paralel yönelme saçılma olayında çoğunlukla kullanılır. Paralel ve anti paralel saçılma tesir kesir oranı oldukça az enerjilerde 0 ile 0,1 ortalamasında olması beklenir. Pauli ilkesi pozitron-elektron saçılmalarında kullanılmaz. Bunun nedeni az enerjilerde tesir kesitleri eşit hale gelir (Charpark vd. 1968).



Şekil 3.11. Compton Polarimetresi (Krane 2002).



Şekil 3.12. Compton Saçılması (Krane 2002).

Nükleonlar için uygulanan polarimetrelerde nükleer saçılmalar spinin bağımlılıkları oldukça önemlidir. Böylece kendileri arasında polarizasyonlaşmış spinlerden saçılmaya gerek duyulmaz. Nükleer spin- yörünge etkisi ile saçılma tesir kesitinin spin birlikteliğini vermektedir. Polarizasyonlanmanın nötron veya protonların ^4He 'e benzer spinsiz bir merkezden saçılmasıyla uygulanan yöntem saptanabilir (Charpark vd. 1968).

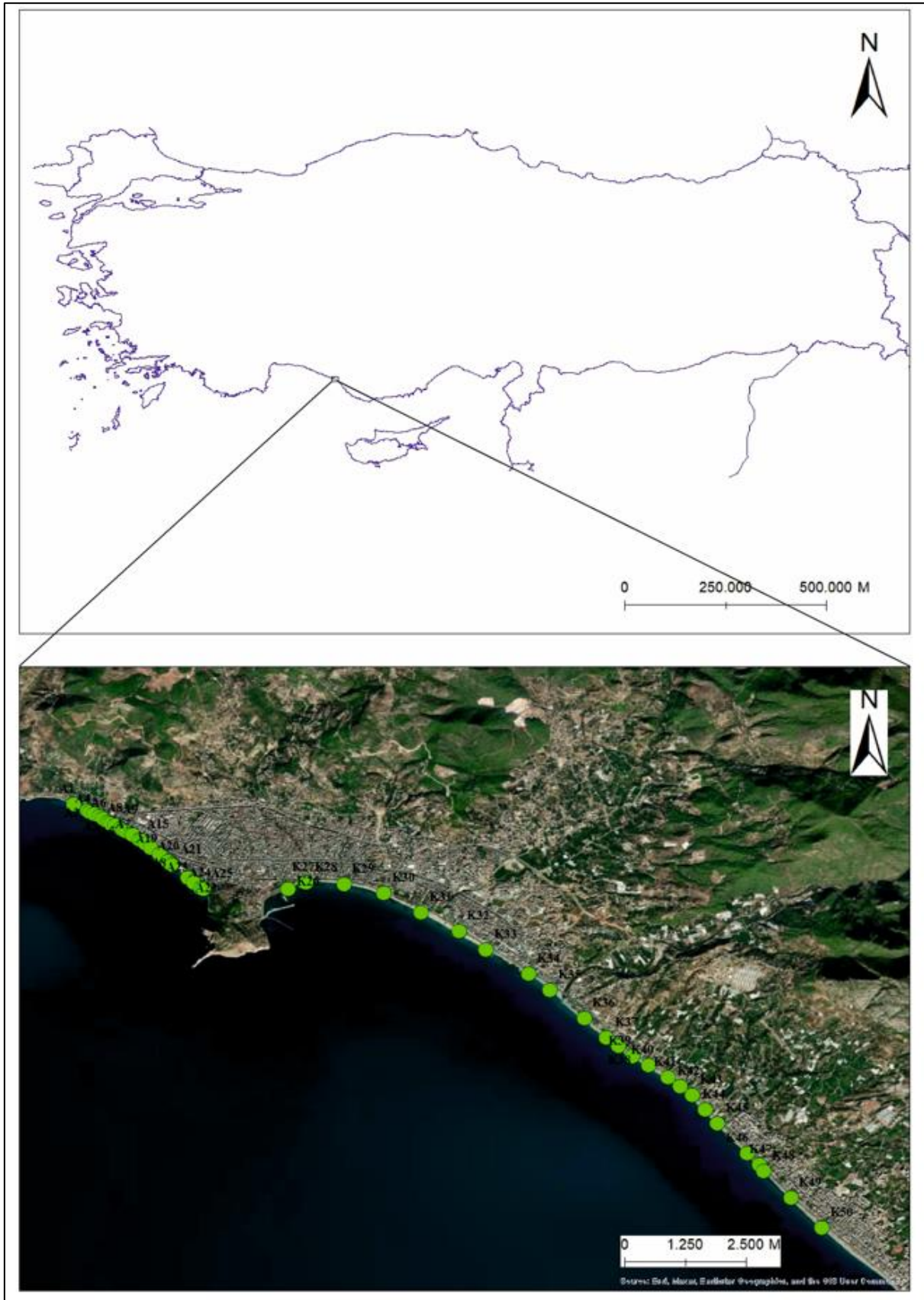
4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Çalışma Alanında İncelenen Sahil Kumları

Bu tez çalışması, ülkemizin en önemli turizm merkezlerinden biri olan Alanya Kalesi'nin batı bölgesinden radyasyon için (Şekil 4.1) alınan 25 adet sahil kumu örnekleri ile hem Alanya Kalesi'nin batısından hem de Alanya Kalesi Doğusundan alınan 50 adet sahil kumu örnekleri ise XRF analizi için toplanmış olup yer buldur haritasında gösterilmiştir (Şekil 4.2). Son yıllarda nüfusun hızla artması ve turizm sektörünün büyümesi plajlara olan talebi artırmıştır. Her yıl milyonlarca insanı ve karasal organizmayı barındıran kıyı şeritlerinde ağır metal birikimi önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir.



Şekil 4.1. Çalışma Bölgesinden Alınan Numune Örnekleri



Şekil 4.2. Çalışma Bölgesinden Alınan Numune Örneklerinin Yer Bulduru Haritası

Sahil kumları, kıyı şeridi boyunca uzanan tuzlu oluşumlarından doğal olarak meydana gelmektedir. Geçmişten günümüze kadar gelen jeolojik zaman evreninde, etrafındaki kayaçların ayrışması ve aşınması ile kıyıya vuran kayaç parçaları ile kırıntılardan meydana gelmektedir. Kum tanelerinin büyüklükleri 0,05 ile 2 mm arasında değişmektedir. Çok önemli olan mineral bileşenler, radyasyon aktivitelerin uranyum, toryum ve potasyum elementlerinden meydana gelmektedir. Ağır minerallerden en önemlisi; monazit ve zirkon gibi mineraller; hava şartları, rüzgârlar, akarsu ile erozyonun sebep olmasıyla birlikte önemli miktarda doğal aktivite konsantrasyonu olan uranyum ve toryum elementlerini içermektedir (Coelho vd. 2005; Hassan vd. 1997; Malanca vd. 1998; Alam vd. 1999). Bu mineraller ışınlanma doz hızında önemli miktarda artışa sebep olmaktadır (Radhakrishna vd. 1993; Van Duong vd. 1996; Kannan vd. 2002; Mohanty vd. 2004; Freitas ve Alencar 2004; Alencar ve Freitas 2005). Sahil erozyonu alanlarında oldukça yüksek yoğunluklu malzemeler bulunmaktadır. Bu alanda da zenginleştirilmiş radyoaktif kumu meydana gelmektedir. Fakat az yoğunluktaki ve yüksek miktardaki mineraller denizden gelen dalga ve akıntılar sayesinde sürüklenmekte olup sahil yığılma alanına ulaşır (Ayman ve İbrahim 2012; Kaiser vd. 2014).

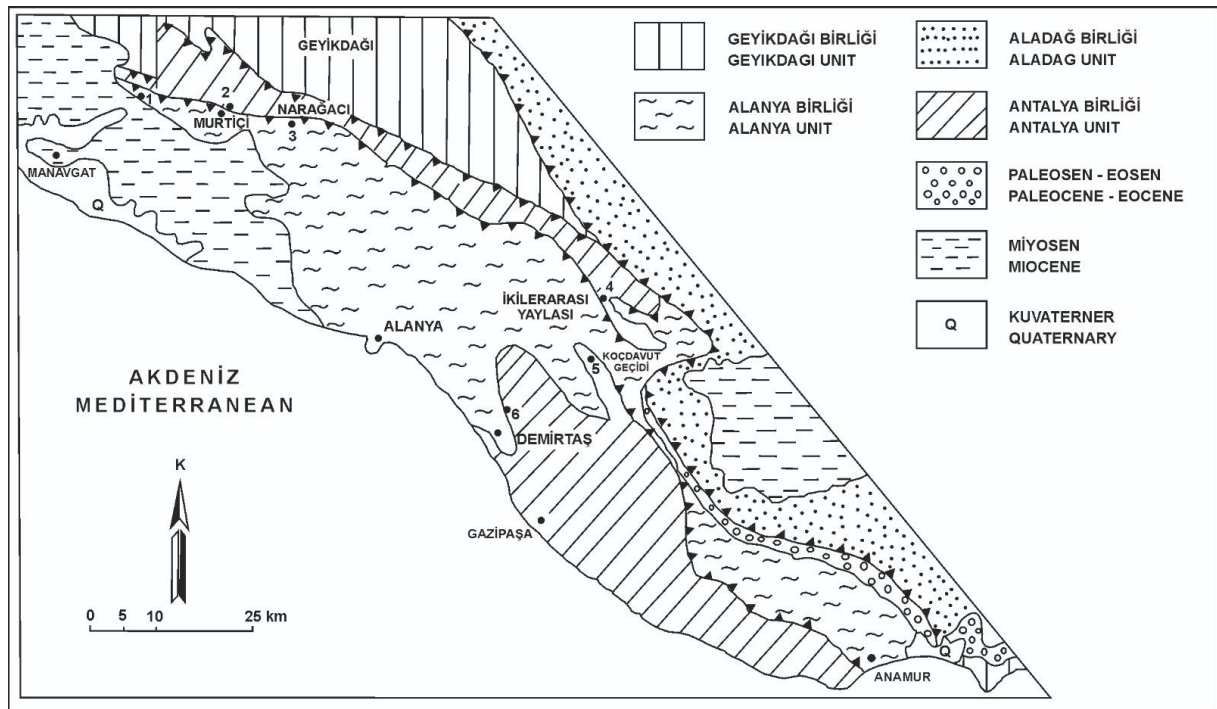
Sahil kumu örneklerinde bulunan ^{40}K elementi içerisinde ters korelasyon ve feldispat ile muskovit taneleri ile ayrıca aktinitler uranyum taşımakta olan minerallerle ilgili olduğu için kum örneklerinde bu oluşum oldukça yaygın bir hale gelmiştir (Seddeek ve Abdelmeguid 2006; de Meijer 1998). Radyoaktivite açısından çok önemli olan sahil alanlarında U ve Th zenginleştirme zamanları, sahil kumlarındaki tane boyutu ile ağır mineral dağılımını belirlemektedir. Yapılan ve yapılmakta olan çok önemli çalışmalar sonucunda, Türkiye ve Dünya’da bazı sahil kumları yüksek seviyede radyoaktivite konsantrasyonu içermektedir.

Türkiye, sahil kumları bakımından oldukça zengin bir ülkedir (Yaktı 2003). Sahil kumulları önemli derecede bir ekosistem olan birden fazla canlıya yaşam alanı oluşturmaktadır. Sahil kumları içerisinde derişmiş zirkonda bulunmaktadır. Bu oluşan tortullar içerisinde zirkon önemli oranda rutil, ilmenit ve manyetit gibi ağır minerallerle birlikte gözlenmektedir. Sahil kumlarının en belirgin özelliği ince boyutta zenginleşme yapmasıdır.

4.2. Çalışma Alanı Genel Jeolojisi ve Özellikleri

Çalışma bölgesi, Orta Toroslar'ın güney kısmında yer almaktadır. Bu bölgede, birbirinden farklı yaş ve litolojiye sahip, ayrıca yine farklı bir şekilde ortam koşullarını yansıtmakta olan düzenli veya düzensiz stratigrafi özelliği gösteren çökel kaya toplulukları ile ultrabazik kayalar yer almaktadır. Şekil 4.2’de görüldüğü üzere; bu çökel kaya ile ultrabazik kayalar arasındaki

ilişki tektonik oldukları için 6 merkez birimde toplanmıştır. Bunlardan en önemlisi, bu merkez birimler, kuzeyden güney ucuna doğru, Aladağ birimi, Antalya birimi, Pinos- Tepedağ birimi, Alanya birimi, Paleo-otokton örtü kayaları ile daha önce oluşmuş kaya birimlerini uyumsuzlukla örten Neotokton örtü kayaları Üst Oligosen (?)- Miyosen yaşındadır (Şengün 1986).



Şekil 4.3. Alanya Bölgesi Genel Jeoloji Haritası (Şengün 1986)

Çiğdemtepe kireçtaşı permiyen yaşlı olup, Bozbelentepe kireçtaşı ise jura-kretase yaşında olmasına rağmen bu altı merkez biriminin dışında tutulmuştur. Aladağ birimi üst devon - üst kretase yaşında olup, daha yaşlı karbonatlarla ve kırıntı ile ifade edilir. Kargılıdere birimi üst devon yaşlı olup oluşan formasyon'un görülmekte olan alt kısmı dolomitlerle başlayıp, yumrulu kireçtaşı, şeyl, kumtaşı, kireçtaşı ve kuvarsit ile devam etmektedir. Kargılıdere formasyonu'nun üst kısmında, birbirine uyumlu olan karbonifer yaşlı Bademli formasyonu, kumtaşı, şeyl, kireçtaşı ve kuvarsit ile temsil edilir. Kuvarsit ile permiyon içerisinde uyumsuzluk yoktur. Cevizli formasyonu permiyen yaşlı Gırvenella'lı kireçtaşı ile başlayıp, kuvarsit, şeyl, kumtaşı ve kireçtaşı ile temsil edilir. Ancak permiyen yaşlı çökeller kömür içermektedir. Karbonatlar alt triyas yaşında olup, permiyen ile değişkenlidir. Alt triyas yaşlı Mediova formasyonu (Alt Triyas), karbonat, şeyl ve kumtaşından meydana gelmektedir. Üst triyas yaşlı resifal kireçtaşlarından oluşan Fet formasyonu ile alt triyas içerisinde bir uyumsuzluk vardır. Liyas yaşında Derebucak formasyonu, karasal çökellerden meydana gelmektedir. Triyas yaşında olan çökellerle ise uyumsuz bir şekilde oturmaktadır (Şengün 1986).

Çanlık formasyonu jura-kretase yaşında olan ayrıca platform karbonatlardan meydana gelen, üst kretase (Maestrihtiyen)'den itibaren bulunduğu ortam şartlarını değiştirmeye bağlı olarak pelajik karbonatlara yönelir. Fliş tipi çökellerden meydana gelen üst kretase (Maestrihtiyen)'den daha yaşlı Dutağacı flişi üzerine Boyalık ofiyolitleri tektonik olarak oluşmaktadır. Bu ofiyolit düzensizliğinden sonra Aladağ birimi üzerinde görülmekte olan ilk uyumsuzluk paleosen ve alt eosen yaşında çakıl taşlarından oluşan Kolfaltepe çakıltası'dır (Şengün 1986).

Antalya körfezinin doğusunda yer almakta olan Alanya masifi, Gondvana levhasının Pan-Afrikan temeli'nin bir alternatifi olduğu düşünülen paleozoyik-mesozoyik ile prekambriyen yaşında bir metasedimanter örtüden meydana gelmektedir. Alanya ve Antalya birimleri diğer birimlerin stratigrafik ve yapısal devamı olarak ifade edilmektedir. Alanya masifinin yapısında genellikle paleozoyik yaşında birimleri kapsamakta olup, güneye doğru devrik bir antiklinoryum ile çoğunlukla mesozoyik yaşlı birimlerden oluşmakta olan güneydoğuya doğru dalımlı bir senklinoryum meydana gelmektedir. Burada ki Alanya masifi kuzeye doğru eğimli tektonik bir dilimlenme ile mekan boyutunda progresif, alpin yaşlı bozulma sürecine bağlı olduğu için, paleotetis levhasının Anadolu-Apulya mikro kıtası üstüne güneye doğru tetis levhasının kuzeyine doğru kaybolmasının birleşik sonucu olması ile ifade edilmektedir. Bozulma etkisinin kuzeydoğuya doğru yönelerek azalması, dalma-batma zonundan uzaklaşması ile birlikte bu yöne doğru üst yapısal konumlara doğru eğimli olmasına bağlıdır. Alanya ve Antalya birimleri üzerinde bulunduran üst kretase-eosen yaşında olan çökel birlikler ise hareket halinde oluşmaktadır (Şengün 1986).

Antalya Napları'nın (Lefevre 1967) oluşum ve yapısal bölgesi daha önce yapılan çalışmalarda ayrıntılı bir biçimde tartışılmış (Brunn vd. 1971; Özgül 1976; Monod 1978) ve daha sonra yapılan birçok bilimsel çalışmalarda, bu napların orta - üst triyas yaşında olan Alakırçay Formasyonu belirlenmiştir. Bu belirlenen formasyonun Toros alanı üzerinde meydana geldiği düşüncesine önem verilmiştir (Robertson ve Woodcock 1981; Yılmaz 1984; Okay ve Özgül 1984; Poisson vd. 1984). Alanya masifi'nin, bölgenin stratigrafik ve yapısal temelini meydana getirdiği düşüncesi ise (Blumenthal 1951; Baydar vd. 1970; Şengün vd. 1978) tarafından yapılan çalışmalarla katkı sağlanmıştır. Bu çalışmalardan sonra yapılan bilimsel çalışmalar Alanya masifinin, Antalya Birliği üzerinde bir nap örtüsü meydana getirdiği düşüncesi hakim olmuştur. (Ulu 1983; Okay ve Özgül 1984)'göre, Alanya Birliği, Antalya Birliği üstünde oluşmuş ve bu oluşumda taşınarak eosen'den sonra Geyikdağ birimi üzerinde meydana geldiği bilimsel çalışmalarla kanıtlanmıştır. Alanya ve Antalya birimleri üstünde üst

kretase – eosen yaşındaki çökel bağlama ise hareket sırasında gerçekleştiği düşüncesi ön plana çıkmıştır.

Ulu 1983. Demirtaş ve Gazipaşa’da yaptığı çalışmalara göre, Alanya tektonik biriminde üst kretase yaşındaki birimler ismini Hadım napı güneyindeki nap cephesinde alırken, Alanya masifini transgressif sınırı aşarak bu birimi örtmekte olan üst paleosen-lütesiyen yaşındaki çökellerin (Baydar vd. 1970 bu birim üst kretase eosen olarak tanımlanmaktadır) oluşması ile bu birimleri bir araya getirerek Alanya masifini meydana getirmekte olup, ayrıca üst kretase paleosen arasında güneyden kuzeye doğru yönelim göstermektedir.

Torosların Paleozoyik istiflerinde bazik magmatik kayalar yoktur. Amfibolit ile eklojitlere göre değişime uğramış kayaların prekambriyen yaşındaki birime ait olabileceği fikri aktarılmıştır. Cebeireis Dağı güneyine doğru granit çakıl ile blokları görülmüştür, ancak mostra belirlenememiştir. Cebeireis Dağı dışında granit çakıl ile blokların elde edileceği farklı alan bulunamamıştır. Alpin evresinin progresif bozulmasına bağlı olarak, iki evreli metamorfizma da görülen granatlı mikaşistler oluşabilir. Fakat oluşan ilk evrenin muhtemel yaşı prekambriyen olabilir. Prekambriyen zemin üstünde bulunduğu düşüncesiyle oluşan Alanya Metamorfikleri, Toroslar’ın Paleozoyik-Alt Mesozoyik yaşındaki oluşan aynı birimlerlerle karşılaştırılabilir. Toroslar’ın paleozoyik yaşındaki birimleri, Grondwana’nın kuzey ucuna doğru yönelen platformun üstünde çökelmiştir. Burada çökelen istif transgressif geçişlerle ifade edilen, kumtaşı, silttaşı, şeyl ve kireçtaşı oluşumundan meydana geldiği belirlenmiştir (Şengün 1986).

Alanya masiflerinin’de alt triyas yaşındaki birimler, fillit ve kayrakla ifade edilir. Özgül 1984’e göre Alanya tektoniklerinde en altta yer alan permien yaşındaki kireçtaşlarına, doğru ilerlemiştir. Alakırçay formasyonu’nun belirlenen birimleri konglomera ile kumtaşı düzeyleri önemli oranda kil – kum karmaşası olan, köşeli çakıllı ve olgunlaşmayan proksimal türbiditler göstermektedir. Buradaki formasyonda kumtaşları ile konglomera seviyeleri oldukça fazla miktarda metamorfik kayalar parçaları göstermektedir (Şengün 1986).

Türbiditler ile çörtlerin riftleşmesine göre oluşan alkali volkanizmadan olduğu düşünülen silis fazlalığının bir sonucu olduğu varsayılmaktadır. Alkali volkanizma ise riftleşme sonucuna göre değişiklik gösteren alan üzerinde (Robertson ve Woodcock 1981) alkali eğilimli (Yılmaz 1984) lav’dan oluşmuştur.

Şekil 4.3’de görüldüğü üzere; Alanya masifi kuzey bölgesine doğru, Murtiçi köyü’nden gözlemlenen çökeller arasında birbirleriyle ilişkilidir. Murtiçi köyü’nden doğu ucuna doğru belirlenen mostralarda taban konglomerası’da gözlenmektedir. Bu oluşumlardan sonra

meydana gelen deformasyonun bir transgressif aşma olarak ifade edileceği varsayılmıştır. İkizlerarası Yaylası'nda Alanya masifi üstünde çökel oluşumlarla gözlemlenen kremkırımı, kireçtaşı olarak meydana gelir.

Alanya masifi ve Antalya birimlerinin yerinde olduğu veya güney merkezli oldukları olasılığında Alanya tektonik biriminde görülmekte olan granitik ve metamorfik çakıllar (orta-üst triyas yaşında konglomera ve kumtaşlarında) Alanya ve Antalya birimleri zemininde orta triyas öncesi metamorfik kayaçların meydana gelmesi beklenmektedir. Hem Antalya hem de Alanya birimlerinde permien-alt triyas birimlerinin geçirgenli olmasıyla Antalya biriminde alt triyas'ın kretase'ye kadar olan birimlerle geçirgenli oluşu minimum permien öncesi bir metamorfizma döngüsüne bağlı kalmaktadır. Permien yaşlı kireç taşlarının metamorfiğin yok olduğu bölgelerde paleozoyik birimlerin köken şartlarında meydana gelmesi prekambriyen yaşındaki bir zeminin bulunması ile ifade edilmektedir (Şengün 1986).

Antalya biriminin paleozoyik birimlerde metamorfik anlayışının olmaması metamorfik çakıllarının orta-üst triyas yaşındaki birimlere geçişinin prekambriyen yaşındaki bir zeminden iki farklı bir biçimde oluşabileceği düşünülmektedir. Bunlarda ilki Torosların güney kısmında erken triyas'ta oluşan riftleşme nedeniyle, metamorfik zeminin blok faylanmalarla türbiditlere doğru çakıl elde edilecek seviyeye gelinmesidir. Bunlarda ikincisi ise permien yaşındaki açıl bozukluğa ait olan, metamorfik zeminin yerel mostralardan meydana getirmesidir. Ayrıca Pan-Afrikan zemini için oluşmakta olan prekambriyen-alpin ve paleozoyik-mesozoyik (alt tersiyer kapsamında) birimler içinde alpin yaşlı iki dağ oluşumunun evresi sürekli olarak güncelliğini korumaktadır. Alanya masifinin önemli bir kısmı, özellikle kuzey tarafı nadiren de olsa köken oluşumları görülebilmektedir. Bu sebeple oldukça düşük aşamalarda Alanya masifinin büyük bir kısmında mostra görüldüğü belirtilmektedir. Kavramsal şekilde başka metamorfik bölgelerde aynıyla, Alanya masifi'nde de oluşan alansal metamorfizma izobarik ve izotermal olarak ifade edilemez (Şengün 1986).

4.3. Sahil Kumlarında Laboratuvar Çalışmaları

Alanya bölgesindeki saha çalışmasında toplanan sahil kumu örnekleri dış etkilere kapalı ve kilitli poşetlere konulup Akdeniz Üniversitesi Jeoloji Mühendisliği Bölümündeki Maden Yatakları laboratuvarına taşınmıştır (Şekil 4.4). Daha sonra her bir numune saf su ile yıkanarak içerisinde atıl durumda bulunan (taş, yosun vb.) parçalar temizlenmiştir (Şekil 4.5). Plaj kumu örnekleri oldukları için saha çalışmasından alınan bütün örneklerin asıl hedeflediğimiz doğal nem seviyesine gelebilmesi için 4 ile 5 gün gibi bir süre zarfında poşetlerin ağzı açılarak, her bir

numuneyi temiz A4 kağıdına dökerek havalandırılması yapılmıştır. A4 kağıdına dökülen plaj kumu örnekleri için bütün numuneler 105°C sıcaklıktaki etüvde, örneklerin içerisindeki nemi alabilmek için kurutulmuştur (Şekil 4.5).

Plaj kumu örnekleri kurutulduktan sonra Retsch marka Havan Öğütücü - RM200'de her bir numune için yaklaşık olarak 10 dakika boyunca öğütme işlemi yapılmıştır. Öğütülme işlemi yapıldıktan sonra elek analizi işlemi yapılarak 2 mm'lik elek boyutundan geçirilek her bir numune için darası alınmış hassas terazi de içerisi saf su ile yıkanarak homojenize edilmiş 50cc'lik numune kaplarına konularak bütün örneklerin gram ağırlıkları tartılıp, kaydedilme işlemi yapılmıştır (Şekil 4.6).

Yapılan bu işlemlerden sonra numune kaplarının ağzı hava almayacak şekilde izole bant ile ağzı sıkıca kapatılmıştır (Şekil 4.7). Kapatıldıktan sonra bütün numuneler güneş görmeyen yerde yaklaşık olarak bir ay boyunca bekletilmiştir. Bunun nedeni olarak ise; ^{226}Ra ile ^{222}Rn arasındaki bozunma eşitliğini belirleyebilmek ve Compton alanının kararlı bir şekle gelmesini sağlamak için bekletilmiştir. Bir ay sonra ölçümlere hazır hale gelen numunelerin analizlerinin yüksek çözünürlüklü germanyum dedektöründe yapılabilmesi için Türk Hızlandırıcı ve Işınım Laboratuvarına gönderilmiştir. Burada her bir numunenin analizi için yaklaşık olarak 50.000 s sayım zamanı belirlenerek yapılmıştır. Burada yapılan analiz sayımı neticesinde radyonüklitlere sahip pik alanları belirlenmiş olup, her bir numunenin aktivite değerleri hesaplanarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.4. Sahil Kumlarının Laboratuara Taşınması



Şekil 4.5. Sahil Kumlarının Temizlenmesi ve Etüv’de Kurutulması



Şekil 4.6. Sahil Kumlarının Öğütülmesi ve Elekten Geçirilmesi



Şekil 4.7. Sahil Kumu Örneklerin Terazi’de Tartılması ve İzole Bant ile Kapatılması

4.4. Sahil Kumlarında Aktivite Hesaplamaları

Yüksek çözünürlüklü Gama spektrumdaki bütün pik numuneleri için en az yanılığa özgü en net pik alanları verebilecek şekilde belirlenmiştir. Belirleme işleminden sonra spektrumdaki radyoaktivite kalibrasyon katsayıları bilgisayardaki ana merkeze aktararak burada elde edilen piklerin ana merkezdeki kanalına karşılık gelecek enerji aktivasyon değerleri belirlenmiştir. Çizelge 4.1’de ^{238}U (^{226}Ra) ve ^{232}Th radyoaktivite serileri ile ^{40}K için alınan gama enerji değerleri gösterilmiştir. ^{238}U (^{226}Ra) serisi için ^{214}Pb (295,2 keV), ^{214}Pb (352,0 keV) ve ^{214}Bi (609,4 keV) enerjilerindeki, ^{232}Th serisi için ^{212}Pb (238,6 keV), ^{208}Tl (583,1 keV), ^{228}Ac (911,1 keV) gama enerjilerindeki pik bölgedeki alanların, ^{40}K için (1460,8 keV) gama enerjisindeki pikin alanı elde edilmiştir (Bakkal 2012).

Çizelge 4.1. Sahil Kumlarında Aktivitelesi Hesaplanan Radyoaktif Elementler

	İZOTOP	GAMA ENERJİSİ (keV)
^{238}U	^{214}Pb	295,2
	^{214}Pb	352,0
	^{214}Bi	609,4
^{232}Th	^{212}Pb	238,6
	^{208}Tl	583,1
	^{228}Ac	911,1
^{40}K		1460,8

Sahil kumu örneklerinin gama spektrumlarında ^{226}Ra ve ^{232}Th radyoaktivite konsantrasyon değerleri ile ^{238}U ve ^{232}Th radyoaktivite bozunum serileri aşağıda verilen denklem 4.1 kullanılarak belirlenmiştir.

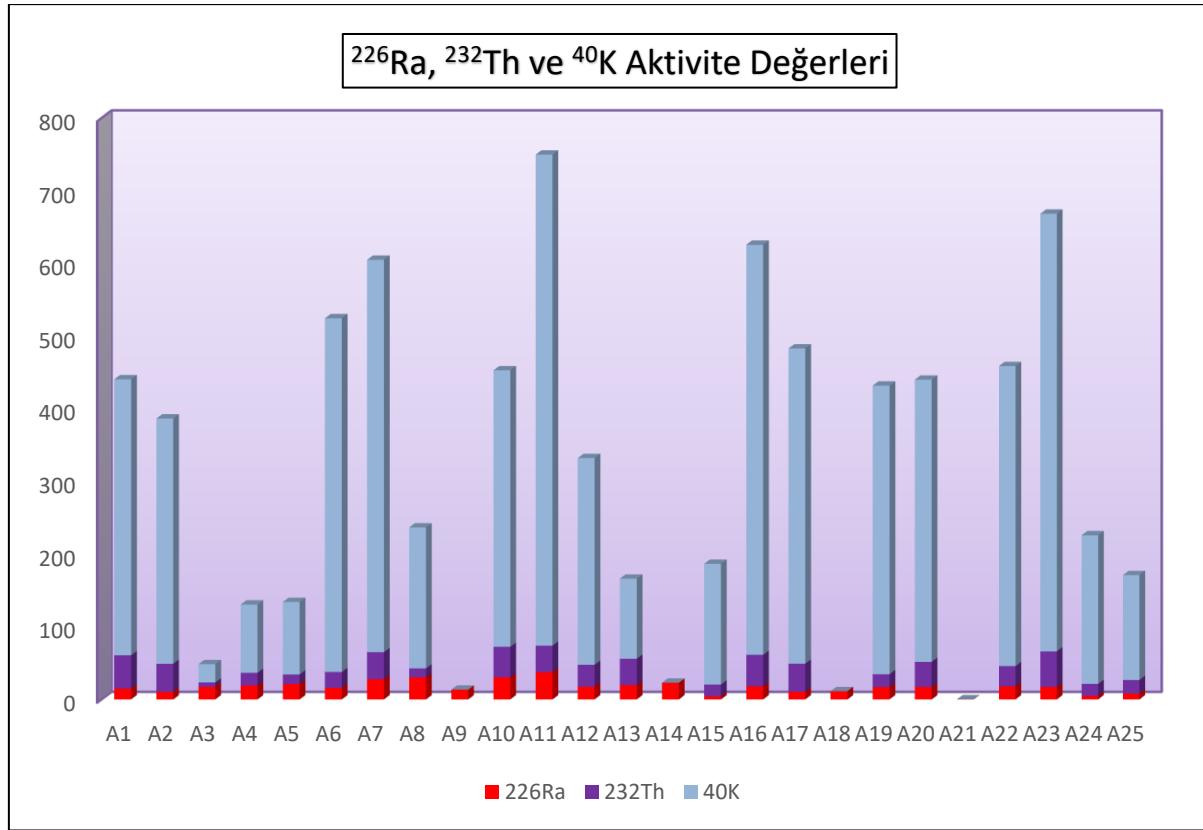
$$\text{Verim}(\epsilon) = \frac{N}{A \times t \times \gamma} \quad (4.1)$$

Bu denklemde radyonüklitin aktivitesi A ile gösterilmektedir. Birimi Bg/kg'dir. Gama enerjisindeki toplam net sayımı N ile isim verilmektedir. Sayım süresi saniye cinsinden ifade edilerek t ile gösterilmektedir. Yüksek çözünürlüklü germanyum dedektörünün gama

enerjisindeki verimi ϵ ile ifade edilmektedir. Buradaki gama ışınının çokluğu I_γ sembolü ile belirlenmektedir.

Çizelge 4.2. Alanya Bölgesine Ait ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Değerleri

ALANYA NUMUNELERİ	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
A1	14,96 ± 1,35	45,84 ± 4,63	379,80 ± 17,50
A2	10,46 ± 0,90	38,73 ± 3,58	337,56 ± 17,36
A3	17,52 ± 1,80	5,94 ± 0,55	25,20 ± 1,46
A4	19,11 ± 1,55	17,63 ± 1,47	94,00 ± 5,61
A5	21,24 ± 1,99	13,19 ± 1,36	99,83 ± 5,76
A6	15,97 ± 1,33	21,84 ± 2,41	486,77 ± 25,44
A7	27,71 ± 2,42	37,45 ± 4,24	539,83 ± 27,49
A8	30,51 ± 2,53	12,31 ± 1,26	194,16 ± 12,37
A9	13,50 ± 1,39	-	-
A10	30,57 ± 3,13	41,98 ± 4,24	380,49 ± 17,88
A11	37,61 ± 4,21	36,55 ± 4,13	675,48 ± 31,77
A12	17,60 ± 1,63	30,23 ± 3,01	284,47 ± 14,03
A13	19,66 ± 2,05	36,35 ± 3,55	110,44 ± 6,21
A14	23,09 ± 2,63	-	-
A15	4,36 ± 0,38	16,11 ± 1,69	166,44 ± 9,17
A16	18,09 ± 2,06	43,37 ± 3,96	564,16 ± 29,50
A17	10,52 ± 1,17	38,81 ± 3,77	433,72 ± 25,29
A18	11,39 ± 1,01	-	-
A19	17,05 ± 1,70	17,73 ± 1,86	397,18 ± 22,42
A20	17,21 ± 1,64	34,60 ± 3,40	388,31 ± 17,88
A21	0,29 ± 0,03	-	-
A22	18,01 ± 1,91	27,90 ± 3,18	412,92 ± 23,57
A23	17,23 ± 1,92	49,01 ± 4,92	602,13 ± 31,06
A24	4,89 ± 0,51	16,57 ± 1,54	204,68 ± 12,03
A25	8,07 ± 0,75	18,76 ± 1,66	144,57 ± 8,17
ORTALAMA	17,06 ± 1,68	25,04 ± 2,88	276,88 ± 17,24
UNSCEAR 2000	35	30	400



Şekil 4.8. Alanya Bölgesine Ait ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi

Bu çalışma alanı Antalya ili Alanya Kalesi batı kısmından alınan 25 adet plaj kumlarının ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite değerleri belirlenmiştir. Hem Çizelge 4.2’de hem de Şekil 4.8’de görüldüğü üzere Alanya Bölgesine ait plaj kumlarının en yüksek bulunan değerler ^{226}Ra için, 37,61 ile A11 numunesinde, ^{232}Th için ise en yüksek değer 49,01, A23 numunesinde, ^{40}K radyoaktivitesi için ise en yüksek değer 675,48 ile A11 numunesinde elde edilmiştir. Alanya Bölgesine ait plaj kumlarının en düşük değerleri ^{226}Ra için, 0,29 ile A21 numunesinde, ^{232}Th için ise en düşük değer 0,00 olarak belirlenmiş olup A9, A14, A18 ve A21 numunlerinde hiç değer elde edilememiş olup ayrıca aynı şey ^{40}K aktivite değeri içinde gerçekleşmiş olup en düşük değer 0,00 olarak belirlenmiş olup A9, A14, A18 ve A21 numunelerinde hiçbir değer elde edilememiştir.

Çizelge 4.3. Alanya Bölgesine Ait R_{eq} (Bq/kg), D (nGy/h), E_{aed} (mSv/y), I_y , H_{ex} , H_{in} ve ELCR Aktivite Değerleri

ALANYA NUMUNELERİ	R_{eq}	D (nGy h^{-1})	E_{aed}	I_y	H_{ex}	H_{in}	ELCR* 10^{-3}
A1	109,66	50,55	0,06	0,81	0,30	0,34	0,22
A2	91,75	42,40	0,05	0,68	0,25	0,28	0,18
A3	27,94	12,74	0,02	0,19	0,07	0,12	0,05
A4	51,52	23,42	0,03	0,36	0,14	0,19	0,10
A5	47,75	21,97	0,03	0,34	0,13	0,19	0,09
A6	84,62	41,02	0,05	0,65	0,23	0,27	0,18
A7	122,73	58,09	0,07	0,92	0,33	0,41	0,25
A8	63,03	29,68	0,03	0,46	0,17	0,25	0,13
A9	13,50	6,24	0,00	0,09	0,04	0,07	0,03
A10	119,81	55,46	0,07	0,88	0,32	0,41	0,24
A11	141,78	67,82	0,08	1,07	0,38	0,48	0,29
A12	82,68	38,34	0,05	0,61	0,22	0,27	0,16
A13	80,08	35,67	0,04	0,57	0,22	0,27	0,15
A14	23,08	10,66	0,01	0,15	0,06	0,12	0,04
A15	40,17	18,73	0,02	0,30	0,11	0,12	0,08
A16	123,44	58,24	0,07	0,93	0,33	0,38	0,25
A17	99,32	46,51	0,06	0,75	0,27	0,30	0,20
A18	11,39	5,26	0,00	0,076	0,03	0,06	0,02
A19	72,92	35,26	0,04	0,56	0,20	0,24	0,15
A20	96,51	45,16	0,06	0,72	0,26	0,31	0,19
A21	0,29	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
A22	89,63	42,51	0,05	0,67	0,24	0,29	0,18
A23	133,56	62,85	0,08	1,01	0,36	0,41	0,27
A24	44,30	20,86	0,03	0,33	0,20	0,13	0,09
A25	45,99	21,13	0,03	0,33	0,12	0,15	0,09
ORTALAMA	72,70	34,03	0,04	0,54	0,20	0,24	0,15
UNSCEAR 2000	370	55	0,46	1	<1	<1	0,29

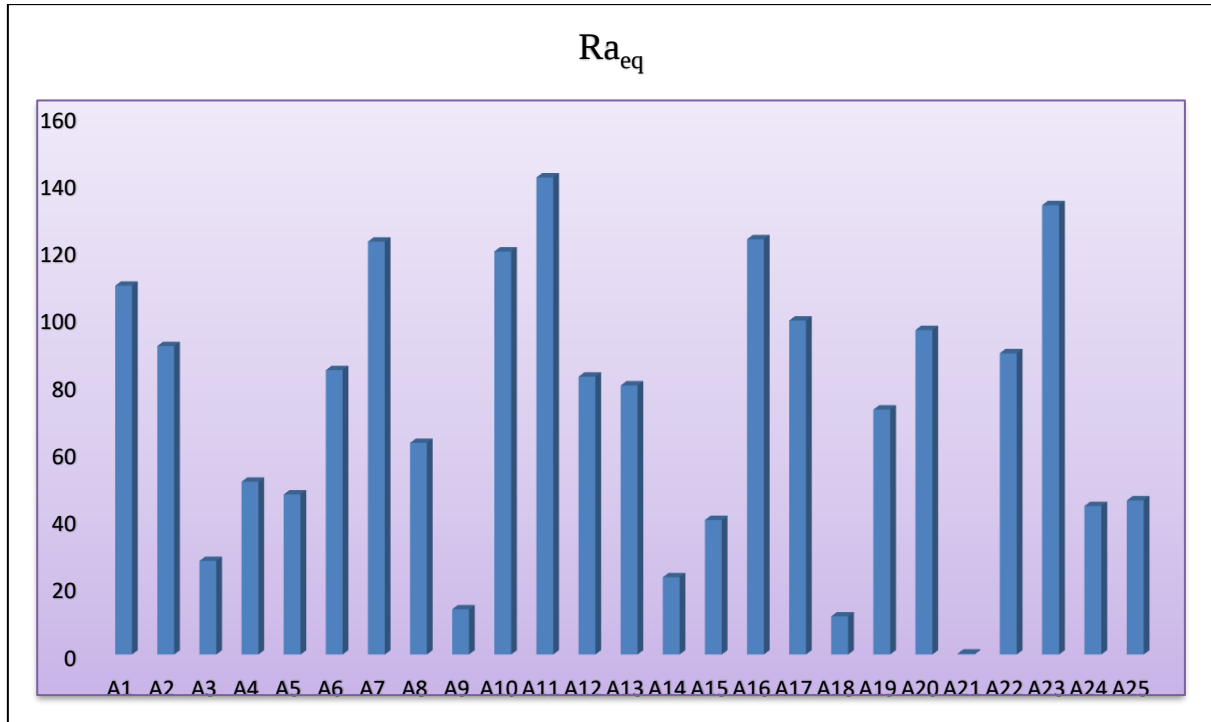
Çizelge 4.3’de görüldüğü üzere Antalya ile Alanya Bölgesine ait yapılan analiz ölçümlerinde plaj kumu numunelerinin $R_{eq}(Bq/kg)$ radyum eşdeğeri aktivite değerleri 0,29 ile 141,78 değerleri arasında bulunmuştur. Alanya merkez bölgesine ait sahil kumu örneklerinin soğurulan Gama Doz Hızı $D(nGy/h)$ aktivite değerleri 0,13 ile 67,82 değerleri arasında bulunmuştur. Alanya merkez bölgesine ait sahil kumu örneklerinin yıllık etkin doz $E_{ad}(mSv/y)$ aktivite bulguları ise 0,00 ile 0,08 aralığında bulunmuştur. Sahil kumlarında Gama seviye $I\gamma$ indeks bulguları ise 0,00 ile 1,07 arasında olduğu belirlenmiştir. Sahil kumlarının Hex değerleri yani dış zarar indeks değerleri 0,00 ile 0,38 arasında değiştiği belirlenmiştir. Sahil kumlarının Hin değerleri yani iç zarar indeks değerleri ise 0,00 ile 0,48 arasında değiştiği belirlenmiştir. Sahil kumlarının yaşam boyu kanser riski $ELCR \cdot 10^{-3}$ aktivite değerleri 0,00 ile 0,29 aralığında değiştiği belirlenmiştir.

4.5. Sahil Kumlarında Radyum Eşdeğeri (R_{eq}) Aktivite Bulguları

Sahil kumları hem yapı malzemelerinde hem de çeşitli endüstriyel uygulamalarda kullanılmaktadır. Sahil kumlarındaki radyoaktivite seviyeleri, diğer çevresel matrislerde olduğu gibi, genellikle homojen olmayan şekilde dağılmış ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoaktivite elementlerinin içeriğinden belirlenir. Ra, Th ve K içeren bir malzemede tek tip olmayan radyoaktivite, yaygın olarak uygulanan 'radyum eşdeğer aktivite (R_{eq})' indeksi kullanılarak modellenmiştir. (R_{eq}) indeksi, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K 'nın spesifik aktivitelerini tek bir miktarda temsil eder ve bunların her biri ile ilişkili radyasyon risklerini hesaba katar (Shuaibu vd. 2017; Ravisankar vd. 2015). A_{Ra} , A_{Th} ve A_K ile sırasıyla ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları aşağıdaki denklem (4.2) kullanılarak hesaplanır.

$$R_{eq} = 370 \left(\frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \right) \quad (4.2)$$

Üç belirli radyonüklidin aktivitelerinin ağırlıklı toplamından oluşan radyum eşdeğeri aktivite değeri, ilk olarak harici ve dahili gama dozları ile bağlantılıdır, ikinci olarak ise, radon ve progenlerine bağlıdır. $370 Bq kg^{-1}$ ^{226}Ra veya $259 Bq kg^{-1}$ ^{232}Th veya her biri aynı gama doz oranını üreten ^{40}K 'dan $4810 Bq kg^{-1}$ (Asaduzzaman vd. 2015, 2016; Ravisankar vd. 2015) meydana gelmektedir.



Şekil 4.9. Alanya Bölgesine Ait Raeq Aktivite Değerlerinin Grafikselsel Gösterimi

Hem çizelge 4.3’de hem de Şekil 4.9’da görüldüğü üzere Alanya bölgesine ait sahil kumu numelerinin Raeq aktivite değerlerinin en düşük değeri 0,29 ile A21 numunesine ait olup, en yüksek aktivite değeri ise 141,78 ile A11 numunesine ait olduğu belirlenmiştir.

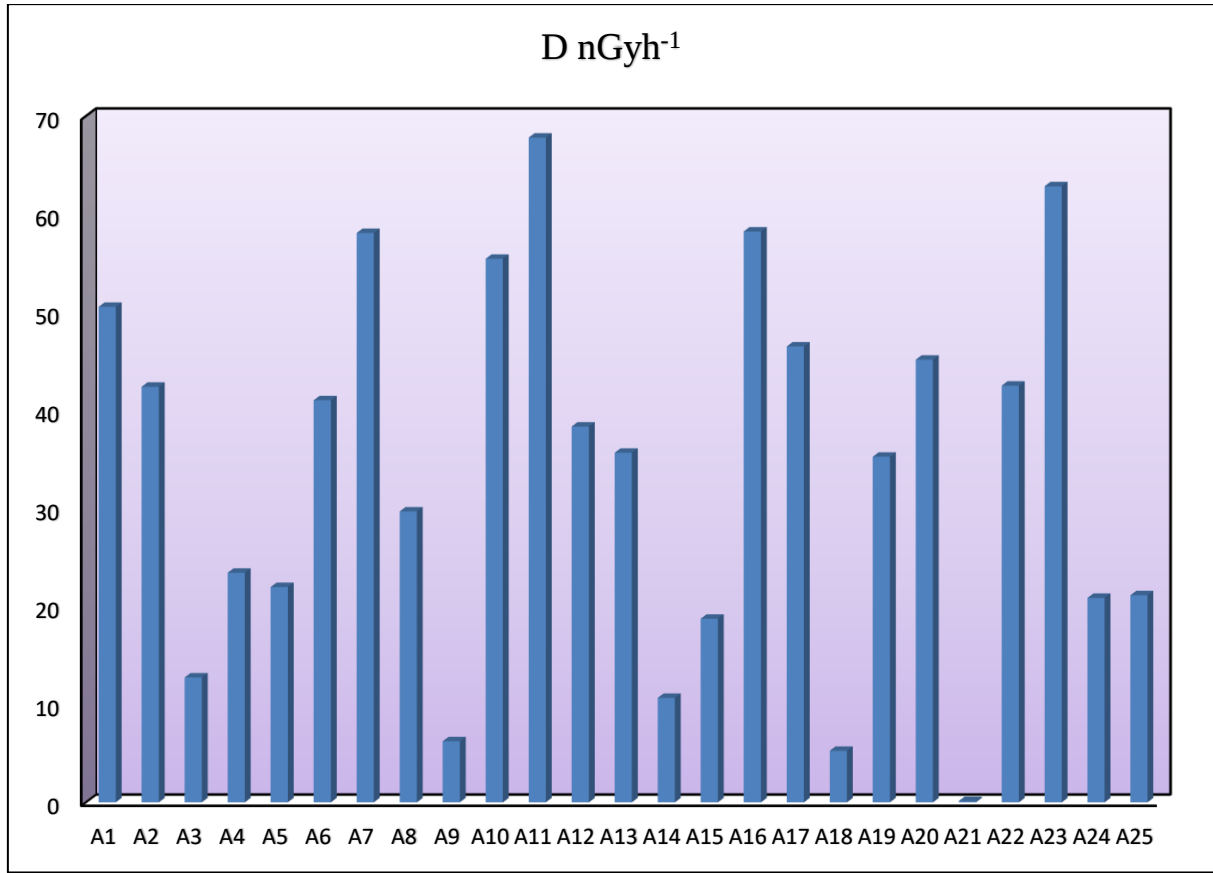
4.6. Sahil Kumlarında Soğurulan Gama Doz Hızı (D) Aktivite Bulguları

Sahil kumlarında dış maruziyetin tahmininde en tipik olarak kullanılan, karasal radyonüklidlerden gelen gama radyasyonu ile havada emilen doz oranı, birim zamanda birim hava kütlesi başına emilen iyonlaştırıcı radyasyonlardan kaynaklanan enerji miktarı olarak ifade edilir.

Sahil kumundaki radyonüklid aktivitesi bilindiğinde, yer seviyesinden 1 m yükseklikteki dış havadaki ilişkili maruz kalma doz oranı aşağıdaki denklem (4.3) kullanılarak hesaplanır (Papadopoulos vd. 2016; Ravisankar vd 2015).

$$D \text{ (nGy h}^{-1}\text{)} = 0.462A_{\text{Ra}} + 0.604A_{\text{Th}} + 0.042A_{\text{K}} \quad (4.3)$$

Burada 0.462, 0.604 ve 0.042 sırasıyla ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K (ARA, ATh ve AK) aktivite konsantrasyonlarının doz oranlarına (Bq kg^{-1} başına nGy h^{-1} cinsinden) dönüştüren doz dönüşüm faktörleri olarak belirlenir (UNSCEAR 2000).



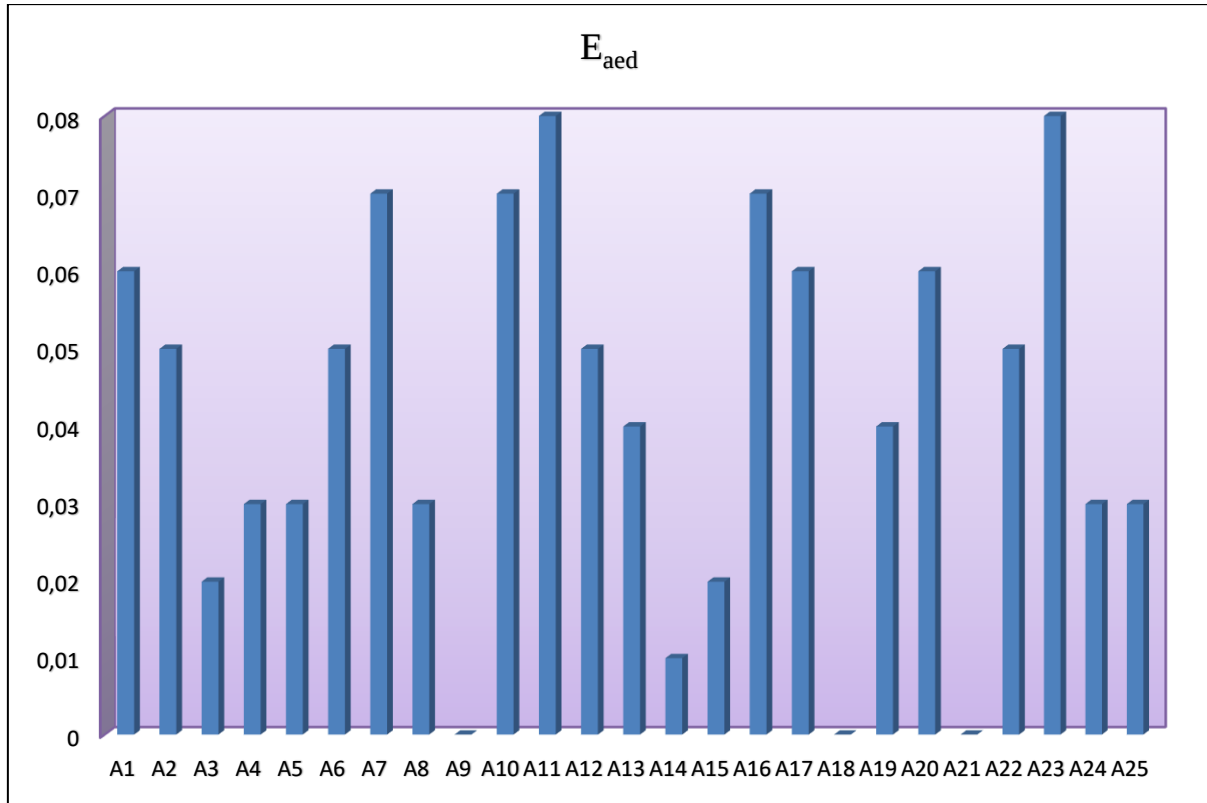
Şekil 4.10. Alanya Bölgesine Ait D (nGyh⁻¹) Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi

Hem çizelge 4.3’de hem de Şekil 4.10’da görüleceği üzere Alanya bölgesine ait sahil kumu numunelerinin Soğurulan Gama Doz Hızı D (nGyh⁻¹) aktivite değerlerinin en düşük değeri 0,13 ile A21 numunesine ait olup, en yüksek aktivite değeri ise 67,82 ile A11 numunesine ait olduğu belirlenmiştir.

4.7. Sahil Kumlarında Yıllık Etkin Doz (E_{aed}) Aktivite Bulguları

Sahile bağımlı kişisel radyasyon dozunun büyük ölçüde etkilediği alanlar, sahilde ve çevresinde çalışanlar ile sahil bölgesinin yakınında bulunan o bölgeye yerleşmiş insanlardır. Yıllık etkili doz eşdeğeri, havada emilen doz oranı için 0.7 Sv Gy⁻¹ dönüşüm faktörünü bir yetişkin tarafından alınan etkili doza ve 0.2’lik bir dış mekan doluluk faktörüne uygulanarak, soğurulan doz oranından tahmin edilebilir (UNSCEAR 2000). Bir bireye yıllık etkili doz (mSv y⁻¹ cinsinden) aşağıdaki denklem (4.4) kullanılarak belirlenmiştir (Al-Ghamdi vd. 2016; Asaduzzaman vd. 2016; Ravisankar vd. 2015).

$$E_{aed} = D(nGyh^{-1}) \times 8760(hy^{-1}) \times 0.7(SvGy^{-1}) \times 0.2 \times 10^{-6} \quad (4.4)$$



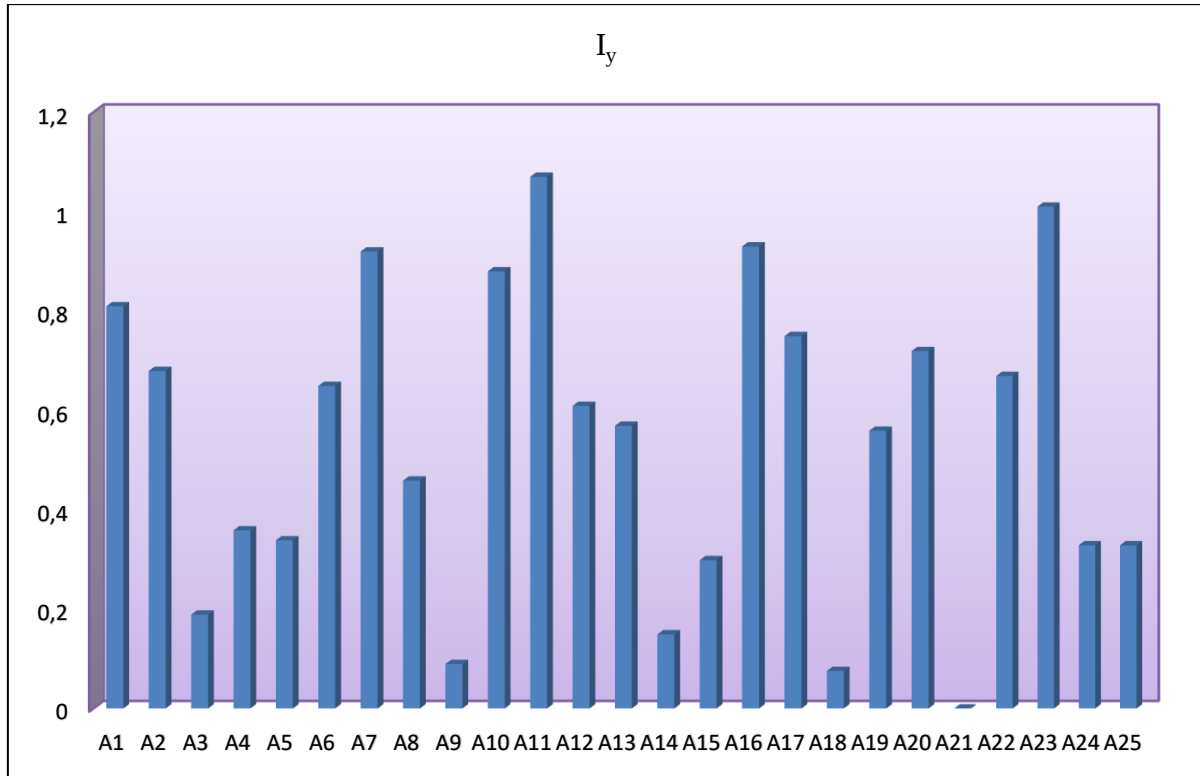
Şekil 4.11. Alanya Bölgesine Ait E_{aed} Aktivite Değerlerinin Grafikselsel Gösterimi

Hem çizelge 4.3’de hem de Şekil 4.11’de görüleceği üzere Alanya bölgesine ait sahil kumu numunelerinin yıllık etkin doz E_{aed} aktivite değerlerinin en düşük değeri 0,00 ile A9, A18 ve A21 numunesine ait olup, en yüksek aktivite değeri ise 0,08 ile A11 ve A23 numunesine ait olduğu belirlenmiştir.

4.8. Sahil Kumlarında Gama Seviye İndeks (I_y) Bulguları

Doğal γ -yayıncılarla ilgili γ -radyasyon tehlike seviyesini değerlendirmek sahil kumunda, γ -gama seviye indeksi kullanılabilir. Yüzeysel malzemelerden gelen aşırı γ -radyasyonu ile yıllık doz oranını ilişkilendiren bu indeks, inşaat malzemeleri olarak kullanıldığında malzemelerin sınıflandırılmasında bir tarama aracı görevi görebilir (Ravisankar vd. 2015). Aşağıdaki denklem (4.5) kullanılarak gama seviye indeks bulguları hesaplanmıştır (Kolo vd. 2015).

$$I_y = \frac{A_{Ra}}{150 \text{ Bq kg}^{-1}} + \frac{A_{Th}}{100 \text{ Bq kg}^{-1}} + \frac{A_K}{1500 \text{ Bq kg}^{-1}} \quad (4.5)$$



Şekil 4.12. Alanya Bölgesine Ait I_y Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi

Hem çizelge 4.3’de hem de Şekil 4.12’de görüleceği üzere Alanya bölgesine ait sahil kumu numunelerinin gama seviye indeks I_y aktivite değerlerinin en düşük değeri 0,00 ile A21 numunesine ait olup, en yüksek aktivite değeri ise 1,07 ile A11 numunesine ait olduğu belirlenmiştir.

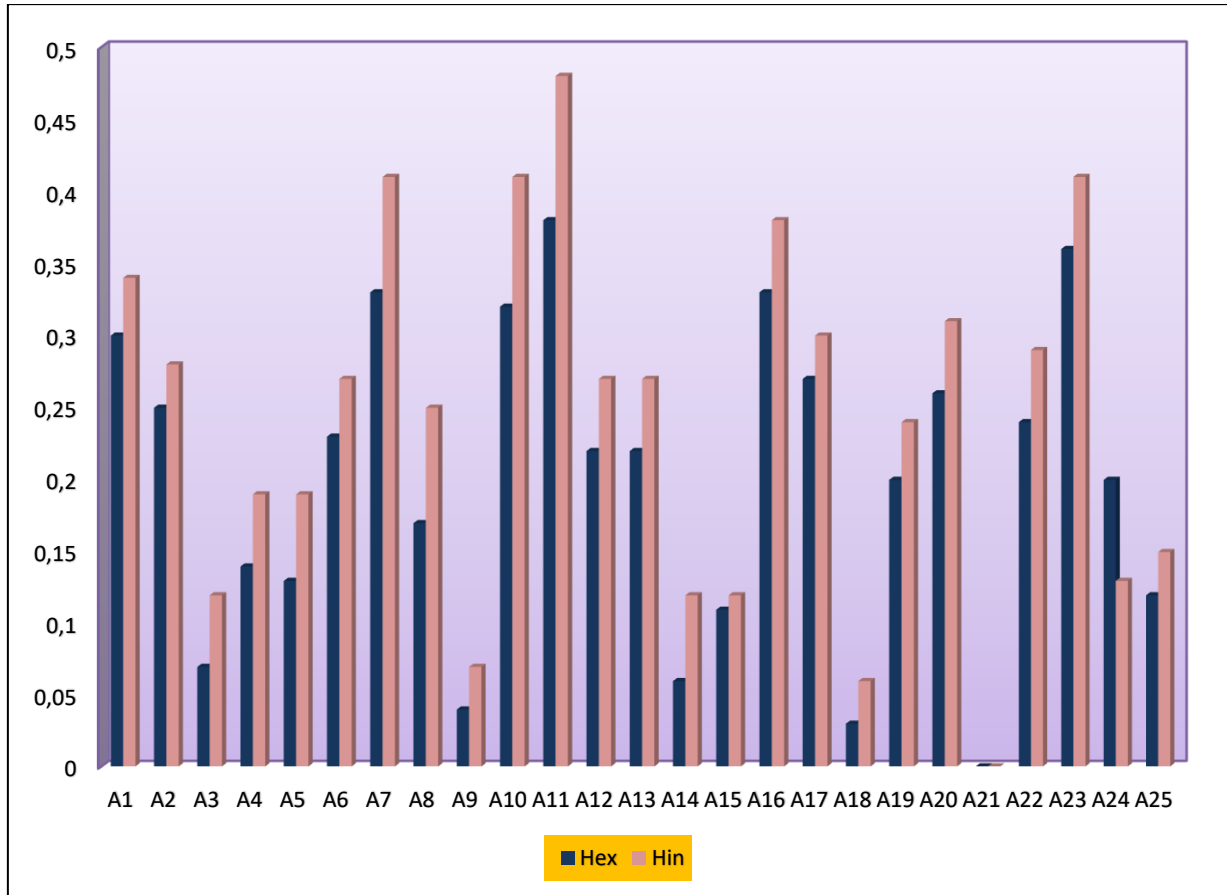
4.9. Sahil Kumlarında Dış (H_{ex}) ve İç (H_{in}) Zarar İndeks Bulguları

İnşaat malzemelerine uygulanan H_{ex} ve H_{in} kullanımında amaç; radyasyon dozunu izin verilen bir dozla yani 1 mSv y⁻¹’in altında bulunması gerektiği ifade edilmiştir. (ICRP-60 1990; Ravisankar vd. 2015). Harici gama radyasyonuna maruz kalma indeksi aşağıdaki denklem (4.6) kullanılarak hesaplanır (Asaduzzaman vd. 2015; Shuaibu vd. 2017).

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370 \text{ Bq kg}^{-1}} + \frac{A_{Th}}{259 \text{ Bq kg}^{-1}} + \frac{A_K}{4810 \text{ Bq kg}^{-1}} \quad (4.6)$$

Ancak, alfa yaymakta olan radyonüklidlerin ²²²Rn solunması (²²⁶Ra’nın nesli) ve ²²⁰Rn (²²⁴Ra’nın nesli) solunum yolu için riskler oluşturmaktadır. Rn ve Tn’ye ve bunların ürünlerine maruz kalma, aşağıdaki denklem (4.7) kullanılarak iç tehlike indeksi (H_{in}) hesaplanmıştır (Asaduzzaman vd. 2015; Kolo vd. 2015).

$$H_{in} = \frac{A_{Ra}}{185 \text{ Bq kg}^{-1}} + \frac{A_{Th}}{259 \text{ Bq kg}^{-1}} + \frac{A_K}{4810 \text{ Bq kg}^{-1}} \quad (4.7)$$



Şekil 4.13. Alanya Bölgesine Ait H_{ex} ve H_{in} Aktivite Değerlerinin Grafikselsel Gösterimi

Hem çizelge 4.3’de hem de Şekil 4.13’de görüldüğü üzere Alanya bölgesine ait sahil kumu numunelerinin dış zarar H_{ex} aktivite değerlerinin en düşük değeri 0,00 ile A21 numunesine ait olup, en yüksek aktivite değeri ise 0,38 ile A11 numunesine ait olduğu belirlenmiştir.

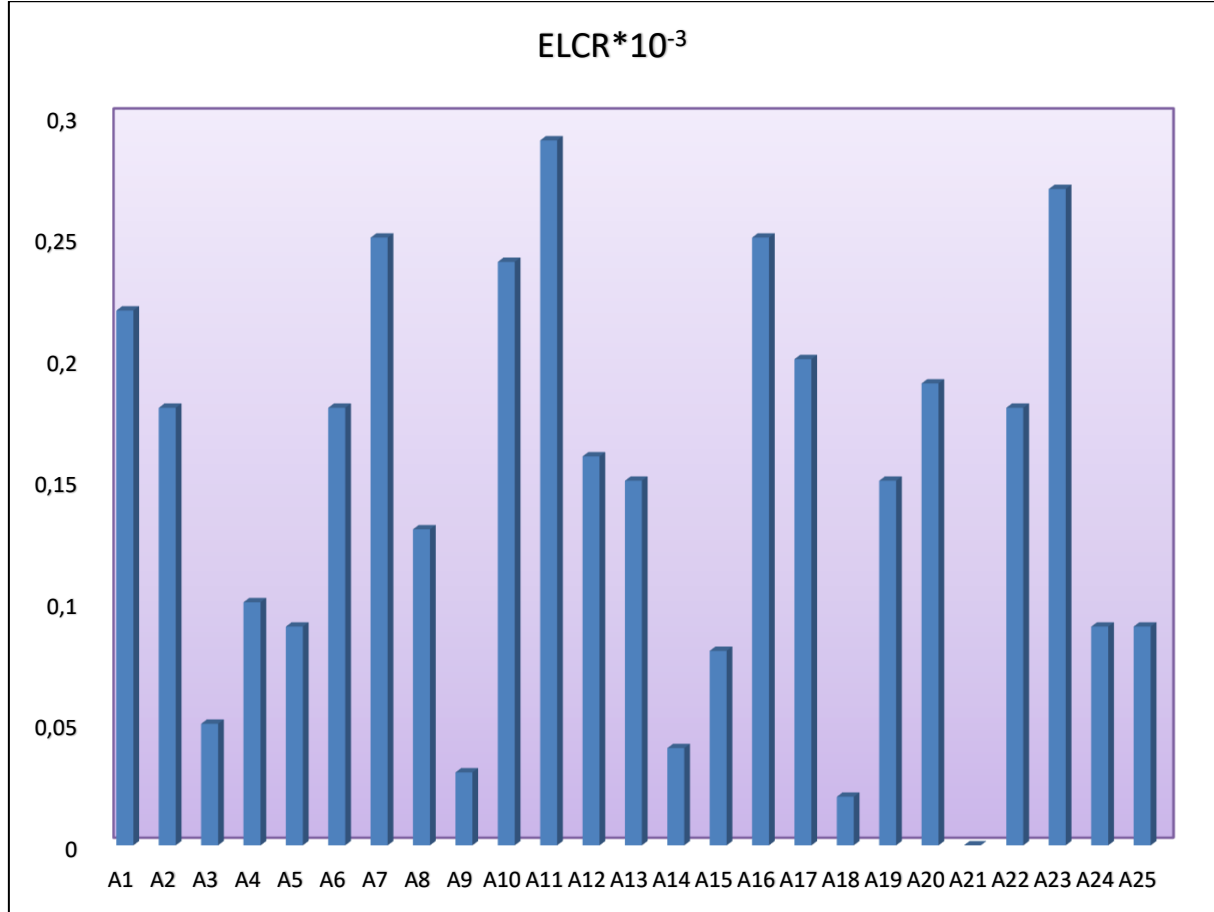
Hem çizelge 4.3’de hem de Şekil 4.13’de görüldüğü üzere Alanya bölgesine ait sahil kumu numunelerinin iç zarar H_{in} aktivite değerlerinin en düşük değeri 0,00 ile A21 numunesine ait olup, en yüksek aktivite değeri ise 0,48 ile A11 numunesine ait olduğu belirlenmiştir.

4.10. Sahil Kumlarında Yaşam Boyu Aşırı Kanseri Riski (ELCR) Bulguları

Yaşam boyu aşırı kanser riski (ELCR), bireyin yaşamı boyunca radyasyona maruz kalması sonucu aşırı kanser geliştirme riskinin değerlendirilmesi, açıkça dikkat gerektiren bir öneme sahiptir (Ravisankar vd. 2015). Bu çalışmada, sahil kumlarının kullanımına bağlı yaşam boyu aşırı kanser riski sırasıyla E_{aed} , A_{lf} ve R_f ile birlikte aşağıdaki denklem (4.8) kullanılarak hesaplanmıştır (Kolo vd. 2015).

$$ELCR = E_{aed} \times A_{lf} \times R_f \times 10^{-3} \quad (4.8)$$

Yıllık etkin doz eşdeğeri, ortalama yaşam süresi (70 yıl) (A_{lf}) ve ölümcül kanser risk faktörü (R_f) ile 10^{-3} 'ün çarpımları sonucu yaşam boyu aşırı kanser riski hesaplanır. Yaşam boyu aşırı kanser riski dünya ortalaması $0,29 \times 10^{-3}$ 'ün altında olması gerekir. ICRP – 60 raporu için, stoklastik etkiler nedeniyle risk faktörü olarak sievert başına 0,05 değerini tavsiye etmiştir (Kolo vd. 2015; Ravisankar vd. 2015).



Şekil 4.14. Alanya Bölgesine Ait ELCR Aktivite Değerlerinin Grafiksel Gösterimi

Hem çizelge 4.3’de hem de Şekil 4.14’de görüldüğü üzere Alanya bölgesine ait sahil kumu numunelerinin yaşam boyu aşırı kanser riski ELCR aktivite değerlerinin en düşük değeri 0,00 ile A21 numunesine ait olup, en yüksek aktivite değeri ise 0,29 ile A11 numunesine ait olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 4.4. Sahil Kumlarında Yapılan Aktivite Çalışmalarının Diğer Ülkelerle Karşılaştırılması

ÜLKE İSİMLERİ	AKTİVİTE KONSANTRASYONU (Bq kg ⁻¹)			REFERANS
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
TÜRKİYE	0,29 - 37,61	0,00 – 49,01	0,00 – 675,48	Mevcut Çalışma
HİNDİSTAN	24.35 - 55.74	22.11 - 50.11	223.78 - 320.38	Devanesan vd. 2020
GÜNEY HİNDİSTAN	1.56 - 32.38	34.77 - 229.30	5.21 - 88.39	Soniya vd. 2019
MALEZYA	451.4 - 2411.4	232.2 - 1271.9	60.9 - 135.6	Khandaker vd. 2018
GANA	14	30	320	Botwe 2018
OMAN DENİZİ	14.96	17.61	361.60	Golestan vd. 2017
SUUDİ ARABİSTAN	26,4	16,3	351	Alshahri 2017
YUNANİSTAN	12 - 2292	16 -10,143	191 - 1192	Papadopoulos vd. 2016
BANGLADEŞ	2400 - 2500	3300 - 4300	80 - 260	Sasaki vd. 2015
ÇİN	7.8 - 25.7	6.5 - 41.4	197.4 - 487.6	Huang vd. 2015
HİNDİSTAN	99 - 3192	1288 - 18,515	-	Pinto ve Yerol 2014
KARADAĞ	2.09 - 15.46	1.37 - 16.58	7.13 - 304.87	Antovic vd. 2013
ROMANYA	2.9 - 14.0	1.2 - 8.5	9 - 233	Margineanu vd. 2013
SRİ LANKA	7 - 1243	14 - 6257	170 - 647	Mahawatte ve Fernando 2013
İRAN	14.6 - 29.6	14.8 - 21.7	179.5 - 464.5	Tari vd. 2013
DÜNYA ÇAPINDA	35	30	400	UNSCEAR 2000

Çizelge 4.4’ de Türkiye’nin en önemli turizm merkezlerinden birisi olan Alanya bölgesindeki sahil kumları ile Dünya’daki bazı bölgelerde yapılan sahil kumlarındaki çalışmalardan elde edilmiş ²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K radyoizotoplarının aktiviteleri karşılaştırılmıştır.

4.11. Sahil Kumlarında Kimyasal Analiz Bulguları

Alanya Kalesinin batı tarafından 25 ile doğu tarafından 25 adet olmak üzere toplanan sahil kum örnekleri temiz poşetlere konularak laboratuvara getirilmiştir. Laboratuvara getirilen numune örnekleri aynı şekilde A4 kağıdı üzerine konulduktan sonra ağırlığı stabil tutabilmek için 85 °C’de 96 saat boyunca etüvde kurumaya bırakılmıştır. Kurutulan sahil kumu örnekleri Retsch marka öğütücü ile 15 er gramlık toz şeklinde ağzı kapaklı şeffaf poşetlere doldurulmuştur. Sahil kumu örnekleri, havanda kaşık yardımıyla doldurularak, hidrolik pres cihazıyla yaklaşık olarak 15 - 20 saniye dolaylarında 30 tonluk bir basınç uygulanarak 40 mm çapında pellet oluşturuldu (Şekil 4.15). Böylece her plaj kumu örneği için 1’er adet olmak üzere bütün numuneler için tek tek yapılmıştır.



Şekil 4.15. Sahil Kumu Numunelerinin Pellet Haline Getirilmesi

X-ışınları floresans spektrometrisi (XRF) genellikle karakteristik X-ışınlarının ve foton-madde etkileşimlerinden kaynaklanan bozunma fotonlarının niceliksel ve niteliksel değerlendirmesi için kullanılır. XRF sistemi; element tayini için analiz edilen numunenin X-ışını enerjisini sayarken, element sayısını belirlemek için gelen ışınları da sayar. Hızlı ve hassas olması, kolay kullanımı ve malzemeye zarar vermemesi nedeniyle tercih edilir. Bu, yarı kantitatif bir analiz yapmamızı sağlar. Kantitatif sonuçlar vermese de örneğin yapısını anlamak ve ileri analizlere rehberlik etmek için çok yararlıdır. Uygun standart malzemeler kullanılarak yüzde ile ppm arasında tam kantitatif analiz yapılabilir.

Bu çalışmada Alanya sahil hattından 50 adet sahil kumu örneği toplanmıştır. Alanya Kalesi'nin batısında A (1–25) baş harfleri ile işaretlenmiş 25 adet numune, güneydoğuya doğru uzanan Alanya Kalesi'nin doğusunda ise K (26–50) ile işaretlenmiş 25 adet numune toplanmıştır. Örneklerin jeokimyasal içeriğinin bir özeti çizelge 4.5, 4.6 ve 4.7'de sunulmaktadır. İlgilenilen radyoaktif element ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U içermektedir. ^{231}Pa ek olarak tanımlanmış ancak gelişmiş XRF, bu tür elementlerin analizi için uygun teknik kullanımı olmadığı için bu çalışmada göz ardı edilmiştir. Belirlenen sınırların üzerindeki Alanya Kalesi batısındaki numuneler (A1-A25 grubu) konsantrasyonları aşağıdaki gibi değişmektedir.

^{40}K 0.24 – 0.73%, ^{238}U 0.00 – 0.0003 ppm ve ^{232}Th tespit edilmedi. Alanya Kalesi numunelerinde (K26 – K50 grubu) bu element aralıkları ^{40}K 0.24 – 2.26%, ^{238}U 0.00 – 0.0024ppm ve ^{232}Th 0.00 – 0.0026 ppm; Alanya numunelerinde ortalama konsantrasyonları ^{40}K 0.49%, ^{238}U 0.000012 ppm, ^{40}K 1.52%, ^{238}U 0.000248 ppm ve ^{232}Th 0.000952 ppm'dir (Çizelge 4.3 ve 4.4).

Çizelge 4.5. Alanya Kalesi Batı (A1- A25) Elementlerin Konsantrasyonu ve İstatistiksel Değerleri

Numune	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	SO ₃	Cl	Cr	Sr	Sn	Ba	Pb	Zr	Eu	Tb	Dy	Er	Tm
A-1	69.50	3.73	1.16	17.50	3.64	0.58	2.74	0.18	0.13	0.17	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.35	0.12	0.11	0.00	0.00	0.00
A-2	68.20	5.82	1.71	12.20	4.25	0.49	6.28	0.15	0.17	0.30	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.31	0.06	0.00	0.02	0.00	0.00
A-3	73.10	3.36	1.51	12.30	3.85	0.39	4.52	0.13	0.12	0.16	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.33	0.11	0.07	0.00	0.00	0.00
A-4	61.80	6.22	2.26	19.40	3.83	0.68	4.21	0.26	0.23	0.54	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.38	0.09	0.00	0.02	0.00	0.01
A-5	51.60	5.69	2.24	24.20	5.67	0.53	8.49	0.21	0.19	0.37	0.02	0.02	0.00	0.00	0.01	0.39	0.19	0.13	0.00	0.00	0.00
A-6	60.40	5.96	2.11	19.50	4.18	0.69	5.46	0.26	0.29	0.51	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.38	0.13	0.00	0.02	0.00	0.01
A-7	69.70	4.93	1.51	17.80	2.86	0.56	1.80	0.23	0.09	0.06	0.02	0.01	0.00	0.01	0.00	0.32	0.07	0.00	0.02	0.00	0.01
A-8	62.10	5.71	1.69	17.60	5.13	0.43	5.91	0.16	0.23	0.43	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.38	0.10	0.00	0.02	0.00	0.01
A-9	66.50	4.87	1.36	17.90	4.16	0.54	3.00	0.22	0.29	0.52	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.37	0.08	0.00	0.02	0.00	0.01
A-10	55.90	5.62	1.96	25.10	3.83	0.62	5.52	0.19	0.22	0.37	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.44	0.10	0.00	0.02	0.00	0.01
A-11	66.80	3.93	1.50	19.20	2.09	0.64	4.27	0.16	0.20	0.57	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.39	0.08	0.00	0.03	0.00	0.01
A-12	63.60	4.76	1.51	21.50	3.28	0.53	3.36	0.22	0.25	0.48	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.39	0.09	0.00	0.02	0.00	0.01
A-13	66.10	4.84	1.79	20.20	2.88	0.62	2.31	0.19	0.17	0.27	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.39	0.14	0.09	0.00	0.00	0.00
A-14	68.30	3.94	1.48	19.90	2.53	0.50	2.21	0.18	0.13	0.12	0.02	0.01	0.00	0.01	0.00	0.41	0.11	0.07	0.00	0.00	0.00
A-15	71.00	4.47	0.89	16.30	2.54	0.58	2.80	0.16	0.20	0.50	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.37	0.12	0.09	0.00	0.01	0.01
A-16	66.70	4.85	1.34	16.40	2.08	0.73	4.19	0.19	0.45	2.20	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.43	0.21	0.17	0.00	0.01	0.00
A-17	71.30	4.65	1.07	13.60	2.78	0.55	4.82	0.17	0.18	0.37	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.36	0.08	0.00	0.03	0.00	0.01
A-18	81.10	2.88	0.83	8.02	2.67	0.29	3.63	0.09	0.07	0.03	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.31	0.06	0.00	0.02	0.00	0.01
A-19	75.20	4.06	1.27	9.48	3.29	0.41	5.33	0.15	0.16	0.20	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.33	0.07	0.00	0.02	0.00	0.01
A-20	71.30	3.90	1.71	12.10	3.11	0.50	6.07	0.14	0.18	0.37	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.36	0.15	0.09	0.00	0.00	0.00
A-21	76.20	2.73	0.81	9.33	4.25	0.26	5.75	0.10	0.09	0.06	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.33	0.07	0.00	0.02	0.00	0.01
A-22	79.20	2.44	0.69	7.41	2.76	0.29	6.39	0.08	0.11	0.18	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.08	0.00	0.02	0.00	0.01
A-23	80.00	2.82	0.52	8.28	2.55	0.31	4.78	0.10	0.09	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31	0.12	0.07	0.00	0.00	0.00
A-24	83.10	2.28	0.46	6.77	2.04	0.24	4.43	0.08	0.11	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.08	0.05	0.00	0.00	0.00
A-25	82.00	3.36	0.22	6.47	2.19	0.24	4.71	0.08	0.17	0.25	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00
Numune	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	SO ₃	Cl	Cr	Sr	Sn	Ba	Pb	Zr	Eu	Tb	Dy	Er	Tm
Örnek	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0
Minimum	51.60	2.28	0.22	6.47	2.04	0.24	1.80	0.08	0.07	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
Maksimum	83.10	6.22	2.26	25.10	5.67	0.73	8.49	0.26	0.45	2.20	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01	0.44	0.21	0.17	0.03	0.01	0.01
Ortalama	69.63	4.31	1.34	15.14	3.30	0.49	4.52	0.16	0.18	0.36	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.35	0.10	0.04	0.01	0.00	0.01
Standart Sapma	8.05	1.17	0.55	5.59	0.96	0.15	1.57	0.05	0.08	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.04	0.05	0.01	0.00	0.00
Çarpıklık	-0.19	-0.12	-0.25	-0.08	0.72	-0.33	0.30	-0.03	1.43	3.63	0.13	-0.04	0.42	3.81	2.66	-1.08	0.97	1.04	0.13	0.19	-0.03

Çizelge 4.6. Alanya Kalesi Doğu (K26- K50) Elementlerin Konsantrasyonu ve İstatistiksel Değerleri

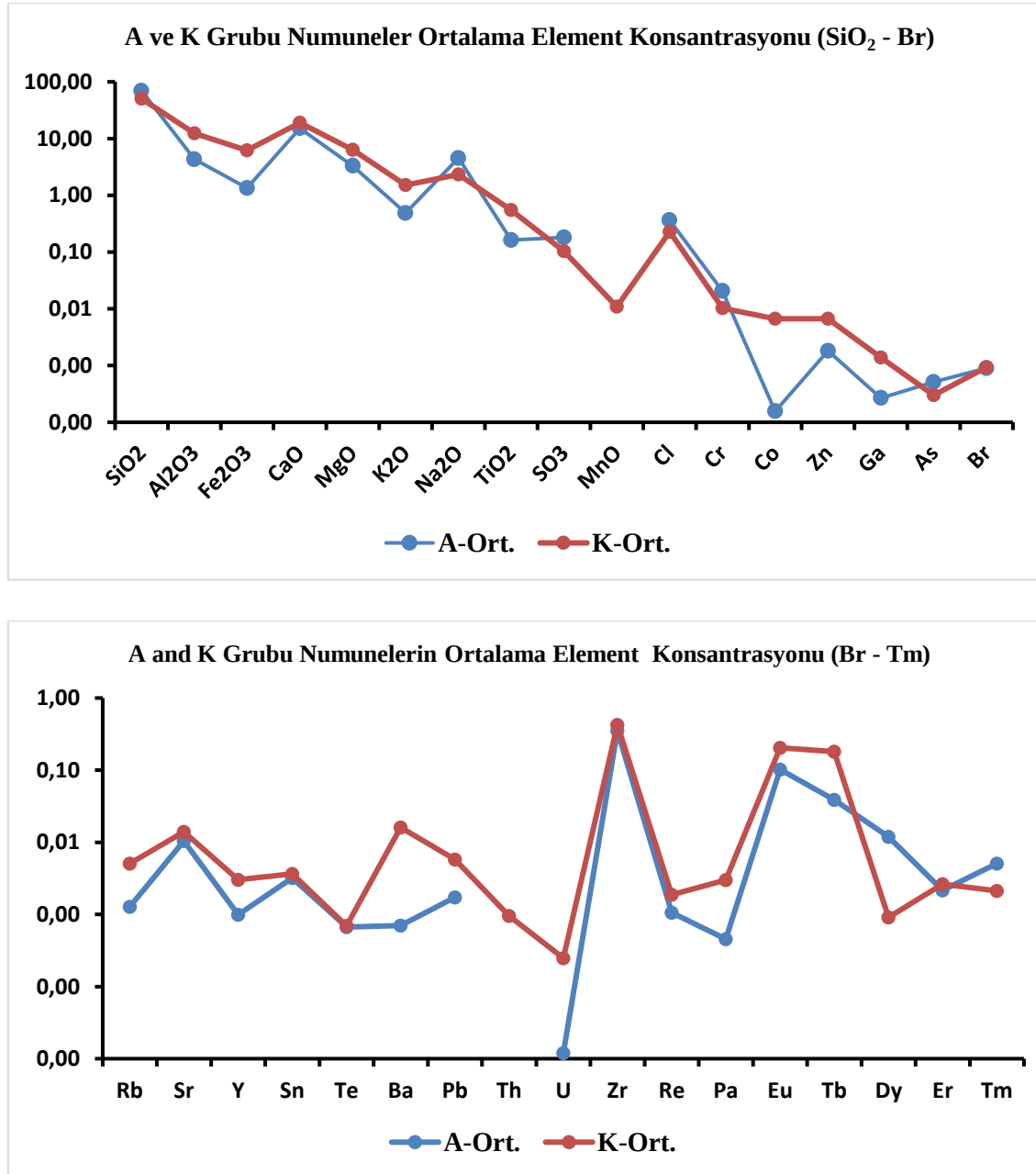
Numune	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	SO ₃	MnO	Cl	Cr	Co	Zn
K-26	48.80	14.30	7.03	17.20	4.24	1.81	4.28	0.84	0.20	0.01	0.46	0.02	0.01	0.01
K-27	56.80	16.80	5.73	10.40	3.22	2.22	3.03	0.74	0.15	0.01	0.24	0.02	0.00	0.01
K-28	55.60	15.10	6.04	12.80	3.49	2.26	2.83	0.71	0.10	0.00	0.09	0.02	0.00	0.01
K-29	54.50	11.10	6.28	17.00	4.45	1.43	2.97	0.57	0.21	0.00	0.66	0.01	0.01	0.00
K-30	37.00	9.97	14.10	26.70	7.64	0.77	1.16	0.60	0.10	0.03	0.10	0.01	0.02	0.01
K-31	60.70	11.30	3.94	14.70	4.65	1.34	2.17	0.48	0.08	0.00	0.11	0.01	0.00	0.00
K-32	59.30	8.95	4.04	17.40	5.40	1.11	2.52	0.36	0.05	0.00	0.05	0.01	0.00	0.00
K-33	55.30	12.50	5.52	14.30	5.53	1.41	3.47	0.55	0.16	0.02	0.45	0.01	0.01	0.01
K-34	46.00	13.00	6.20	19.70	6.00	2.06	3.40	0.64	0.37	0.00	1.71	0.02	0.01	0.01
K-35	57.80	10.50	3.89	16.50	5.18	1.46	3.00	0.43	0.12	0.00	0.31	0.01	0.00	0.00
K-36	46.90	13.70	7.97	19.50	6.80	1.89	1.59	0.61	0.07	0.01	0.08	0.01	0.01	0.01
K-37	45.50	16.10	7.39	18.20	5.72	1.91	3.31	0.66	0.05	0.00	0.06	0.01	0.01	0.01
K-38	44.10	16.20	7.54	19.00	6.75	1.98	2.60	0.65	0.06	0.00	0.04	0.01	0.01	0.01
K-39	43.80	13.60	8.49	22.40	6.65	1.57	1.74	0.60	0.06	0.01	0.07	0.01	0.01	0.01
K-40	53.40	10.90	4.38	18.20	8.67	1.31	1.83	0.47	0.04	0.00	0.03	0.01	0.00	0.00
K-41	48.70	15.40	6.16	19.90	5.09	2.15	0.94	0.58	0.06	0.00	0.04	0.01	0.01	0.01
K-42	46.30	14.90	9.62	19.00	5.82	2.11	0.81	0.70	0.05	0.10	0.02	0.01	0.01	0.01
K-43	49.60	10.10	4.07	22.00	9.53	1.14	2.29	0.42	0.05	0.03	0.06	0.01	0.00	0.01
K-44	48.70	11.40	6.45	22.00	6.50	1.45	1.60	0.46	0.09	0.00	0.28	0.01	0.01	0.01
K-45	50.60	11.90	5.54	19.90	7.20	1.57	1.80	0.55	0.05	0.03	0.03	0.01	0.01	0.01
K-46	59.00	14.30	4.63	10.30	5.09	1.31	3.29	0.52	0.17	0.00	0.56	0.01	0.00	0.00
K-47	54.70	10.10	4.66	17.40	8.53	0.98	2.24	0.39	0.06	0.00	0.07	0.01	0.01	0.01
K-48	40.90	8.33	5.09	31.30	9.98	0.77	1.71	0.37	0.09	0.00	0.11	0.01	0.02	0.00
K-49	54.10	9.56	4.33	21.30	6.59	1.05	1.59	0.47	0.07	0.00	0.06	0.01	0.00	0.01
K-50	43.30	9.59	4.77	28.60	9.08	0.91	2.21	0.37	0.06	0.02	0.04	0.01	0.01	0.01
Numune	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	SO ₃	MnO	Cl	Cr	Co	Zn
Örnek	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0
Minimum	37.00	8.33	3.89	10.30	3.22	0.77	0.81	0.36	0.04	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00
Maksimum	60.70	16.80	14.10	31.30	9.98	2.26	4.28	0.84	0.37	0.10	1.71	0.02	0.02	0.01
Ortalama	50.46	12.38	6.15	19.03	6.31	1.52	2.34	0.55	0.10	0.01	0.23	0.01	0.01	0.01
Standart Sapma	6.29	2.51	2.26	4.95	1.82	0.46	0.88	0.13	0.07	0.02	0.36	0.00	0.01	0.00
Çarpıklık	-0.19	0.20	1.99	0.56	0.39	0.06	0.20	0.31	2.27	3.25	3.24	1.18	1.00	0.11

*Devamı diğer sayfada

Çizelge 4.7. Alanya Kalesi Doğu (K26-K50) Elementlerin Konsantrasyonu ve İstatistiksel Değerleri

Numune	Br	Rb	Sr	Y	Sn	Ba	Pb	Zr	Pa	Eu	Tb	Dy	Er	Tm
K-26	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00	0.43	0.00	0.17	0.00	0.02	0.00	0.01
K-27	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00	0.35	0.00	0.13	0.09	0.00	0.00	0.00
K-28	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00	0.41	0.00	0.23	0.18	0.00	0.00	0.00
K-29	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.41	0.00	0.23	0.15	0.00	0.01	0.01
K-30	0.00	0.00	0.02	0.01	0.01	0.00	0.01	0.54	0.00	0.55	0.49	0.00	0.00	0.00
K-31	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.30	0.00	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00
K-32	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00	0.17	0.16	0.00	0.00	0.00
K-33	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.41	0.00	0.14	0.11	0.00	0.00	0.00
K-34	0.01	0.01	0.02	0.00	0.00	0.01	0.01	0.46	0.00	0.17	0.17	0.00	0.00	0.00
K-35	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00	0.41	0.00	0.13	0.13	0.00	0.00	0.00
K-36	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.48	0.00	0.19	0.18	0.00	0.01	0.01
K-37	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.46	0.01	0.26	0.29	0.00	0.00	0.01
K-38	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.47	0.01	0.22	0.28	0.00	0.01	0.00
K-39	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.48	0.00	0.19	0.28	0.00	0.01	0.00
K-40	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.34	0.00	0.12	0.15	0.00	0.00	0.00
K-41	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.03	0.00	0.46	0.00	0.19	0.20	0.00	0.01	0.00
K-42	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.37	0.00	0.01	0.15	0.00	0.00	0.00
K-43	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	0.00	0.40	0.00	0.06	0.21	0.00	0.00	0.00
K-44	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.48	0.01	0.22	0.20	0.00	0.00	0.00
K-45	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.45	0.00	0.12	0.11	0.00	0.00	0.00
K-46	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.39	0.00	0.24	0.16	0.00	0.00	0.00
K-47	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.35	0.00	0.26	0.15	0.00	0.00	0.00
K-48	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.03	0.01	0.50	0.00	0.51	0.22	0.00	0.01	0.00
K-49	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.42	0.00	0.25	0.15	0.00	0.00	0.00
K-50	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	0.01	0.46	0.00	0.26	0.24	0.00	0.01	0.01
Numune	Br	Rb	Sr	Y	Sn	Ba	Pb	Zr	Pa	Eu	Tb	Dy	Er	Tm
Örnek	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0
Minimum	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
Maksimum	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.03	0.01	0.54	0.01	0.55	0.49	0.02	0.01	0.01
Ortalama	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.02	0.01	0.43	0.00	0.20	0.18	0.00	0.00	0.00
Standart Sapma	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.06	0.00	0.12	0.09	0.00	0.00	0.00
Çarpıklık	4.17	0.39	0.02	3.76	0.26	-0.62	-0.18	-0.34	-0.41	1.60	1.45	5.00	0.09	1.79

Alanya Kalesi batı tarafından alınan sahil kumu örneklerinin A1 – A25 grubu numunelerinde ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U 'nun ortalama konsantrasyonu, Alanya Kalesi doğu kısmından alınan (K26 – K50)'e göre daha düşüktür (Şekil 4.16). Al, Fe, Mg Ti, Co, Zn, Ga, R, Y, Ba, Pb, Pa ve Tb gibi ağır metal elementleri Alanya Kalesi batı (A1- A25) numunelerinde Alanya Kalesi doğu (K26 – K50) numunelerine göre biraz daha düşüktür. Ancak Alanya (A1 – A25) örneklerinde Si, Na, Cl, Dy ve Tm, Alanya Kalesi (K26 – K50) örneklerine göre daha yüksek bulunmuştur.



Şekil 4.16. Alanya Kalesi Batı (A1 – A25) ile Alanya Kalesi Doğu (K26 – K50) Örneklerinin Ortalama Jeokimyasal İçeriği

Sahil kumu numuneleri, felsik volkanik kayalar, felsik volkanik topraklar ve dünya ortalaması konsantrasyonlarına göre ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U 'nun daha düşük ortalama konsantrasyonlarına sahip olduğunu göstermektedir (Çizelge 4.8). Bu, numunelerin bu elementlerde tükendiğini veya zayıf olduğunu göstermiştir.

Çizelge 4.8. Radyoaktif element konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Radyoaktif Elementler	Alanya Kalesi Batı Örnekleri (A1 – A25)	Alanya Kalesi Doğu Örnekleri (K26 - K50)	FV Kayalar	FV Topraklar	Dünya Ortalaması
K (%)	0.49	1.52	3.70	2.40	1.30
Th (ppm)	-	0.000952	17.00	13.00	7.40
U (ppm)	0.000012	0.000248	2.40	2.10	2.80

Alanya Kalesi batı numuneleri (A1 – A25) için Pearson korelasyonu Si, Al, Fe, Ca, Ti, K, Rb, Sr, Y ve Z arasında; S, Cl, Br ve U arasında; Tb, Pb, Dy, Eu ve Tm arasında güçlüden çok güçlüye yönlü bir ilişki olduğunu göstermiştir. Alanya Kalesi batı numunelerinin (A1 – A25) elementleri içerisinde Si ile Al, Fe, Ca, Mg, K, Ti, Zn, Rb, Sr, Y ve Zr arasında güçlüden çok güçlüye yönlü doğru fakat negatif bir korelasyon gözlenmiştir. Ancak Al, Fe, Ca, Ti, Zn, Rb, Sr, Sn ve Zr, birbirleri arasında güçlüden çok güçlüye yönlü bir ilişkiye sahiptir. İz metaller Pb, Eu, Tb ve Dy birbirleriyle güçlü bir şekilde korelasyon göstermiştir. Ayrıca U ve Br birbirleriyle güçlü bir ilişki göstermiştir (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.9. Alanya Kalesi Batı Numunelerinde Pearson Metodu ile Elementlerin Korelasyon İlişkisi

ALANYA Batı Numuneleri (A1 – A25)																
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	SO ₃	MnO	Cl	Cr	Co	Zn	Ga	As
SiO ₂	1															
Al ₂ O ₃	-.866**	1														
Fe ₂ O ₃	-.894**	.833**	1													
CaO	-.933**	.757**	.798**	1												
MgO	-.623**	.545**	.600**	.401*	1											
K ₂ O	-.765**	.763**	.733**	.807**	.123	1										
Na ₂ O	-.182	.099	.168	-.139	.519**	-.228	1									
TiO ₂	-.824**	.845**	.808**	.842**	.376	.867**	-.212	1								
SO ₃	-.556**	.608**	.421*	.476*	.111	.680**	.054	.575**	1							
MnO	b	b	b	b	b	b	b	b	b	1						
Cl	-.346	.375	.234	.292	-.120	.590**	.010	.361	.898**	b	1					
Cr	-.355	.452*	.121	.371	.052	.514**	-.174	.440*	.620**	b	.537**	1				
Co	.320	-.170	-.423*	-.323	-.240	-.345	.025	-.327	-.031	b	-.056	.154	1			
Zn	-.717**	.648**	.858**	.633**	.500*	.490*	.176	.652**	.263	b	.122	-.092	-.251	1		
Ga	-.342	.470*	.388	.324	.126	.403*	-.137	.463*	.396*	b	.326	.344	-.065	.207	1	
As	-.475*	.637**	.487*	.438*	.295	.443*	-.033	.579**	.296	b	.048	.229	-.223	.334	.377	1
Br	-.437*	.415*	.329	.362	-.021	.615**	.105	.411*	.892**	b	.971**	.491*	-.094	.257	.323	.110
Rb	-.627**	.661**	.661**	.604**	.052	.823**	-.036	.679**	.630**	b	.610**	.285	-.357	.543**	.415*	.526**
Sr	-.928**	.857**	.820**	.923**	.504*	.760**	-.030	.869**	.568**	b	.318	.367	-.309	.637**	.431*	.650**
Y	-.739**	.583**	.833**	.636**	.608**	.443*	.263	.587**	.277	b	.127	-.085	-.282	.907**	.107	.135
Sn	-.562**	.484*	.612**	.665**	.063	.734**	-.318	.639**	.296	b	.228	.110	-.502*	.404*	.209	.259
Te	-.133	.034	.159	.139	.096	.002	-.042	.215	.205	b	.202	-.013	-.167	.223	.346	-.072
Ba	-.030	-.007	.076	.207	-.195	.058	-.447*	.175	-.213	b	-.178	-.205	-.057	.265	-.171	-.099
Pb	-.422*	.184	.315	.371	.282	.225	.258	.177	.193	b	.260	.118	-.033	.286	.118	-.542**
Th	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b
U	-.076	.096	-.002	.047	-.264	.345	-.044	.116	.679**	b	.907**	.364	-.042	.027	.126	-.223
Zr	-.771**	.560**	.696**	.815**	.257	.765**	-.090	.676**	.563**	b	.479*	.231	-.648**	.470*	.175	.327
Re	-.454*	.371	.470*	.484*	.238	.463*	-.107	.395	.202	b	.082	.273	-.096	.127	.421*	.028
Pa	-.216	.127	.240	.218	.051	.229	-.032	.106	.240	b	.279	.148	.117	.123	.170	-.490*
Eu	-.510**	.297	.449*	.464*	.171	.528**	.168	.375	.494*	b	.567**	.207	-.385	.327	.092	-.334
Tb	-.106	-.063	.029	.140	-.122	.231	-.043	.016	.234	b	.427*	.183	-.076	-.009	-.027	-.729**
Dy	-.163	.249	.187	.097	.181	.136	.134	.211	.097	b	-.040	-.003	-.218	.107	.120	.808**
Er	-.356	.320	.315	.356	-.005	.382	-.042	.226	.476*	b	.563**	.388	-.035	.149	.426*	-.081
Tm	-.170	.225	.097	.192	.089	.172	-.080	.229	.134	b	-.016	.281	-.173	-.146	.289	.792**

** . Korelasyon 0,01 düzeyinde önemlidir.
* . Korelasyon 0,05 düzeyinde önemlidir.

ALANYA Batı Numuneleri (A1 – A25)																
	Br	Rb	Sr	Y	Sn	Te	Ba	Pb	Th	U	Zr	Re	Pa	Eu	Tb	Dy
Br	1															
Rb	.696**	1														
Sr	.397*	.655**	1													
Y	.245	.389	.635**	1												
Sn	.264	.581**	.578**	.425*	1											
Te	.218	.080	.200	.230	-.004	1										
Ba	-.204	.056	.068	.143	.109	.173	1									
Pb	.271	.042	.203	.509**	.172	.234	.035	1								
Th	b	b	b	b	b	b	b	b	1							
U	.865**	.422*	.013	.009	.070	.231	-.057	.267	b	1						
Zr	.523**	.672**	.755**	.506**	.737**	.241	.129	.273	b	.297	1					
Re	.040	.164	.376	.258	.370	-.040	.051	.414*	b	-.133	.351	1				
Pa	.202	-.053	.047	.287	.141	.032	.112	.681**	b	.261	.182	.672**	1			
Eu	.571**	.345	.312	.503*	.498*	.151	-.037	.787**	b	.537**	.616**	.346	.616**	1		
Tb	.366	-.012	-.100	.192	.230	.104	.036	.816**	b	.534**	.236	.299	.721**	.822**	1	
Dy	.059	.441*	.342	-.051	.019	-.048	-.169	-.640**	b	-.218	.144	-.240	-.752**	-.491*	-.818**	1
Er	.501*	.349	.270	.163	.220	.284	.220	.395	b	.478*	.412*	.552**	.566**	.427*	.408*	-.269
Tm	-.001	.265	.382	-.254	.001	-.020	-.172	-.586**	b	-.246	.187	.064	-.514**	-.460*	-.719**	.814**

** . Korelasyon 0,01 düzeyinde önemlidir.(Çift Yönlü)
* . Korelasyon 0,05 düzeyinde önemlidir.(Çift Yönlü)

Antalya Kalesi doğu (K26 – K50) örneklerindeki elementlerin ilişkisi, Si ile Fe, Ca, Co, Zn, Sr, Y, Sn, Pb, Zr ve Tb arasında güçlüden çok güçlüye yönlüye ancak negatif korelasyon göstermiştir. Benzer bir korelasyon gücü Al ve Mg arasında gözlenmiştir, ancak Al ve K, Ti ve Rb arasında pozitif bir korelasyon gözlenmiştir. Fe ve Co, Zn, As, Y ve Tb arasında; Ca ve Mg, Sr, Sn ve Zr arasında; K, Ti ve Rb arasında; ve Co, Sr, Y, Zr ve Tb arasında güçlüden çok güçlüye yönlüye bir ilişki gözlenmiştir. Çizelge 4.9 ve Çizelge 4.10’a göre herhangi bir element ile U ve Th arasında güçlü bir ilişki gözlemlenmedi. Şekil 4.17’a göre, ^{40}K , ^{232}Th ve ^{238}U arasındaki ilişkinin bir gösterimini sunmaktadır. Diyagram, ^{40}K ve ^{232}Th arasında belirli düzeyde korelasyon göstermektedir.

Çizelge 4.10. Alanya Kalesi Doğu Numuneleri Pearson Metodu ile Elementlerin Korelasyon İlişkisi

ALANYA KALESİ DOĞU (K26 – K50) Numuneleri																
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	SO ₃	MnO	Cl	Cr	Co	Zn	Ga	As
SiO ₂	1															
Al ₂ O ₃	-.022	1														
Fe ₂ O ₃	-.687**	.287	1													
CaO	-.788**	-.536**	.275	1												
MgO	-.518**	-.600**	-.025	.767**	1											
K ₂ O	.059	.891**	.164	-.514**	-.649**	1										
Na ₂ O	.365	.246	-.308	-.522**	-.442*	.197	1									
TiO ₂	-.167	.824**	.524**	-.393	-.610**	.781**	.304	1								
SO ₃	.090	.136	.003	-.261	-.390	.231	.613**	.342	1							
MnO	-.307	.086	.445*	.169	.132	.086	-.383	.211	-.201	1						
Cl	.058	.083	-.050	-.196	-.268	.209	.532**	.221	.964**	-.198	1					
Cr	.204	.287	-.020	-.376	-.645**	.447*	.592**	.512**	.806**	-.276	.707**	1				
Co	-.775**	-.093	.678**	.585**	.414*	-.216	-.216	.096	.037	.276	.026	-.154	1			
Zn	-.621**	.503*	.623**	.175	.029	.454*	-.083	.546**	.036	.202	.068	.048	.568**	1		
Ga	-.430*	.346	.144	.252	.122	.302	-.088	.161	-.190	.098	-.131	-.211	.299	.530**	1	
As	-.390	-.142	.686**	.245	.048	-.287	-.112	.242	.083	.153	-.031	.070	.515**	.190	-.285	1
Br	-.113	.086	-.043	-.016	-.123	.254	.416*	.175	.863**	-.217	.938**	.645**	.111	.218	.035	-.138
Rb	-.215	.749**	.198	-.222	-.291	.815**	.150	.612**	.181	.019	.205	.345	.024	.685**	.446*	-.295
Sr	-.800**	-.111	.397*	.695**	.600**	-.159	-.212	-.065	-.026	.314	.065	-.250	.690**	.642**	.506**	.124
Y	-.672**	-.115	.834**	.486*	.229	-.287	-.296	.157	-.032	.243	-.098	-.064	.808**	.415*	-.001	.808**
Sn	-.612**	-.224	.439*	.602**	.323	-.292	-.204	-.132	-.083	.027	-.065	-.111	.617**	.238	.155	.438*
Te	-.300	.113	.383	.159	-.037	-.063	-.022	.220	.002	.035	-.103	.058	.216	.161	-.024	.373
Ba	-.294	.450*	.005	.121	-.014	.525**	-.086	.329	-.140	-.007	-.163	.037	.120	.453*	.551**	-.407*
Pb	-.610**	.081	.483*	.427*	.374	.002	-.362	.031	-.183	.271	-.080	-.267	.572**	.519**	.476*	-.009
Th	-.245	.227	.324	.086	-.230	.238	-.018	.254	.106	.078	.098	.183	.310	.216	.516**	.198
U	-.396*	.250	.498*	.114	.009	.103	.064	.361	-.143	.374	-.144	-.128	.448*	.321	.320	.338
Zr	-.743**	-.089	.525**	.650**	.271	-.116	-.196	.018	.008	-.076	.030	-.056	.609**	.481*	.301	.414*
Re	.044	.226	-.208	-.023	-.244	.214	.116	.058	-.009	-.379	-.035	.139	-.306	-.209	.333	-.349
Pa	-.476*	.036	.301	.424*	.350	-.115	-.381	-.147	-.520**	.096	-.427*	-.610**	.382	.434*	.564**	.000
Eu	-.511**	-.312	.400*	.540**	.322	-.482*	-.148	-.162	.010	-.270	-.057	-.068	.632**	.049	-.009	.552**
Tb	-.682**	-.102	.639**	.556**	.408*	-.268	-.428*	-.114	-.270	.095	-.220	-.325	.604**	.343	.215	.451*
Dy	-.055	.159	.081	-.077	-.237	.131	.463*	.473*	.264	-.017	.135	.324	-.032	.035	-.189	.320
Er	-.277	.158	.064	.235	.092	.212	-.285	.019	-.005	-.153	-.005	-.013	.073	.143	.351	-.348
Tm	-.094	.182	.072	-.016	-.194	.154	.346	.389	.105	-.074	.003	.184	.081	.192	.423*	.200

**Korelasyon 0,01 düzeyinde önemlidir. (Çift Yönlü)

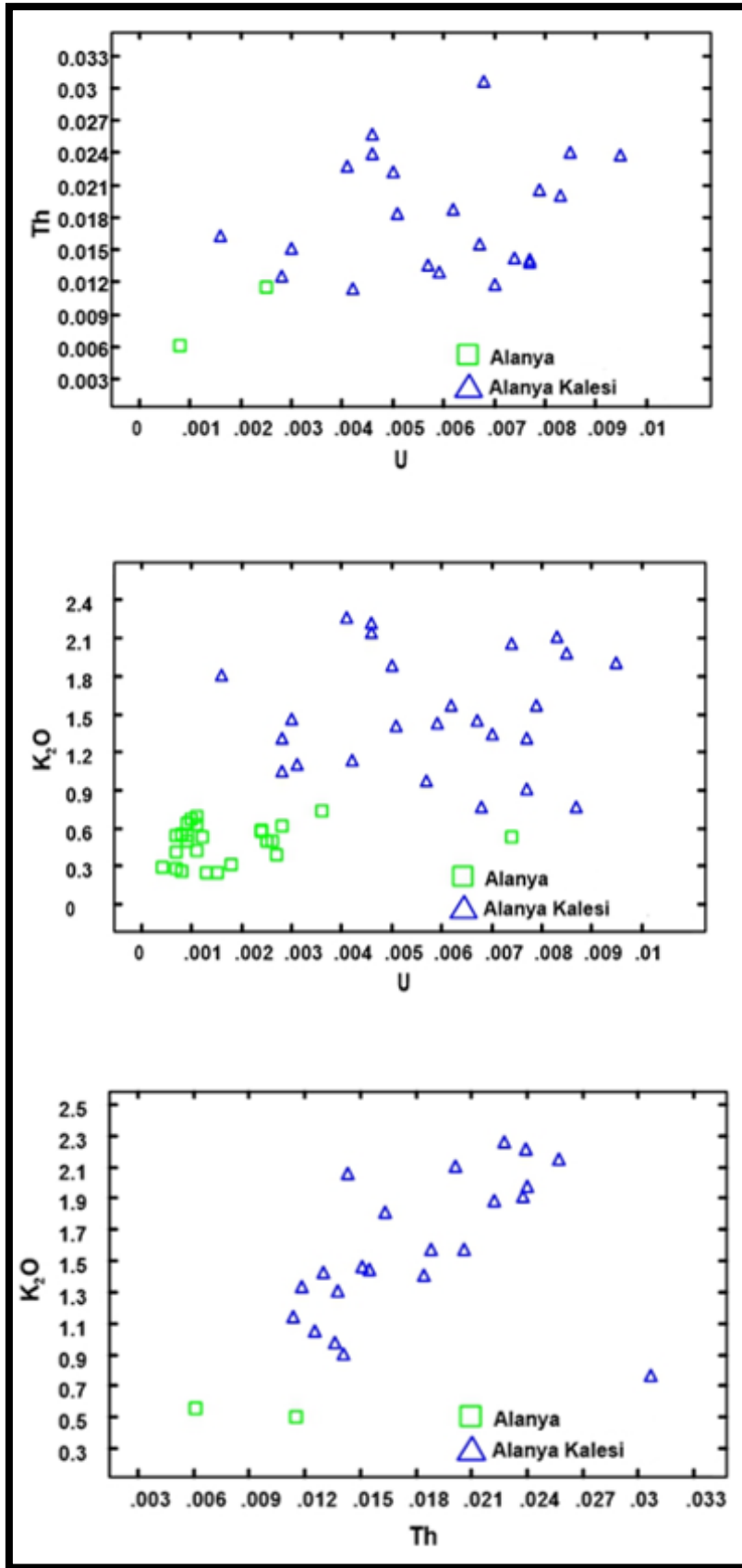
* Korelasyon 0,05 düzeyinde önemlidir. (Çift Yönlü)

Çizelge 4.11. Alanya Kalesi Doğu Numuneleri Pearson Metodu ile Elementlerin Korelasyon İlişkisi

ALANYA KALESİ DOĞU (K26 – K50) Numuneleri																		
	Br	Rb	Sr	Y	Sn	Te	Ba	Pb	Th	U	Zr	Re	Pa	Eu	Tb	Dy	Er	Tm
Br	1																	
Rb	.359	1																
Sr	.256	.284	1															
Y	-.090	-.115	.441*	1														
Sn	-.002	-.010	.497*	.647**	1													
Te	-.118	-.098	.109	.447*	.002	1												
Ba	.021	.579**	.220	-.183	-.144	-.020	1											
Pb	.094	.204	.552**	.437*	.173	.278	.231	1										
Th	.128	.144	.135	.255	.338	.157	.013	.271	1									
U	-.129	.055	.227	.408*	.344	-.031	.004	.354	.441*	1								
Zr	.141	.156	.607**	.596**	.855**	.124	.087	.222	.278	.175	1							
Re	.015	.029	-.293	-.269	-.141	.214	.319	.037	.293	-.095	.001	1						
Pa	-.341	-.033	.448*	.255	.317	.132	.240	.459*	.169	.303	.444*	.129	1					
Eu	-.033	-.276	.252	.707**	.646**	.189	-.068	.220	.137	.136	.623*	.094	.159	1				
Tb	-.107	.004	.499*	.779**	.682**	.291	-.123	.603**	.233	.370	.636*	-.049	.431*	.638*	1			
Dy	.039	-.054	-.103	-.027	-.090	.200	.005	-.402*	-.015	.199	.020	.005	.135	-.058	-.415*	1		
Er	.148	.261	.142	-.039	-.148	.298	.527*	.368	.035	-.402*	.093	.520*	.174	.123	.103	-.227	1	
Tm	-.026	.047	.039	-.021	-.054	.132	.137	-.150	.436*	.304	.068	.186	.107	-.045	-.290	.646*	-.039	1

**. Korelasyon 0,01 düzeyinde önemlidir. (Çift Yönlü)

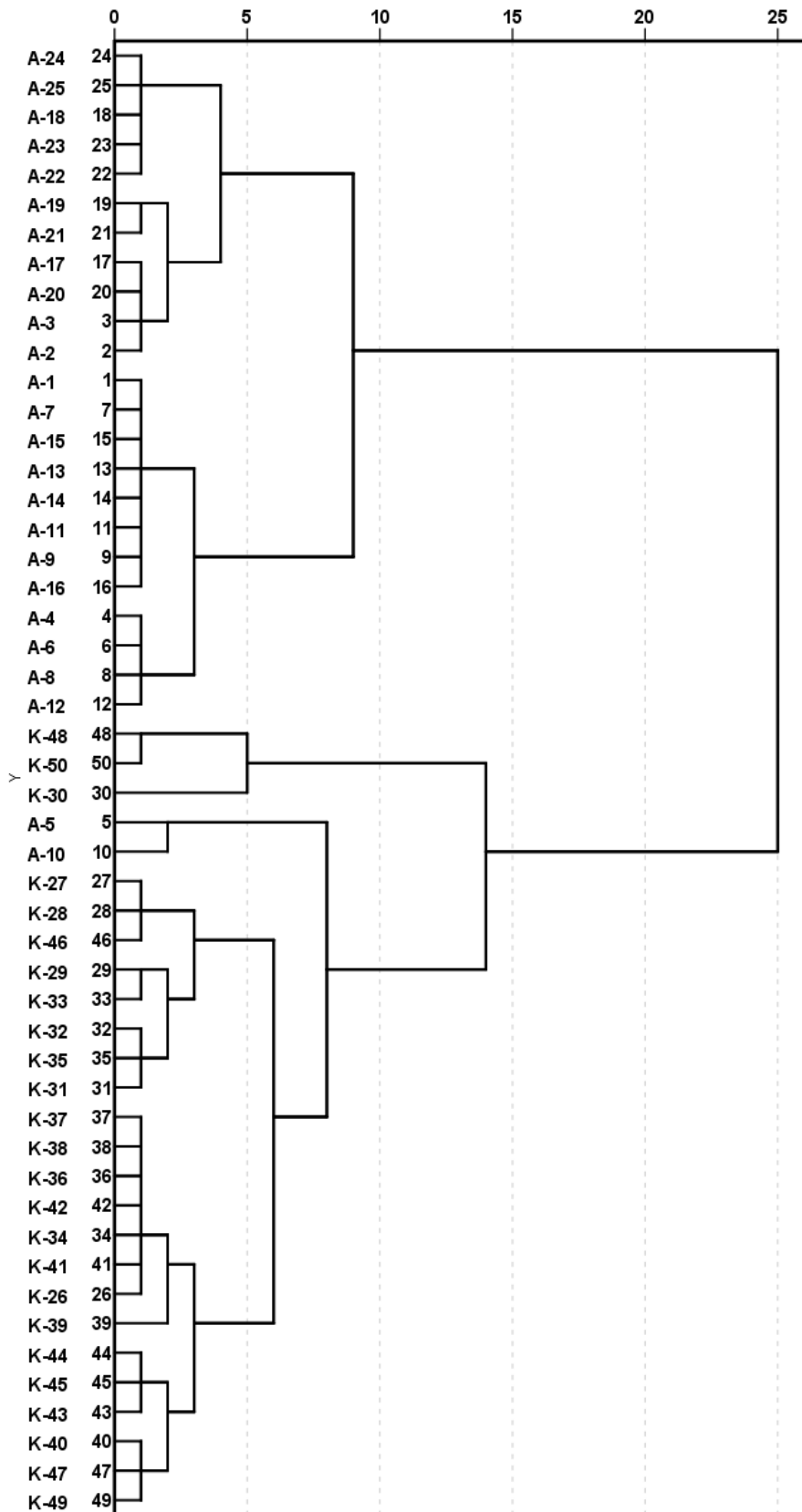
*. Korelasyon 0,05 düzeyinde önemlidir. (Çift Yönlü)



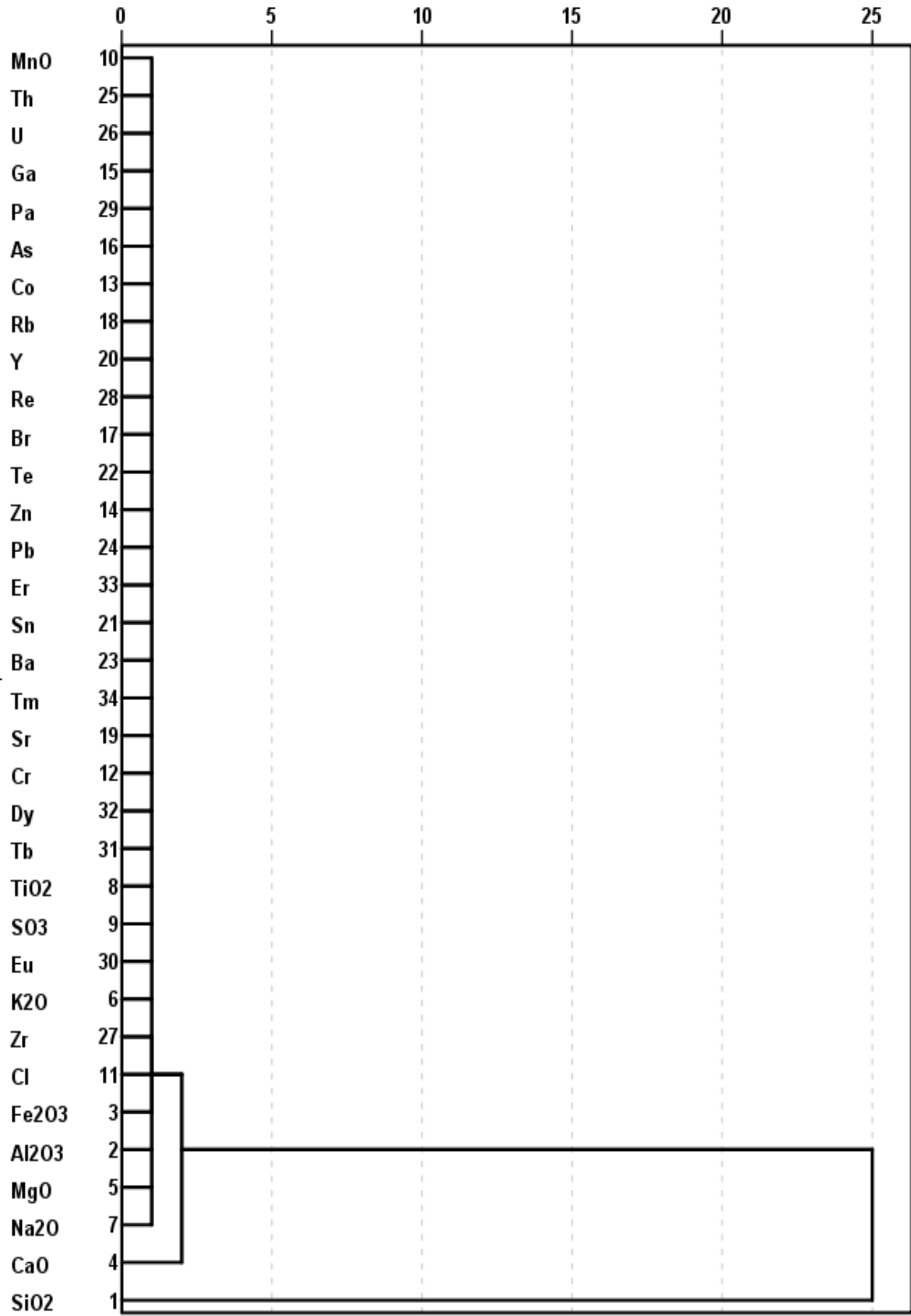
Şekil 4.17. Sahil Kumlarının ^{232}Th 'a Karşı ^{238}U ve ^{40}K , ^{40}K 'ya karşı ^{238}U Grafikleri

Alanya Kalesi batı örnekleri (A1 – A25) ile Alanya Kalesi doğu (K26 – K50) örnekleri arasında kimyasal içerik açısından farklılık gösteren örneklerin benzerliklerini kontrol etmek için küme analizi uygulanmıştır (Şekil 4.18). A-5 ve A-10 örneklerinin içeriği Alanya Kalesi batı örneklerine kıyasla K-grubuna (Alanya Kalesi doğu) daha çok yakındır. Bu, iki ayrı kaynaktan oluşan Alanya Kalesi doğu örneklerini ve Alanya batı örneklerinin sahil kumunu güçlü bir şekilde ifade eder. A-5 ve A-10'u Alanya Kalesi doğu örnekleriyle aynı kaynağa bağlamak daha mantıklıdır.

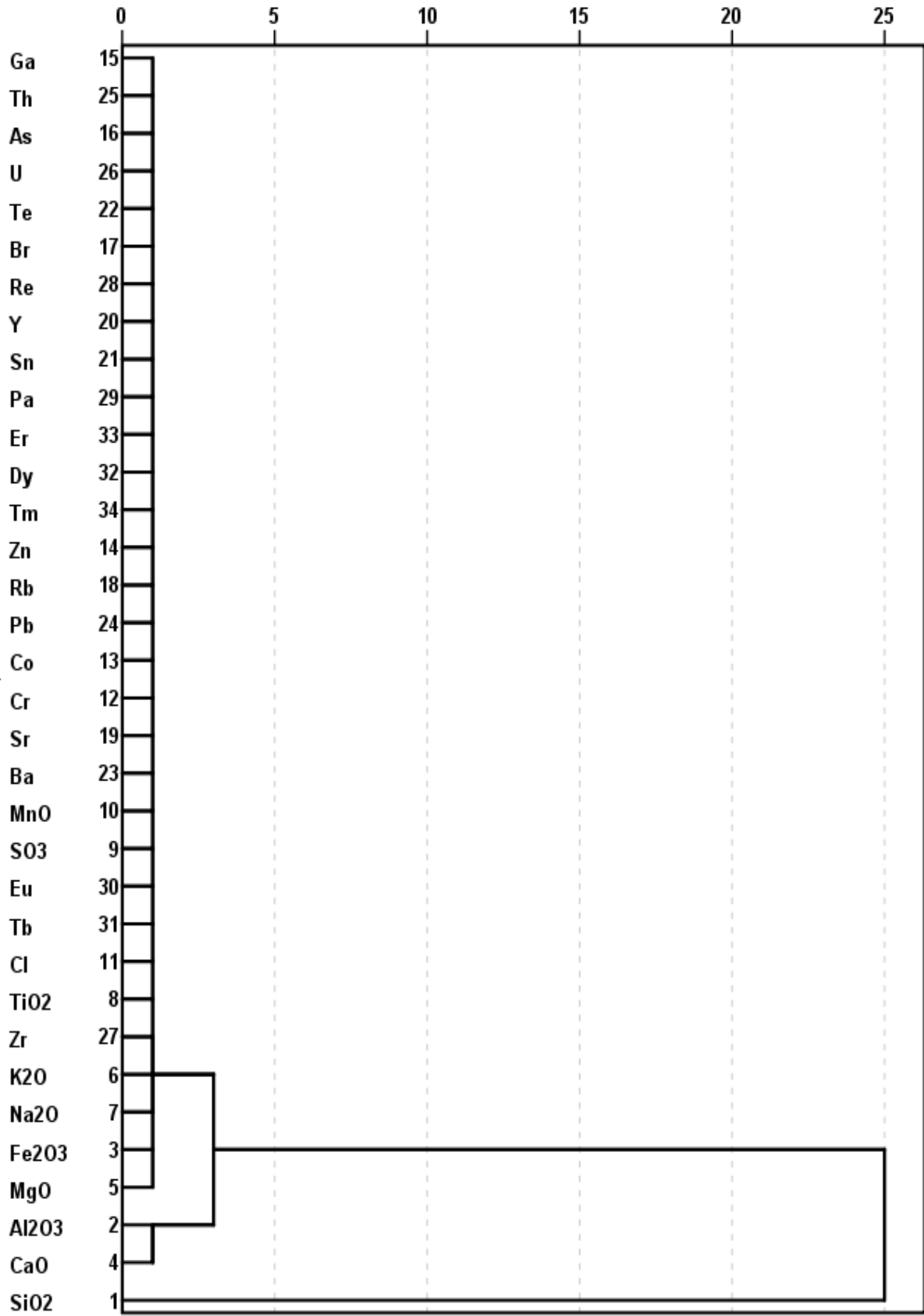
Küme analizi birleştirilmiş grup örneklere uygulanmıştır. Analiz sonucunda Dy, Tm, As, S, Cl, Br, Si, Cr ve Na diğer elementlerden ayrı olarak birlikte kümelenmiştir (Şekil 4.19). Alanya Kalesi batı örnekleri içinde küme analizinden yararlanılmış ve analiz sonucunda, Ca ve özellikle Si'nin gruptaki elementlerden ayrıldığını göstermiştir. Alanya Kalesi doğu örnekleri için ise Si, Ca ve Al diğer elementten ayrı bir küme oluşturmuştur (Şekil 4.20).



Şekil 4.18. Sahil Kumlarının Grup Bağlantıları Arasında Kare Öklid Uzaklık Yönteminden Yararlanılarak Alanya Kalesi Batı (A1 – A25) ve Alanya Kalesi Doğu (K26 – K50) Alınan Örneklerin Küme Örneği



Şekil 4.19. Sahil Kumlarının Alanya Kalesi Batı (A1- A25) Örneklerin Değişken Kümesi



Şekil 4.20. Sahil Kumlarının Alanya Kalesi Doğu (K26 - K50) Örneklerin Değişken Kümesi

Alanya'dan alınan örnekler faktör analizine tabi tutulmuştur. Faktör analizi sonuçları Çizelge 4.12, 4.13 ve 4.14'de sunulmaktadır. Çizelge 4.12 ve 4.13'e göre eş kökenliliği 0,8'in üzerinde olan elementlerin %87,5'inin açıklandığı, elementlerin %12,5'i ise (Cr, Ga, Ba ve Er) faktör analizi ile açıklanan ve eş kökenlikleri 0,6 - 0,79 arasındadır. Özdeğeri üç'ün üzerinde %66'sını açıklayan üç faktör ve özdeğeri bir'in üzerinde yedi faktörün varyansı açıklama oranı %88,26'dır.

Çizelge 4.12. PCA'daki Alanya Kalesi Batı Numunelerin (A1 – A25) Element Oranı

Eş kökenlilik Sonuçları		
	İlk	Çıkarma
SiO ₂	1.000	.955
Al ₂ O ₃	1.000	.905
Fe ₂ O ₃	1.000	.942
CaO	1.000	.888
MgO	1.000	.828
K ₂ O	1.000	.955
Na ₂ O	1.000	.851
TiO ₂	1.000	.889
SO ₃	1.000	.906
Cl	1.000	.982
Cr	1.000	.724
Co	1.000	.878
Zn	1.000	.925
Ga	1.000	.675
As	1.000	.965
Br	1.000	.975
Rb	1.000	.828
Sr	1.000	.917
Y	1.000	.919
Sn	1.000	.816
Te	1.000	.824
Ba	1.000	.779
Pb	1.000	.871
U	1.000	.948
Zr	1.000	.904
Re	1.000	.867
Pa	1.000	.857
Eu	1.000	.959
Tb	1.000	.966
Dy	1.000	.926
Er	1.000	.712
Tm	1.000	.908

Çizelge 4.13. Alanya Batı Numuneleri (A1 – A25) için Özdeğere göre Açıklanan Toplam Faktör Sayısı

Bileşen	Başlangıç Öz Değerleri			Kareli Yüklerin Çıkarım Toplamları		
	Toplam	% Varyans	Kümülatif %	Toplam	% Varyans	Kümülatif %
1	11.790	36.842	36.842	11.790	36.842	36.842
2	5.776	18.049	54.891	5.776	18.049	54.891
3	3.684	11.513	66.404	3.684	11.513	66.404
4	2.293	7.164	73.568	2.293	7.164	73.568
5	2.015	6.296	79.863	2.015	6.296	79.863
6	1.447	4.522	84.386	1.447	4.522	84.386
7	1.241	3.878	88.263	1.241	3.878	88.263
8	.858	2.682	90.945			
9	.803	2.510	93.455			
10	.429	1.339	94.795			
11	.387	1.209	96.004			
12	.285	.890	96.894			
Temel Bileşen Analizi						

Çizelge 4.14. Temel Bileşenlerdeki Alanya Batı Numunelerinden (A1 – A25) Alınan Element İlişkisi

	Bileşen						
	1	2	3	4	5	6	7
SiO ₂	-.922	.143	.237	-.118	-.100	.048	.049
Al ₂ O ₃	.849	-.272	-.055	.102	.215	.023	-.222
Fe ₂ O ₃	.876	-.190	-.364	.080	-.002	.035	-.006
CaO	.884	-.126	-.204	-.202	.047	-.038	-.072
MgO	.409	-.241	-.520	.504	.248	-.023	.125
K ₂ O	.900	-.042	.171	-.234	-.036	-.194	-.142
Na ₂ O	.007	.009	-.217	.878	.078	-.105	.123
TiO ₂	.878	-.240	-.054	-.180	.021	.067	-.140
SO ₃	.731	.136	.540	.219	.058	.031	-.100
Cl	.596	.362	.668	.188	-.107	.034	-.034
Cr	.440	.066	.525	-.052	.459	-.117	-.154
Co	-.385	.156	.182	.120	.497	.271	-.580
Zn	.676	-.139	-.455	.177	-.231	.306	-.252
Ga	.475	-.104	.233	-.086	.428	.319	.302
As	.421	-.866	.167	-.004	.088	-.002	-.043
Br	.653	.280	.597	.284	-.173	.043	-.050
Rb	.783	-.211	.302	-.021	-.272	.002	-.075
Sr	.881	-.344	-.106	-.028	.083	.043	-.031
Y	.679	.046	-.568	.253	-.159	.157	-.140
Sn	.669	-.030	-.131	-.413	-.267	-.326	.042
Te	.225	.124	.016	.055	-.160	.712	.471
Ba	.048	.065	-.280	-.586	-.275	.476	-.221
Pb	.407	.723	-.362	.173	.125	.009	.071
U	.346	.535	.638	.173	-.299	.115	-.048
Zr	.839	-.019	-.012	-.157	-.296	-.168	.245
Re	.479	.200	-.232	-.346	.593	-.149	.224
Pa	.309	.750	-.207	-.144	.367	-.003	-.006
Eu	.628	.656	-.100	.110	-.188	-.246	.126
Tb	.246	.931	-.050	-.061	-.061	-.167	.036
Dy	.104	-.888	.252	.177	-.139	-.015	.105
Er	.509	.416	.223	-.164	.270	.281	.229
Tm	.122	-.785	.359	-.094	.224	-.053	.294
Temel Bileşen Analizi							
7 Bileşen Çıkarıldı.							

Alanya Kalesi doğu (K26 – K50) örnekleri için faktör analizi bulguları Çizelge 4.15, 4.16 ve 4.17’de sunulmaktadır. Çizelge 4.16’a göre eş kökenliliği 0,8’in üzerinde olan elementlerin %79,4’ünün açıklandığı, eş kökenlikleri 0,6-0,79 arasında olan elementlerin %20,6’sı açıklanmaktadır. Özdeğeri 4.1’in üzerinde %57,07’sini açıklayan üç faktör ve özdeğeri bir’in üzerinde yedi faktörün varyansın açıklama oranı %87,24’tür.

Çizelge 4.15. PCA’daki Alanya Kalesi Doğu Numunelerinin (K26 – K50) Element Oranı

	İlk	Çıkarma
SiO ₂	1.000	.940
Al ₂ O ₃	1.000	.912
Fe ₂ O ₃	1.000	.941
CaO	1.000	.895
MgO	1.000	.883
K ₂ O	1.000	.953
Na ₂ O	1.000	.700
TiO ₂	1.000	.969
SO ₃	1.000	.964
MnO	1.000	.743
Cl	1.000	.950
Cr	1.000	.868
Co	1.000	.827
Zn	1.000	.870
Ga	1.000	.916
As	1.000	.921
Br	1.000	.963
Rb	1.000	.923
Sr	1.000	.915
Y	1.000	.964
Sn	1.000	.877
Te	1.000	.742
Ba	1.000	.783
Pb	1.000	.834
Th	1.000	.795
U	1.000	.786
Zr	1.000	.894
Re	1.000	.853
Pa	1.000	.673
Eu	1.000	.840
Tb	1.000	.906
Dy	1.000	.909
Er	1.000	.879
Tm	1.000	.874

Çizelge 4.16. Alanya Kalesi Doğu Numuneleri (K26 – K50) için Özdeğere göre Açıklanan Toplam Faktör Sayısı

Bileşen	Başlangıç Öz Değerleri			Kareli Yüklerin Çıkarım Toplamları		
	Toplam	% Varyans	Kümülatif %	Toplam	% Varyans	Kümülatif %
1	9.092	26.740	26.740	9.092	26.740	26.740
2	6.115	17.985	44.725	6.115	17.985	44.725
3	4.199	12.351	57.076	4.199	12.351	57.076
4	3.108	9.141	66.217	3.108	9.141	66.217
5	2.294	6.747	72.963	2.294	6.747	72.963
6	1.964	5.777	78.740	1.964	5.777	78.740
7	1.561	4.591	83.331	1.561	4.591	83.331
8	1.330	3.911	87.243	1.330	3.911	87.243
9	.899	2.645	89.888			
10	.729	2.145	92.033			
11	.616	1.811	93.844			
12	.510	1.500	95.344			
13	.377	1.108	96.452			
Temel Bileşen Analizi						

Çizelge 4.17. Temel Bileşenlerdeki Alanya Kalesi Doğu Numunelerinden (K26 – K50) Alınan Element İlişkisi

	Bileşen							
	1	2	3	4	5	6	7	8
SiO ₂	-.894	-.266	.010	-.140	-.004	-.070	-.211	.027
Al ₂ O ₃	-.166	.803	-.329	-.271	-.047	-.185	-.086	-.118
Fe ₂ O ₃	.705	.424	.195	-.344	-.135	-.293	.060	.034
CaO	.789	-.272	.006	.316	.128	.182	.220	.007
MgO	.577	-.543	-.121	.301	-.137	.279	.230	.038
K ₂ O	-.304	.820	-.346	-.109	-.131	-.135	-.076	-.125
Na ₂ O	-.514	.386	.392	.080	.179	.303	-.057	-.012
TiO ₂	-.065	.879	.057	-.386	-.037	-.115	.144	-.069
SO ₃	-.316	.507	.625	.427	-.076	.007	.047	.162
MnO	.301	.053	-.141	-.424	-.535	.091	.175	.353
Cl	-.278	.450	.540	.545	-.183	.066	-.036	.204
Cr	-.426	.605	.497	.220	.075	-.137	-.003	-.021
Co	.844	.193	.226	.056	-.089	.084	.055	.075
Zn	.528	.668	-.186	-.004	-.254	.083	.107	-.166
Ga	.386	.415	-.580	.154	.219	.340	-.211	.163
As	.490	.037	.666	-.441	.073	-.138	.113	-.061
Br	-.139	.491	.374	.697	-.198	.095	-.022	.168
Rb	-.012	.772	-.352	.174	-.279	-.035	-.069	-.299
Sr	.747	.169	-.067	.334	-.258	.345	.165	.028
Y	.812	.089	.422	-.198	-.009	-.279	.021	.012
Sn	.722	-.024	.315	.090	.091	.097	-.363	-.313
Te	.281	.154	.110	-.159	.352	-.438	.451	.288
Ba	.087	.444	-.632	.197	.113	.056	.249	-.249
Pb	.646	.180	-.312	.178	-.166	-.179	-.033	.441
Th	.286	.428	.035	-.095	.350	.085	-.474	.406
U	.433	.298	.063	-.495	-.031	.320	-.335	.211
Zr	.742	.181	.205	.230	.188	.071	-.122	-.401
Re	-.161	.167	-.328	.218	.747	-.220	-.125	.145
Pa	.608	-.051	-.464	-.089	.194	.183	-.077	-.023
Eu	.625	-.136	.403	.174	.375	-.215	-.088	-.209
Tb	.840	-.058	.068	.038	-.018	-.334	-.280	-.020
Dy	-.172	.312	.369	-.354	.322	.399	.491	-.128
Er	.135	.184	-.463	.490	.294	-.411	.325	.104
Tm	-.011	.395	.062	-.282	.537	.547	.174	.132
Temel Bileşen Analizi 8 Bileşen Çıkarıldı.								

5. SONUÇLAR

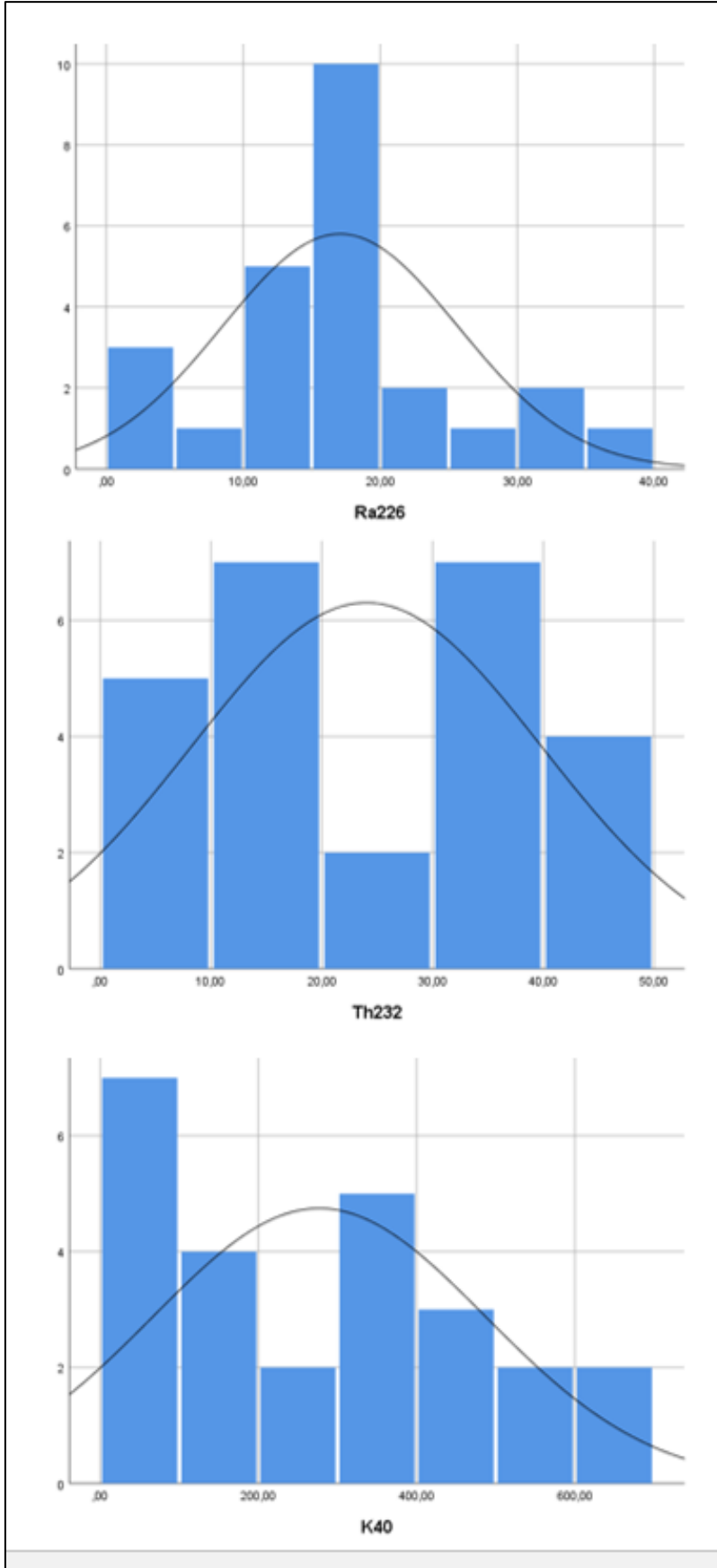
Bu tez çalışması kapsamında Antalya ili Alanya ilçesi şehir merkezindeki plaj kumlarından alınan toplam 25 adet sahil kumu numunesinin ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklitlerinin aktivite konsantrasyonu ölçülmüştür. Ayrıca sahil kumlarının radyolojik risk parametre değerleri hesaplanmış olup, Alanya sahil kumlarının radyolojik değerlerini yansıtan doğal radyoaktivite dağılım haritaları oluşturulmuştur. Bölgedeki sahil kumlarının kimyasal analiz işlemleride gerçekleştirilmiştir. Elde edilen verilerle çok değişkenli istatistiksel analizler yapılmıştır. Antalya ili Alanya ilçesi şehir merkezinde gerçekleştirilen bu çalışma kapsamında radyolojik aktivite sahil kumlarından toplam 50 adet alınmış olup, ancak 25 adet radyoaktivite ölçümü Türk Hızlandırıcı ve Işınım Laboratuvarında gerçekleştirilmiş olup, XRF analizi ise 50 adet sahil kumu numune örnekleri üzerinden Akdeniz Üniversitesi Maden Yatakları Laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.

Çalışma kapsamında sahil bölgesinden yaklaşık olarak her 500m'de bir alınan numune örnekleri HPGe yüksek çözünürlüklü germanyum spektrometresi ile ölçülerek radyonüklid aktivite konsantrasyonlarının değerleri ile ortalamaları Çizelge 5.1'de verilmiştir.

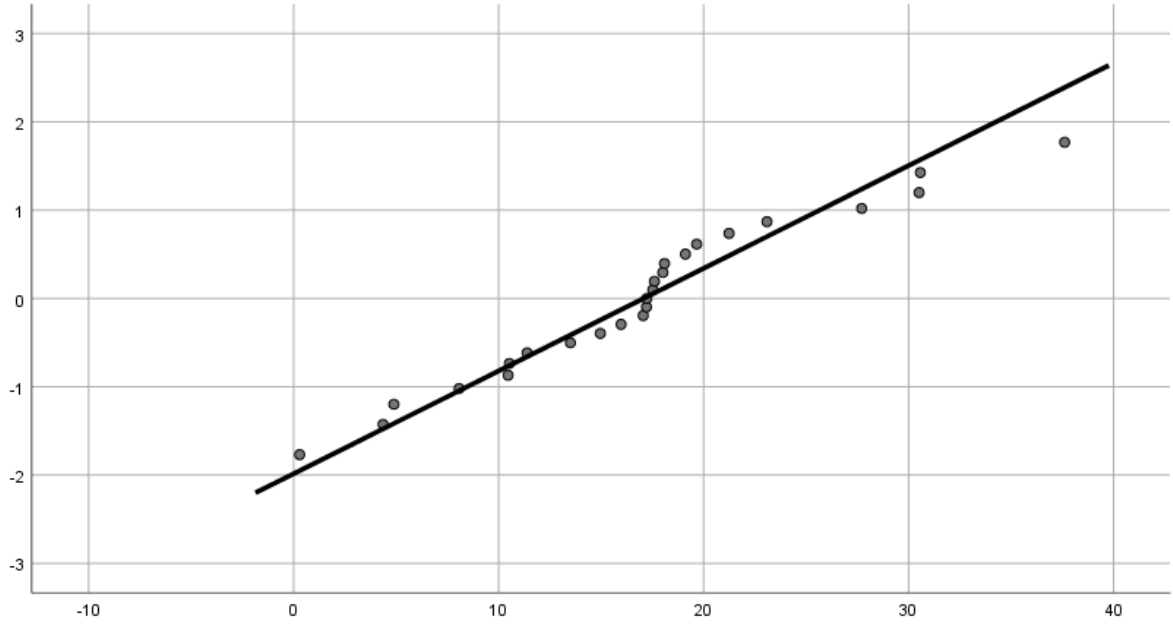
Alanya şehir merkezi plaj kumları ile ilgili yapılan bu çalışmada, ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarındaki standart sapmalar ortalama değerlerinden daha düşük olmasına rağmen çizelge 5.1'de görüleceği üzere yüksek derecede tekdüzeliğin göstergesi olarak açıklanabilir. Minimum, maksimum, ortalama, meydan, Standart Sapma, Standart hata, varyans, çarpıklık ve basıklık değerleri tanımlayıcı istatistiksel SPSS 26 yazılımı ile gerçekleştirilerek Çizelge 5.1'de sunulmaktadır. ^{232}Th aktivite konsantrasyonları için çarpıklık değerleri negatif bulunurken, Şekil 5.1'de görüleceği üzere ^{226}Ra ve ^{40}K için sıfır değerine yakın olmakla birlikte pozitif bulunmuştur. Alanya şehir merkezi plaj kumu örneklerindeki bu çalışmadan çıkan sonuca göre; ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının basıklık değerleri negatiftir (Çizelge 5.1). Frekans dağılımı'nın normal dağılıma sahip olduğu Şekil 5.2'de görülmektedir.

Çizelge 5.1. Alanya sahil kumları için Radyonüklid ve Radyolojik Parametrelerin İstatistikleri

Radyolojik Parametreler										
İstatistiksel Değişkenler	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	Raeq	D nGyh ⁻¹	Eaed	Iy	Hex	Hin	ELCR
Minimum	0,29	0,00	0,00	0,29	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Maksimum	37,61	49,01	675,48	141,78	67,82	0,08	1,07	0,38	0,48	0,29
Ortalama	17,06	24,03	276,88	72,69	34,02	0,04	0,53	0,19	0,24	0,14
Medyan	17,23	21,84	284,47	80,08	35,67	0,04	0,57	0,22	0,27	0,15
Standart Sapma	8,60	15,82	210,12	40,86	19,32	0,02	0,31	0,10	0,12	0,08
Standart Hata	1,71	3,16	42,02	8,17	3,86	0,00	0,06	0,02	0,02	0,016
Varyans	73,94	250,32	44154,28	1669,80	373,42	0,00	0,09	0,01	0,01	0,00
Çarpıklık	0,355	-0,147	0,191	-0,079	-0,048	-0,169	-0,056	-0,183	-0,038	-0,04
Basıklık	0,475	-1,251	-1,152	-1,033	-1,011	-0,90	-1,055	-0,948	-0,716	-1,035
Frekans Dağılımı	Normal	Normal	Normal							



Şekil 5.1. Alanya Sahil Kumlarının ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin histogram dağılımı



Şekil 5.2. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin frekans normal dağılımı

Alanya merkezi plaj kumu numuneleri için, radyonüklidler ve bunlarla ilgili radyolojik parametreler arasında var olan potansiyel ilişki ve doğrusal ilişkiler, Pearson korelasyon analizi vasıtasıyla değerlendirilmiştir (Çizelge 5.2). Bu çalışmada, radyonüklidler ve bunlarla ilişkili radyolojik parametreler arasındaki bağlantının gücü (korelasyon katsayısı (r)) “çok zayıf” ($r < 0.36$), “zayıf” ($0.36 < r < 0.49$), “güçlü” ($0.50 < r < 0.75$) ve “çok güçlü” ($r > 0.75$) olarak kategorize edilmiş ve $*p < 0,05$ ve $** p < 0,01$ olarak belirlenmiştir.

Alanya bölgesi sahil kumları için Çizelge 5.2’de, ^{232}Th ve ^{40}K arasında özellikle yüksek derecede bir pozitif korelasyon ($r = 0,819$) ortaya koymakta iken, ^{226}Ra ve ^{40}K arasında zayıf bir pozitif korelasyon ($r = 0,398$) bulunmuştur. Bunların içeriği aynı kökene sahiptir ve birlikte meydana gelirler (Kolo vd., 2015; Ravisankar vd., 2015).

^{232}Th ve ^{40}K ile radyolojik risk ilişkileri açısından, tüm parametre setinin güçlü pozitif korelasyonlara ($r > 0,80$) sahip olduğu gösterilmiştir, iki gösterge radyonüklidi de birbirleri arasında yüksek oranda korelasyona sahiptir. Değerlendirilen Alanya bölgesi sahil kumu riskleri, esas olarak toryum ve potasyum radyonüklidlerin faaliyetleriyle ilişkilendirilir ve bunlardan etkilenir; bunlar, çalışma alanlarında gama radyasyonu emisyonuna ana katkı yapanlardır (Ravisankar vd., 2015). Bunun aksine, ^{226}Ra içeriği ile aynı radyolojik tehlike parametreleri arasında genellikle zayıf bir korelasyon ($r < 0,49$) görülmekte ve bu da radyolojik riske düşük katkıyı göstermektedir.

Çizelge 5.2. Radyonüklidler ve radyolojik değişkenler arasındaki Pearson korelasyonları

Radyolojik Değişkenler	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	Raeq	D nGyh ⁻¹	Eaed	Iy	Hex	Hin	ELCR*10 ⁻³
²²⁶ Ra	1									
²³² Th	0,295	1								
⁴⁰ K	,398*	,819**	1							
Raeq	,531**	,939**	,932**	1						
D nGyh-1	,533**	,929**	,943**	,999**	1					
Eaed	,488*	,937**	,932**	,989**	,989**	1				
Iy	,518**	,935**	,944**	,999**	1,000**	,989**	1			
Hex	,488*	,937**	,931**	,989**	,989**	,984**	,989**	1		
Hin	,651**	,896**	,901**	,989**	,988**	,972**	,985**	,970**	1	
ELCR * 10 ⁻³	,529**	,928**	,946**	,999**	1,000**	,987**	,999**	,989**	,987**	1

*. p<0,05

**. p<0,01

Alanya sahil kumları için, radyonüklidler ile Pearson korelasyon analizinden elde edilen ilişkili radyolojik parametreler arasındaki ilişkiyi araştırmak için temel bileşen analizi uygulanmıştır. Temel bileşen analizi, Varimax dönüşüne tabi çeşitli radyasyon parametreleri arasındaki korelasyon ortamında gerçekleştirilmiştir. Elde edilen önemli bileşenler (bileşen-1 ve bileşen-2) olarak Çizelge 5.3’de görülmektedir. Özdeğerlerin dağılımı Şekil 5.3’de belirtilmiştir. Çok değişkenli analizden önce, değişkenlerin normal dağılıma uyduğunu doğrulamak çok büyük önem taşımaktadır (Gu vd. 2012). Temel bileşen analizi’ni doğru bir şekilde doğrulamak ve yorumlamak için normalliğin yanı sıra Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) ve Bartlett’in küresellik koşullarının sağlanması gerekmektedir (Gu vd. 2014). KMO, 0 ile 1 arasında herhangi bir değer alabilir. “0” değeri, kısmi korelasyonların toplamının korelasyonların toplamına göre büyük olduğunu, bu nedenle faktör analizi yapılmaması gerektiğini göstermekte iken, “1”e yakın bir değer, korelasyon modellerinin nispeten kompakt olduğunu göstermektedir. Bundan dolayı faktör analizi, farklı ve güvenilir faktörler verebilir (Khandaker vd. 2018). > 0,5 değeri faktör analizinin değerli olduğunu gösterirken, > 0,7 değeri doğrulayıcı analiz için ortak eşik (Hair vd. 2010) ve KMO için kabul edilebilir değer aralığı 0,65 ile 1,00 olarak kabul edilir (Khandaker vd. 2018).

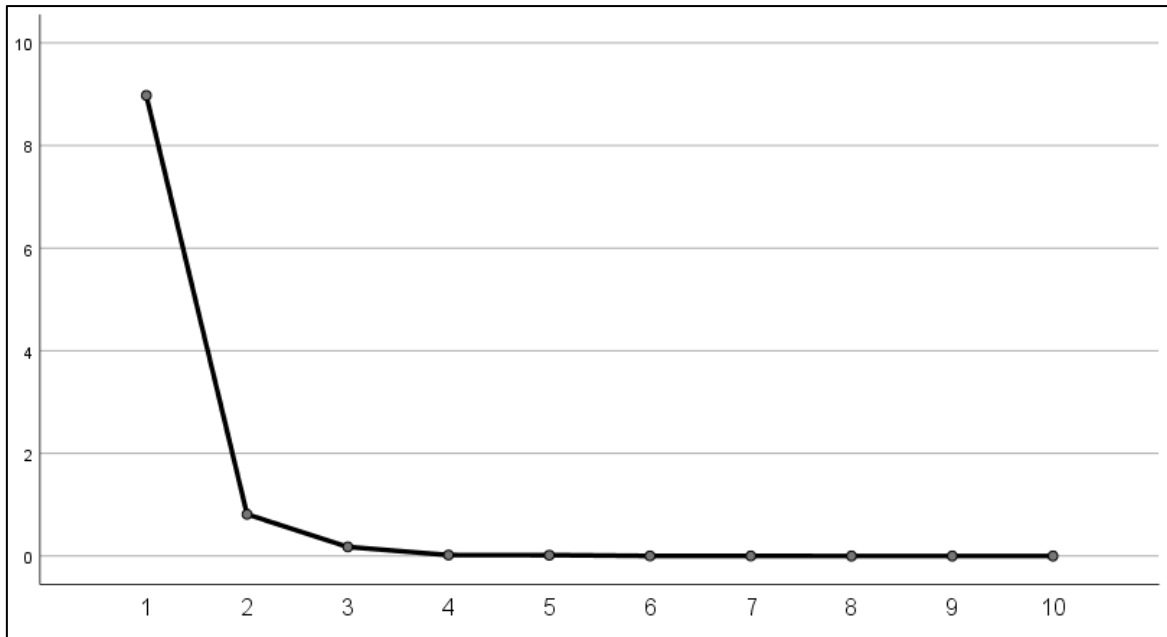
Alanya merkezi plaj kumları durumunda, radyasyon parametreleri hem negatif hem de pozitif çarpıklık ve basıklık gösterse de değerleri nispeten düşüktür ve dağılımlarının normal kabul edilebileceğini göstermektedir. KMO ve Bartlett’in sonuçları 0,82 ve 1405,2 (serbestlik

dereceleri $df = 45$ ve $p < 0.01$ ile)'dir. Temel bileşen-1, ^{232}Th ve ^{40}K 'nin yüksek derecede pozitif yükleri tanınarak çıkarılmış, bunların ilgili radyolojik değişkenlerinin tümü %80,16'lık bir açıklanan varyansa sahiptir. Bu, incelenen Alanya sahil bölgesinin plajdaki doğal radyoaktivite seviyesinin ve ilişkili radyolojik tehlikelerin toryum ve potasyum konsantrasyonlarına kadar izlenebileceğini kuvvetle önermektedir. Bileşen-2'nin toplam varyansı %17,71'dir ve sadece radium tüm radyasyon parametrelerini temsil etmektedir.

Çizelge 5.3. Radyolojik parametrelerin faktör yükleri

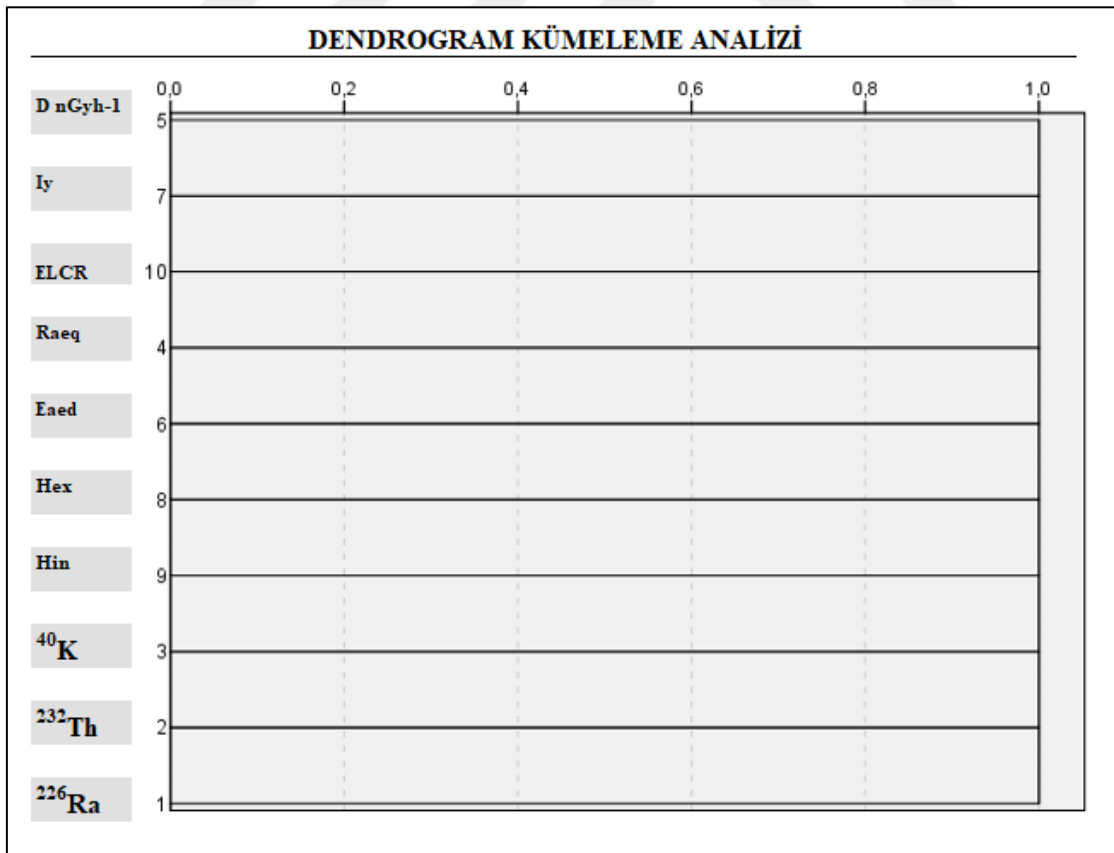
RADYOLOJİK PARAMETRELER	BİLEŞEN 1	BİLEŞEN 2
^{232}Th	0,962	*
Ea _{ed}	0,953	*
Hex	0,953	*
I _y	0,95	*
ELCR	0,946	0,323
Ra _{eq}	0,946	0,324
D	0,945	0,327
^{40}K	0,924	*
H _{in}	0,886	0,461
^{226}Ra	*	0,973
Açıklanan varyans yüzdesi	80,16%	17,71%

*Bileşende yer alan boş alanlar ,32 değerinden küçüktür.



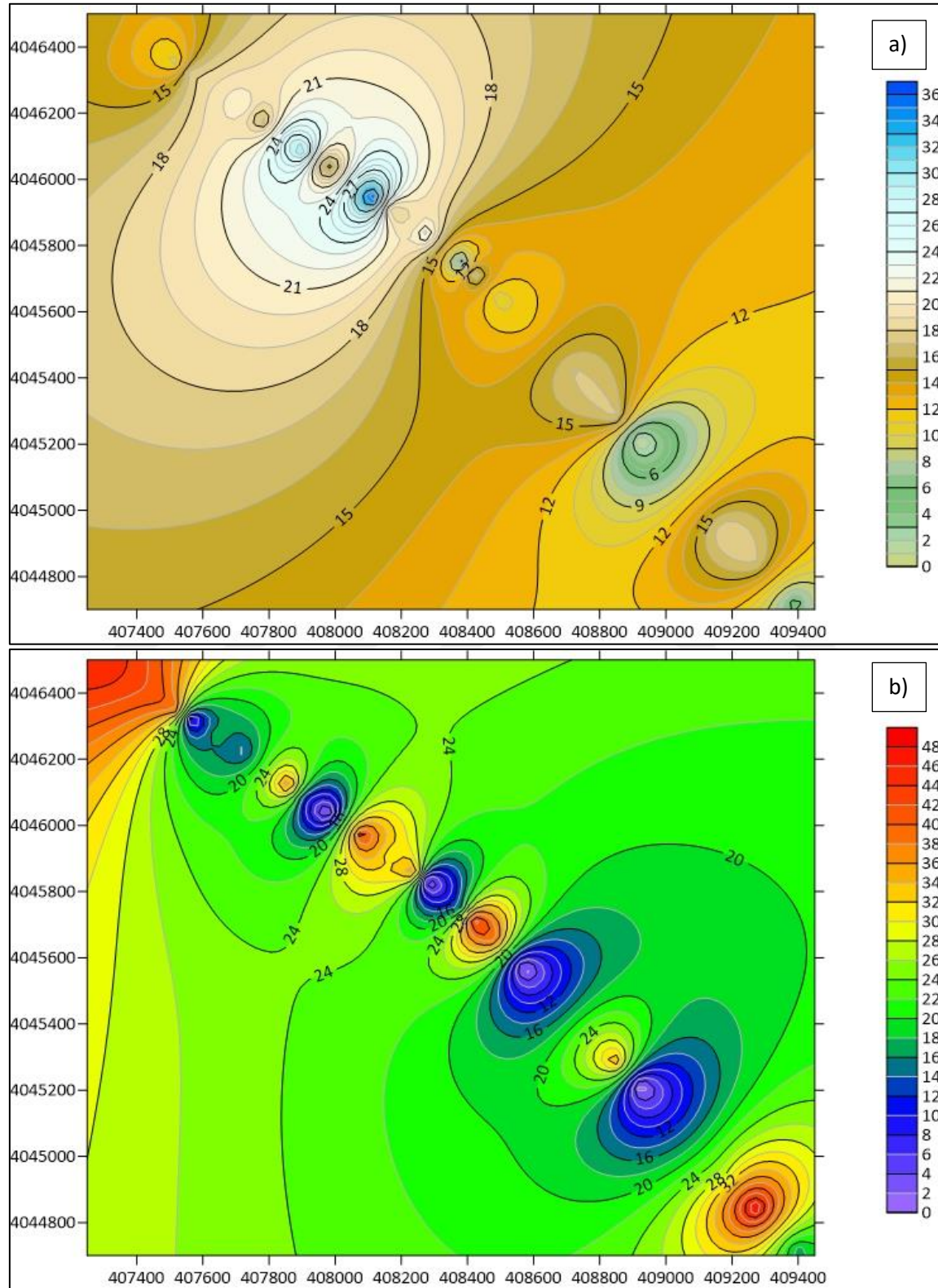
Şekil 5.3. Alanya Sahil Kumlarının Özdeğerlerin Dağılımı

Alanya merkezi plaj kumlarındaki radyonüklidler ve ilişkili radyolojik tehlike parametreleri arasındaki ilişkileri kontrol etmek için Hiyerarşik küme analizi yapılmıştır. Küme analizinin, her bir küme içindeki nesnelerin veya değişkenlerin aynı olduğu en iyi gruplandırmayı bulmak için bir sistemin nesnelerini benzerliklerine göre kümeler veya gruplara ayırıldığına dikkat edilmiştir (Khandaker vd. 2018). Hiyerarşik küme analizinin dendrogramı, parametrelerin aynı özelliklere sahip kümeler oluşturmak üzere birleştiği sırayı göstermektedir. Farklı radyasyon parametreleri arasındaki korelasyon matrisi üzerinde küme analizi yapılmış ve ortaya çıkan dendrogram Şekil 5.4'te gösterilmiştir. Tüm radyasyon parametrelerinin, parametrelerin mevcut benzerliklerine dayalı olarak oluşturulmuş, istatistiksel olarak anlamlı iki küme halinde gruplandırıldığı görülebilmektedir. Şekil 5.4'te küme-2, ^{232}Th ve ^{40}K 'dan ve benzer şekilde tüm hayati radyolojik parametrelerden oluşur. Bu doğal radyoaktivite seviyelerinin ve ilişkili radyolojik tehlikelerin esas olarak ^{232}Th ve ^{40}K içeriğine bağlı olduğunu doğrulamaktadır. ^{226}Ra , küme-1'de gruplandırılmıştır. Diğer radyolojik parametrelerle daha az benzerliğe sahiptir. Alanya merkezi plaj kumlarındaki radyum seviyelerinin radyasyon tehlikelerine katkısının önemsiz olduğunu göstermektedir. Bu analizin bulguları, Pearson analizi ve Temel bileşen analizi'nin sonuçları ile iyi bir uyum içindedir.

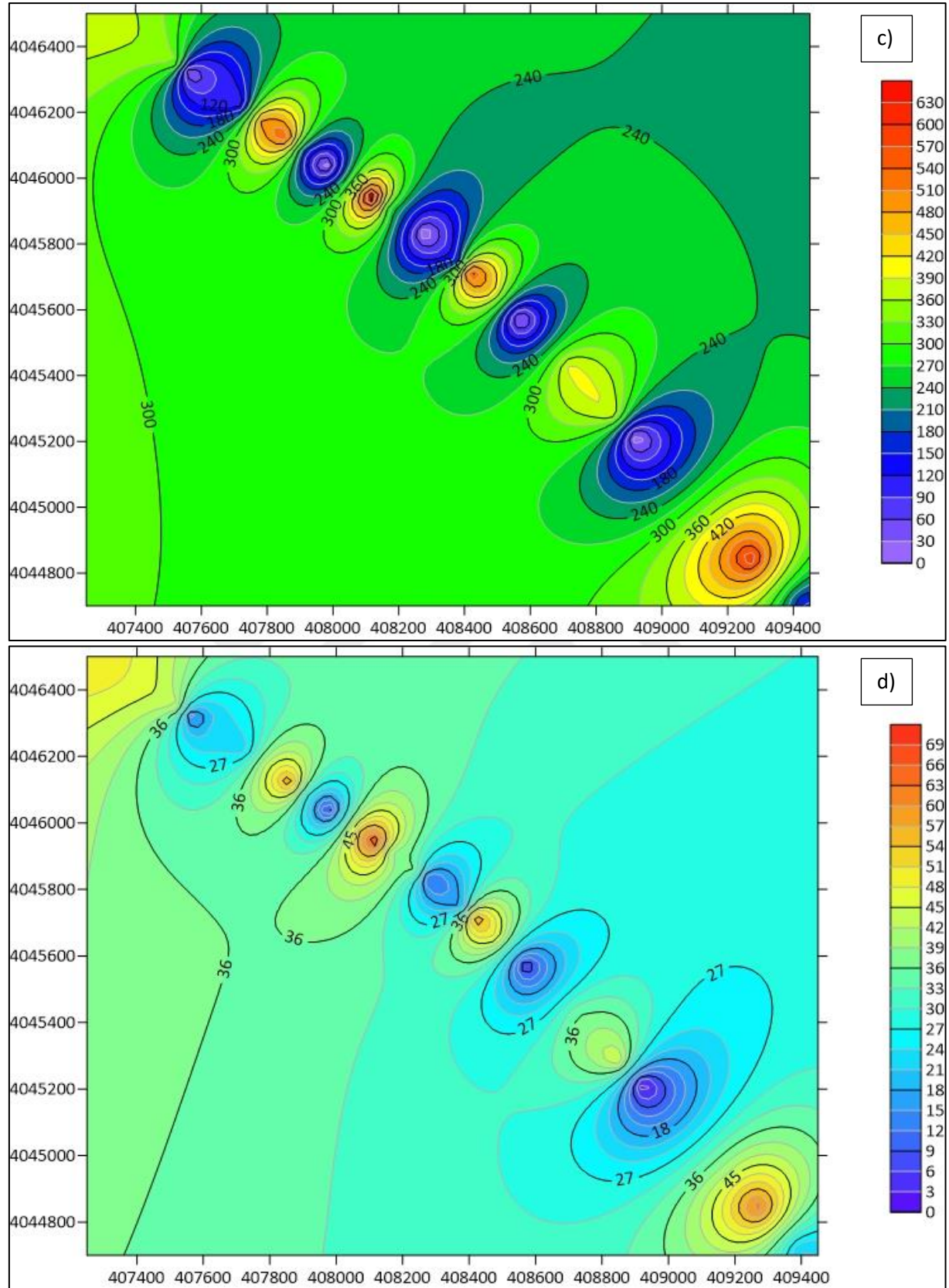


Şekil 5.4. Dendrogram Küme Analizi ile Radyolojik Parametrelerin Kümelenmesi

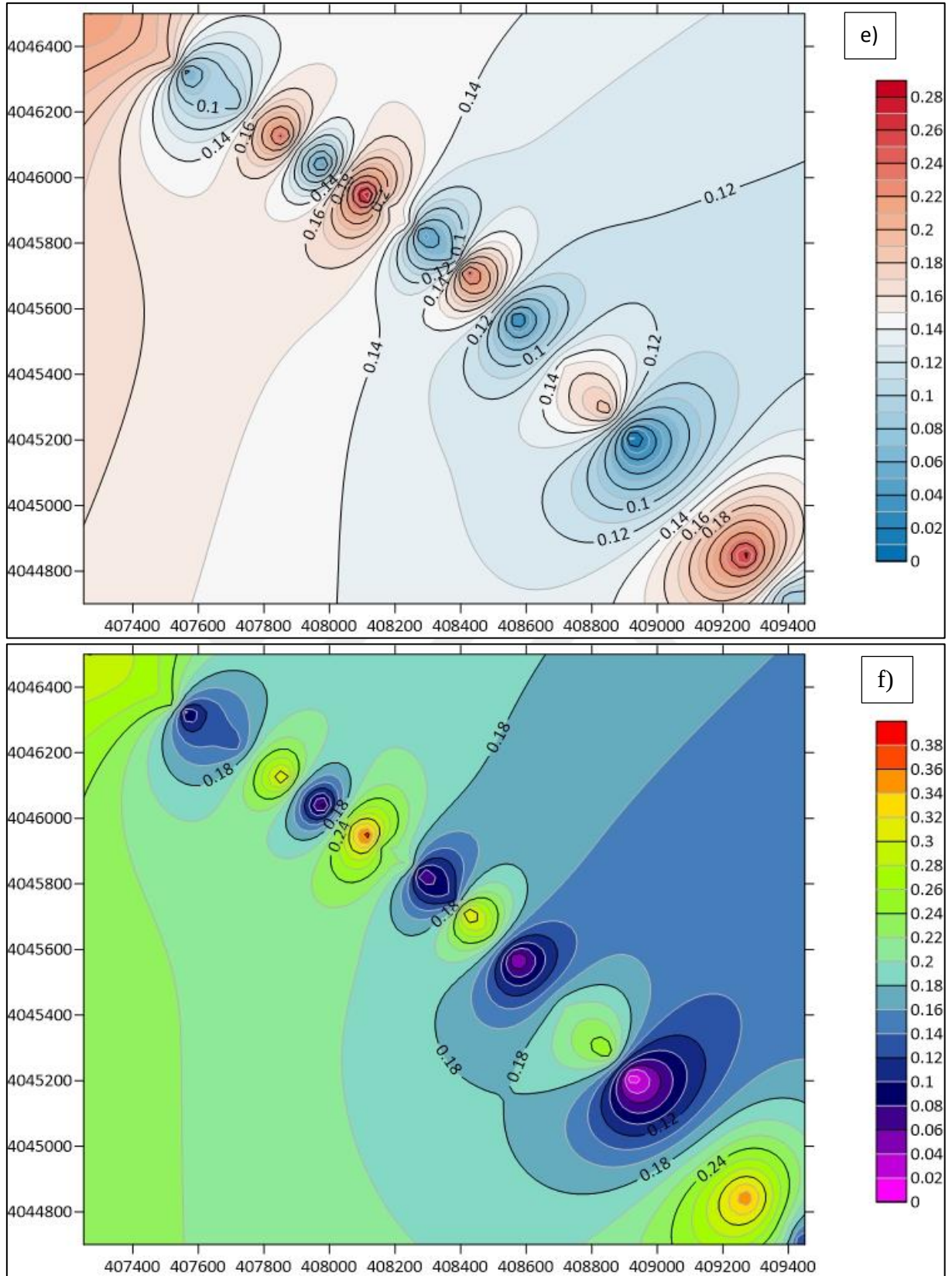
Alanya ili şehir merkezi plaj kumlarında belirlenen doğal radyoaktivite seviyelerinin dağılımları Surfer 21.1.158 yazılımı kullanılarak haritalandırılmıştır. Şekil 5.5’den Şekil 5.9’a kadar görüleceği üzere radyolojik parametrelerin bütün hepsi için haritalandırılma yapılmıştır.



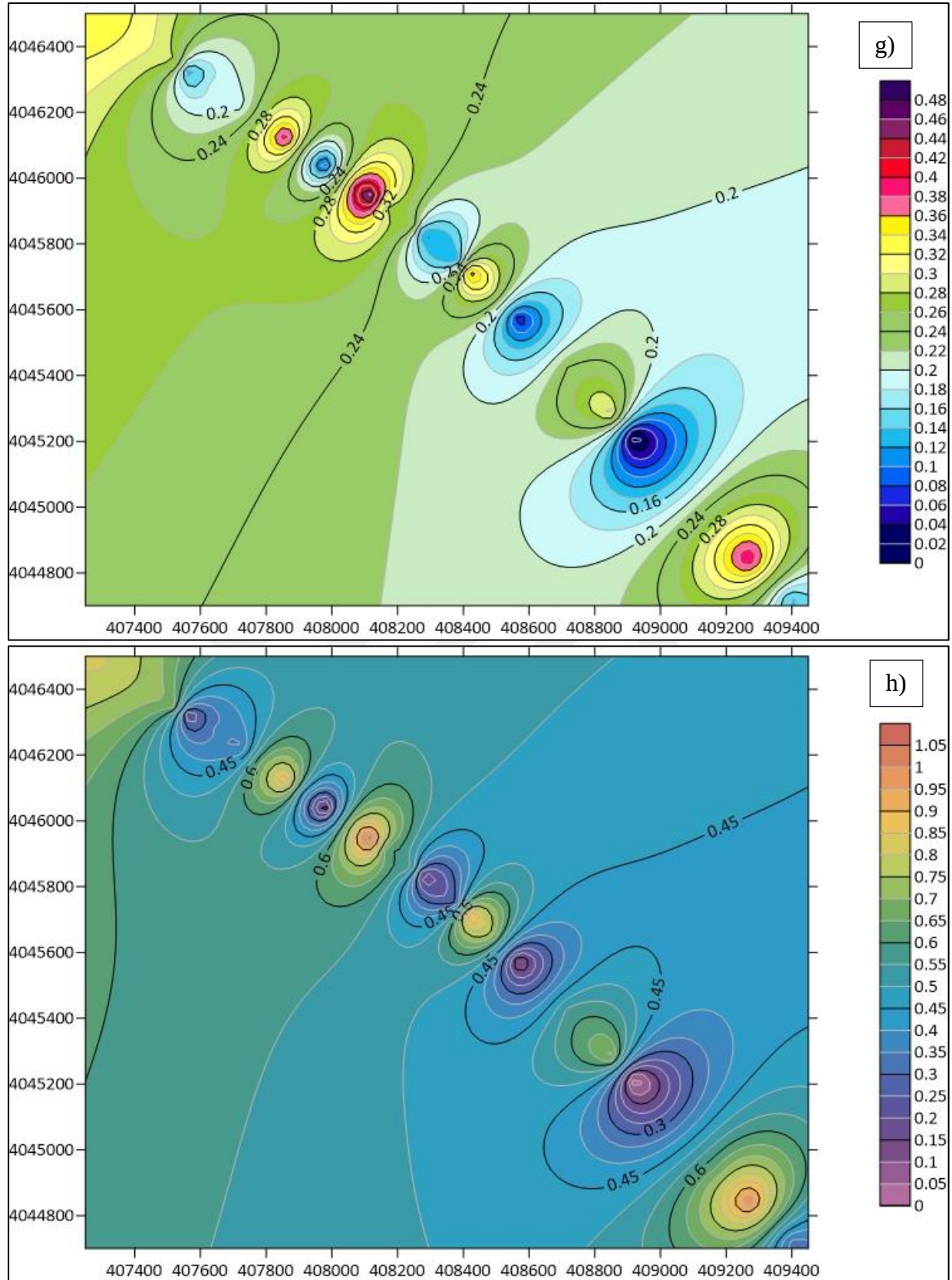
Şekil 5.5. Alanya plaj kumu örneklerinin a) ^{226}Ra ile b) ^{232}Th dağılım haritaları



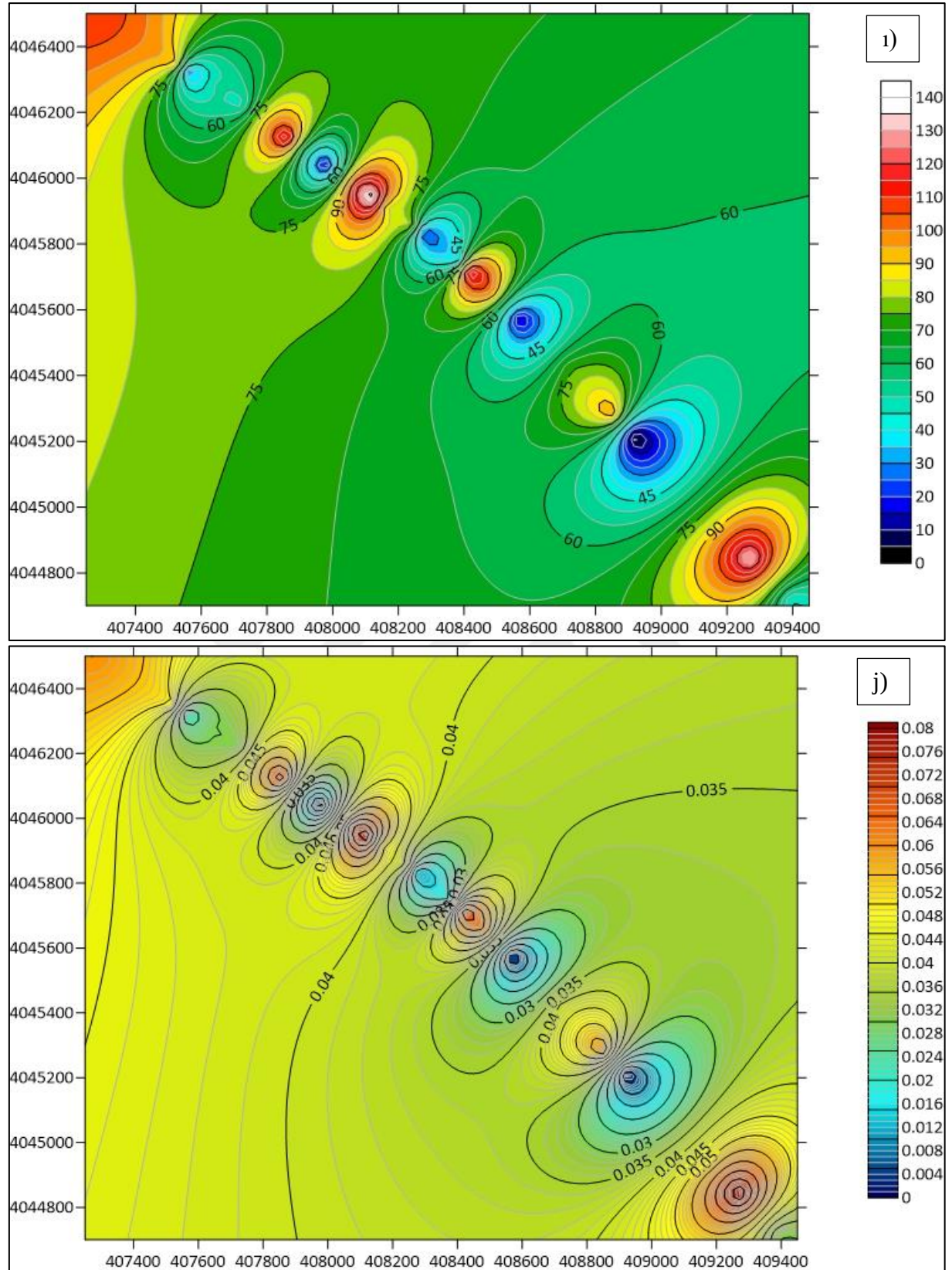
Şekil 5.6. Alanya plaj kumu örneklerinin c) ^{40}K ile d) D ng y h^{-1} dağılım haritaları



Şekil 5.7. Alanya plaj kumu örneklerinin e) ELCR ile f) H_{ex} dağılım haritaları



Şekil 5.8. Alanya plaj kumu örneklerinin g) H_{in} ile h) I_y dağılım haritaları



Şekil 5.9. Alanya plaj kumu örneklerinin i) R_{aeq} ile j) E_{aed} dağılım haritaları

Şekil 5.5'den 5.9'a kadar incelendiğinde, Alanya şehir merkezi plaj kumlarının doğal radyonüklit seviyelerinin aktivite konsantrasyonları dağılımı neredeyse %90'ının normal sınır (Unscear 2000) raporunda verilen ortalama değerler içerisinde kaldığını, geriye kalan yaklaşık olarak %10'luk kısmının ise Unscear 2000 raporuna göre sınır değerleri aştığı gözlenmektedir.

Tez çalışmasından elde edilen doğal radyoaktivite konsantrasyonlarına bağlı olarak oluşturulan radyolojik parametrelerin risk dağılım haritaları Şekil 5.6'dan Şekil 5.9'a kadar sunulmuştur. Radyolojik parametrelerin riks dağılım haritaları incelendiğinde, gama doz hızlarının, yıllık etkin doz eşdeğerlerinin, iç ve dış zarar etkilerinin, gama seviyelerinin, radyum eşdeğer aktivite değerlerinin ve yaşam boyu aşırı kanser riski Unscear 1982 ve 2000 raporlarından verilen sınır değerlerinin altında olduğu görülmüştür.

Bu tez çalışması kapsamında Antalya ili içerisinde yer alan Alanya şehir merkezinden toplam 25 adet plaj kumu numunesinin ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklitlerinin aktivite konsantrasyonu ölçülmüştür. ^{226}Ra aktivite konsantrasyonun 0,29 - 37,61 Bq/kg değerleri arasında değiştiği gözlenmiştir. ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu için tek bir numune (A11) Unscear 2000 raporunda verilen ortalama sınır değeri (35 Bq/kg) geçtiği gözlenmiştir. ^{232}Th aktivite konsantrasyonu için 0,00 - 49,01 Bq/kg değerleri arasında değiştiği belirlenmiştir. ^{232}Th aktivite konsantrasyonu için A1, A2, A7, A10, A11, A13, A16, A17, A20 ve A23 numuneleri Unscear 2000 raporunda verilen ortalama sınır değeri (30 Bq/kg) geçtiği gözlenmiştir. ^{40}K aktivite konsantrasyonun ise 0,00 – 675,48 Bq/kg aralığında değiştiği gözlenmektedir. ^{40}K aktivite konsantrasyonu için A6, A7, A11, A16, A17 ve A23 numuneleri Unscear 2000 raporunda verilen ortalama sınır değeri (400 Bq/kg) aştığı belirlenmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında Antalya ili içerisinde yer alan Alanya şehrinin plaj kumlarının radyolojik parametre değerleri belirlenmiştir. Radyum eş değeri aktivite değerleri (Raeq) 0,29 ile 141,78 aralığında bulunup bütün numune değerleri Unscear 2000 raporu doğrultusunda sınır değeri olan 370 Bq/kg'ın altında olduğu belirlenmiştir. Soğurulan gama doz hızı aktivite değerleri 0,13 ile 67,82 Bq/kg aralığında değiştiği belirlenmiştir. Soğurulan gama doz aktivite değerleri A7, A10, A11, A16 ve A23 numunelerinde Unscear 2000 raporu doğrultusunda sınır değeri olan 55 Bq/kg değerini aştığı belirlenmiştir. Yıllık etkin doz (Eaed) aktivite değeri 0,00 – 0,08 Bq/kg aralığında değiştiği belirlenmiş olup bütün numune değerleri Unscear 2000 raporu doğrultusunda sınır değeri olan 0,46 Bq/kg'ın altında bulunmuştur. Gama seviye indeks değerleri 0,00 – 1,07 Bq/kg aralığında değişmiş olup, Unscear 2000 raporu doğrultusunda 1 Bq/kg'ın altında olması gerekirken A11 ve A23 numuneleri sınır değerinin üzerinde olduğu belirlenmiştir. Dış ve iç zarar (Hex) ve (Hin) aktivite değerleri Unscear 2000

raporu doğrultusunda bütün numuneler 1 Bq/kg'ın altında olduğu belirlenmiş olup radyolojik açıdan herhangi bir tehlike oluşturmadığı gözlenmiştir. Yaşam boyu aşırı kanser riski (ELCR) Unscear 2000 raporu doğrultusunda $0,29 \cdot 10^{-3}$ olması gereken sınır değerinin bütün numuneler için sınır değerinin altında bulunarak radyolojik açıdan bir tehlike oluşturmadığı belirlenmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında Antalya ili içerisinde yer alan Alanya şehir merkezinin plaj kumlarının toplanan yaklaşık 50 adet numune örneğinin XRF analizi gerçekleştirilmiştir. Ekosistemlerin birbirine bağlılığı ve geçirgenliği nedeniyle yüzey topraklarındaki radyoaktif ve ağır metal kirliliği, yeraltı sularını ve yüzey sularını etkilemekte, çevre çalışmalarında topraklardaki radyoelementler ve ağır metallerin düzeyinin kavranmasını gerekli kılmaktadır. Bu anlamda, yüzey topraklarındaki radyoelement ve iz element içerikleri, çevre kirliliğinin izlenmesinde jeokimyasal izleyiciler olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Doğal topraklarda bulunan ağır metaller, toprağın kaynağını oluşturan ana kayalardan kaynaklanmaktadır. Genel olarak, litojenik kaynaklı ağır metal konsantrasyonları, herhangi bir mineralizasyon olmadığında toksik seviyenin altında kalır. Bununla birlikte, insan kaynaklı faaliyetler doğal ortamda çeşitli kirleticilerin artmasına neden olmakta ve çevre kalitesini bozmaktadır. Bu nedenle farklı jeokimyasal formdaki metallerin işlenmesi, ağır metal birikiminin ve kirliliğin boyutu hakkında bilgi sağlar. Antalya ilçesindeki Alanya sahilinden toplanan örneklerde yapılan XRF analizi sonucunda majör ve eser element konsantrasyonları öğrenilmiştir. Al, Fe, Mg, Ti, Co, Zn, Ga, R, Y, Ba, Pb, Pa ve Tb gibi ağır metal elementleri Alanya (A1 – A25) numunelerinde Alanya Kalesi (K26 – K50) numunelerine göre biraz daha düşük bulunmuştur. Ancak Si, Na, Cl, Dy ve Tm Alanya örneklerinde Alanya Kalesi (K26 – K50) örneklerine göre daha yüksek bulunmuştur.

Bu sonuçlar, Temel Bileşen Analizi (PCA) için yeterli verinin kullanıldığını göstermektedir. Elementlerin çoğu, bir doğal element ile güçlü bir şekilde ilişkilendirilmiştir. As, Pb, Pa, Eu, Tb, Dy ve Tm doğal bir elementin karışımı ile bir antropojenik kaynaklarla güçlü bir şekilde ilişkili olduğu, Mg, Cl, Cr ve önemli miktarlarda Zn, Br, Y ve U bir antropojenik ya da farklı bir kaynak ile ilişkili olduğu belirlenmiştir. Bu alandaki ultramafik kayaların Alanya örneklerinde tespit edilen Mg, Cl ve Cr elementlerinin büyük çoğunluğuna katkısı olduğu düşünülmüştür. Sonuç olarak Alkali silika içeriği kullanılarak örneklerin değerlendirilmesi, Alanya Kalesi batı (A1- A25) örnekleri ve Alanya Kalesi doğu (K26 – K50) örnekleri için farklı ilişkiler göstermektedir. Alanya Kalesi batı (A1- A25) örnekleri felsik kaya türleri ile Alanya Kalesi doğu (K26 – K50) örnekleri ise mafik kaya türleri ile ilişki göstermiştir.

Bu, tortuların iki ana farklı köken kayaça veya tortullara katkıda bulunan iki ana kaya kaynağına sahip olduğu tespit edilmiştir.

Tüm dünya ve ülkemizde son yıllarda ikinci sıraya kanser hastalıkları yükselerek günümüzün en önemli sağlık sorunlarından birisi haline gelmiştir. Günümüzde tedavi şansının yükselmesine karşın öldürücü olma durumunu hala koruması ve tedavi maliyetinin yüksekliği gibi sebeplerden kansere aynı zamanda “bir halk sağlığı sorunu” niteliğini kazandırmıştır. Kansere kalıtsal mutasyonlar gibi genetik faktörler, içsel etkenlerin yanı sıra yaşam çevremizdeki jeolojik, kimyasal gibi nedenler de etkilemektedir. Kanser dağılımı, görülme sıklığı, nedenleri, sebep – sonuç ilişkileri üzerinde yapılan araştırmalarda çevresel etkenler ön plana çıkarmaktadır. Jeolojik çevremizde bulunan ve doğrudan veya dolaylı olarak etkileşim halinde olduğumuz jeolojik malzemelerden plaj kumunun önemi ortaya çıkmaktadır. Bu nedenle, kanserle mücadelenin jeoloji ve jeoloji mühendisliğini de ilgi alanı içinde olduğunun anlaşılmasıyla tıbbi jeoloji tüm dünyada hızla gelişen bir bilim dalı olmuştur. Ülkemizde de bir yanda jeoloji mühendisliği bölümlerinde tıbbi jeoloji odaklı akademik araştırmalarda hızlı bir artış izlenirken, diğer yandan Sağlık Bakanlığı bünyesindeki kanser danışma kuruluna bağlı tıbbi jeoloji alt kurulu oluşturulmuştur.

Bu çalışmada Alanya merkezi plaj kumlarının doğal radyoaktivite konsantrasyonlarının yüksek çözünürlüklü gama spektrometre sistemiyle ölçülmüş olup bu bölgede yaşayan insanların sağlık sorunlarına etki edebilecek olan radyoaktivite doz seviyeleri hesaplanmıştır.

Elde edilen sonuçlar diğer ülkelerdeki sahil bölgesinde yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında Alanya bölgesindeki radyasyon doz seviyesinin dünya ortalamasının oldukça altında olduğu belirlenmiştir.

Alanya sahil bölgesinde yapılan bu çalışma literatürde tek olması ve Alanya ilçesinin yerleşik nüfus yoğunluğu göz önüne alındığında burada yaşayan halkla beraber gelen turistler için çok önemli bir referans olma özelliğini gösterir. Sonuç olarak; Türkiye’nin en güzide turizm merkezlerinden birisi olan Alanya sahil bölgesinde yapılan bu çalışma doğrultusunda sahil bölgesinin radyoaktivite açısından insan sağlığını tehdit edecek düzeyde olmadığı görülmektedir.

Yapılan bu çalışmada ile elde edilen radyasyon verileri, ilerleyen yıllarda yapılacak olan Türkiye’deki diğer turizm bölgelerine yönelik çalışmalarda radyasyonun, insan sağlığı üzerindeki etkilerinin belirlenmesinde çok büyük bir katkıya sahip olacağı düşünülmektedir.

6. KAYNAKLAR

- A. Malanca, R. de Pieri, and A. Gazzola, 1998. Radiogenic Heavy Minerals in Brazilian Beach Sand, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 230, 557.
- A.M. Hassan, M. Abdel-Wahab, A. Nada, N. Walley El-Ine, A.Khazbak, 1997. Determination of uranium and thorium in Egyptian monazite by gamma-ray spectrometry, *J. Appl. Radiat. Isot.* 48(1), 149–152.
- Abdel-Halim AA., Saleh IH 2016. Radiological characterization of beach sediments along the Alexandria–Rosetta coasts of Egypt. *J Taibah Univ Sci* 10:212–220.
- Ahmed, K. A., Scott, J. G., Arrington, J. A., Naghavi, A. O., Grass, G. D., Perez, B. A. and Torres-Roca, J. F. 2018. Radiosensitivity of lung metastases by primary histology and implications for stereotactic body radiation therapy using the genomically adjusted radiation dose. *Journal of Thoracic Oncology*, 13(8), 1121-1127.
- Alagöz, T.H., 2013. Karasu sahil kumlarından ağır minerallerin kazanılması, Bülent Ecevit Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 61 sayfa.
- Alam, M.N., Chowdhury, M.I., Kamal, M., Ghose, S., Islam, M.N., Mustafa, M.N., et al., 1999. The ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K activities in beach sand minerals and beach soils of Cox's bazar, Bangladesh. *J. Environ. Radioact.* 46, 243–250.
- Alencar, A. S. and Freitas, A. C. 2005. Reference levels of natural radioactivity for the beach sands in a Brazilian southeastern coastal region. *Radiation Measurements*, 40(1), 76-83.
- Alexander, D. E. 1999. Understanding the role of defect production in radiation embrittlement of reactor pressure vessels (No. ANL/MSD/CP-97758). Argonne National Lab., IL (US).
- Al-Ghamdi, H., Al-Muqrin, A., & El-Sharkawy, A. 2016. Assessment of natural radioactivity and ¹³⁷Cs in some coastal areas of the Saudi Arabian gulf. *Marine pollution bulletin*, 104(1-2), 29-33.
- Al-Jundi, J. 2002. Population doses from terrestrial gamma exposure in areas near to old phosphate mine, Russaifa, Jordan. *Radiation Measurements*, 35(1), 23-28.
- Alshahri, F. 2017. Radioactivity of ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs in beach sand and sediment near to desalination plant in eastern Saudi Arabia: assessment of radiological impacts. *Journal of King Saud University-Science*, 29(2), 174-181.
- Al-Sulaiti, H., Nasir, T., Al Mugren, K. S., Alkhomashi, N., Al-Dahan, N., Al-Dosari, M., ... & Habib, A. 2012. Determination of the natural radioactivity levels in north west of Dukhan, Qatar using high-resolution gamma-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 70(7), 1344-1350.
- Altay, T. ve Çifter, C. 1996. Trityum laboratuvarı el kitabı. Devlet Su İşleri Genel Müdürlüğü, Yayın No. IZ-903 (in Turkish).
- Antovic, N.M., Svrkota, N., Antovic, I., Svrkota, R., Jancic, D., 2013. Radioactivity in Montenegro beach sands and assessment of the corresponding environmental risk. *Isot. Environ. Health Stud.* 49 (2), 153–162.

- Archer, J. F. and Wills, E. D. 1973. Effects of ionizing radiation on sulphhydryl and disulphide components of cultured mammalian cells. *International Journal of Radiation Biology and Related Studies in Physics, Chemistry and Medicine*, 23(6), 571-581.
- Arnedo, M. A., Tejera, A., Rubiano, J. G., Alonso, H., Gil, J. M., Rodriguez, R. and Martel, P. 2013. Natural radioactivity measurements of beach sands in Gran Canaria, Canary Islands (Spain). *Radiation Protection Dosimetry*, 156(1), 75-86.
- Asaduzzaman, K., Mannan, F., Khandaker, M. U., Farook, M. S., Elkezza, A., Amin, Y. B. M. and Abu Kassim, H. B. 2015. Assessment of natural radioactivity levels and potential radiological risks of common building materials used in Bangladeshi dwellings. *PLoS One*, 10(10), e0140667.
- Atabey, E. 2005. Tıbbi jeoloji. TMMOB Jeoloji Mühendisleri Odası Yayınları.
- Avwiri, G. O., Alao, A. A. and Onuma, E. O. 2012. Survey Of Terrestrial Radiation Levels Of Onne Seaport, Rivers State, Nigeria. *Asian Journal of Natural and Applied Science*, 1(3), 1-07.
- Ayman, A. E. G. and Ibrahim, H. S. 2012. Radiological and mineralogical investigation of accretion and erosion coastal sediments in Nile Delta region, Egypt. *Journal of oceanography and Marine Science*, 3(3), 41-55.
- Baggoura, B., Noureddine, A. and Benkrid, M. 1998. Level of natural and artificial radioactivity in Algeria. *Applied Radiation and Isotopes*, 49(7), 867-873.
- Bakkal, S. (2012). “Kilis İli Toprak Örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs Radyoaktivite Konsantrasyonlarının Belirlenmesi”, Kilis 7 Aralık Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik ABD, Yüksek Lisans Tezi.
- Baydar, O., Erdoğan, B., Kengil, R., Kaynar, A. ve Selim, M., 1970. Uçarı-Teniste-Kaşayla-Sazak-Bozyazı ve Anamur arasındaki bölgenin jeolojisi; MTA Rap., No: 82, Ankara (yayınlanmamış).
- Baykal, Y. and Eyyuboğlu, H. T. 2007. Scintillations of incoherent flat-topped Gaussian source field in turbulence. *Applied Optics*, 46(22), 5044-5050.
- Belahbib, L., Arhouni, F. E., Boukhair, A., Essadaoui, A., Ouakkas, S., Hakkar, M. and Nourreddine, A. 2021. Impact of phosphate industry on natural radioactivity in sediment, seawater, and Coastal Marine Fauna of El Jadida Province, Morocco. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 25(1), 04020064.
- Blumenthal, M.M., 1951, Batı Toroslarda Alanya ard ülkesinde jeolojik araştırmalar: Maden Tetkik Arama Enst., Ankara, No. 5, 194 s.
- Botwe, B. O. 2018. Running water sound technique in contrast-based voiding cystourethrogram: A case-control study. *Radiography*, 24(4), 304-308.
- Brunn, J.H., Dumont, J.F., Graciansky, P.C., Gutnic, M., Juteau, T., Marcoux, J., Monod, O., Poisson, A. 1971. Outline of the geology of the Western Taurides. In: Campbell A.S. editor, *Geology and History of Turkey*, s. 225-252. Petroleum Exploration Society of Libya: Tripoli

- Cavusoglu, K. and Yalcin, E. 2009. Radioprotective effect of lycopene on chromosomal aberrations (CAs) induced by gamma radiation in human lymphocytes. *J Environ Biol*, 30(1), 113-117.
- Centers for Disease Control and Prevention CDC. 2007. Sunburn prevalence among adults-- United States, 1999, 2003, and 2004. MMWR. Morbidity and mortality weekly report, 56(21), 524-528.
- Chandrasekaran, A., Ravisankar, R., Senthilkumar, G., Thillaivelavan, K., Dhinakaran, B., Vijayagopal, P. and Venkatraman, B. 2014. Spatial distribution and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Yelagiri Hills, Tamilnadu, India. *Egyptian Journal of basic and applied sciences*, 1(1), 38-48.
- Chandrasekhar, H., Ganapathy, D., Pandurangan, K. K. and Velayudhan, A. 2020. Awareness on Radiation Protection Devices Among Dental Students. *Journal of Contemporary Issues in Business and Government* Vol, 26(2), 1884.
- Charpak, G., Bouclier, R., Bressani, T., Favier, J. and Zupančič, Č. 1968. The use of multiwire proportional counters to select and localize charged particles. *Nuclear Instruments and Methods*, 62(3), 262-268.
- Coban, G., Parlak, S., Onur, M. R., Cifci, E., Erarslan, C., Canpolat, U. and Oguz, K. K. 2022. CT dose management for neurologic events in patients with cardiac devices: Radiation exposure variation in patients with cardiac devices. *Diagn Interv Radiol*, 28, 98-102.
- Coelho, F. R., Lima, W. T. D., Hirai, C. K., Rogero, S. O. and Lugao, A. B. 2005. Gamma radiation effect to prostaglandin; Efeito da radiacao gama em prostaglandina.
- Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S. R., Patton, D., Daniel, P. and Gize, I. 2001. Impact Assesment of ionising Radiation on Wildlife.
- Crompton, N. E. A., Michel, C. and Burkart, W. 1991. The role of the phospholipase C signal transduction pathway in the expression of radiation induced G2 delay. In *New developments in fundamental and applied radiobiology*.
- Çimen, B. 2018. İyonlaştırıcı Radyasyon ve Çevre Güvenliği. Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Konya.
- Dantzer, D., Ferguson, P., Hill, R. P., Keating, A., Kandel, R. A., Wunder, J. S. and Bell, R. S. 2003. Effect of radiation and cell implantation on wound healing in a rat model. *Journal of surgical oncology*, 83(3), 185-190.
- Darabi-Golestan, F., Hezarkhani, A. and Zare, M. R. 2017. Assessment of ²²⁶Ra, ²³⁸U, ²³²Th, ¹³⁷Cs and ⁴⁰K activities from the northern coastline of Oman Sea (water and sediments). *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2), 197-205.
- De Meijer, R. J. 1998. Heavy minerals: from Edelstein'to Einstein. *Journal of Geochemical Exploration*, 62(1-3), 81-103.
- De Meijer, R. J., James, I. R., Jennings, P. J. and Koeyers, J. E. 2001. Cluster analysis of radionuclide concentrations in beach sand. *Applied Radiation and Isotopes*, 54(3), 535-542.

- Devanesan, E., Gandhi, M. S., Chandramohan, J., Kolekar, S. S. and Ravisankar, R. 2019. Natural radioactivity concentrations and dose assessment in coastal sediments along the East Coast of Tamilnadu, India. In Proceedings of the fourteenth biennial DAE-BRNS symposium on nuclear and radiochemistry: book of abstracts.
- Devanesan, E., Chandramohan, J., Senthilkumar, G., Harikrishnan, N., Gandhi, M. S., Kolekar, S. S. and Ravisankar, R. 2020. Natural radioactivity concentrations and dose assessment in coastal sediments along the East Coast of Tamilnadu, India with statistical approach. *Acta Ecologica Sinica*, 40(5), 353-362.
- Eckerman, K. F., Wolbarst, A. B. and Richardson, A. C. 1988. Limiting values of radionuclide intake and air concentration and dose conversion factors for inhalation, submersion, and ingestion: Federal guidance report No. 11 (No. EPA-520/1-88-020). Environmental Protection Agency, Washington, DC (USA). Office of Radiation Programs; Oak Ridge National Lab., TN (USA).
- Eisenbud, M. and Gesell, T. F. 1997. Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources. Academic Press, An Imprint of Elsevier, USA, pp. 201-218.
- Eissa, H. S., Medhat, M. E., Said, S. A. and Elmaghraby, E. K. 2011. Radiation dose estimation of sand samples collected from different Egyptian beaches. *Radiation Protection Dosimetry*, 147(4), 533-540.
- El-Arabi, A. M. 2005. Natural radioactivity in sand used in thermal therapy at the Red Sea Coast. *Journal of environmental radioactivity*, 81(1), 11-19.
- El-Bahi, S. M., El-Dine, N. W., Ahmed, F., Sroor, A. and Salaam, M. M. A. 2005. Natural radioactivity levels for selected kinds of Egyptian sand. *Isotopes in Environ Health Studies*, 41(2), 161-168.
- Eraker, E. 2004. Cleanup after a radiological attack: US prepares guidance. *The Nonproliferation Review*, 11(3), 167-185.
- Ergün, A. 1996. Gamma ışınlarının koherent ve inkoherent saçılma tesir kesitlerinin incelenmesi (Doctoral dissertation, Bursa Uludag University (Turkey)).
- Ferguson, C. D. 2007. Psychologically Immunizing the Public against Radiological Terrorism: Facts can Free Their Minds. *Nato Security Through Science Series E Human And Societal Dynamics*, 29, 7.
- Filiz, F. G. ve Tarakçı, M. 2019. Kıyı Kumlarının Doğal Radyoaktivitesi ve Doz Dağılımı: Urla Örneği. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 23(1), 113-118.
- Florou, H. and Kritidis, P. 1992. Gamma radiation measurements and dose rate in the coastal areas of a volcanic island, Aegean Sea, Greece. *Radiation Protection Dosimetry*, 45(1-4), 277-279.
- Freitas, A. C. and Alencar, A. S. 2004. Gamma dose rates and distribution of natural radionuclides in sand beaches—Ilha Grande, Southeastern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 75(2), 211-223.

- Garba, N. N., Odoh, C. M., Nasiru, R. and Saleh, M. A. 2021. Investigation of potential environmental radiation risks associated with artisanal gold mining in Zamfara State, Nigeria. *Environmental Earth Sciences*, 80(3), 1-9.
- Garcia-Talavera, M., Matarranz, J. L., Martinez, M., Salas, R. and Ramos, L. 2007. Natural ionizing radiation exposure of the Spanish population. *Radiation Protection Dosimetry*, 124(4), 353-359.
- Gökoğlan, E., Ekinci, M., Özgenç, E., Derya, İ. Ö. ve Aşıkoğlu, M. 2020. Radyasyon ve insan sağlığı üzerindeki etkileri. *Anatolian Clinic the Journal of Medical Sciences*, 25(3), 289-294.
- Gu, Y. G., Wang, Z. H., Lu, S. H., Jiang, S. J., Mu, D. H. and Shu, Y. H. 2012. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify source of anthropogenic impacts on metallic elements in sediments from the mid Guangdong coasts, China. *Environmental pollution*, 163, 248-255.
- Gu, Y. G., Lin, Q., Jiang, S. J. and Wang, Z. H. 2014. Metal pollution status in Zhelin Bay surface sediments inferred from a sequential extraction technique, South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 256-261.
- Guney, B. and Gokmen, S. 2021. Effects of different heat treatment and radiation (microwave and infrared) sources on minerals and heavy metal contents of cow's milk. *Journal of Food Processing and Preservation*, 45(1), e15084.
- Gurhan Yalcin, M. 2009. Heavy mineral distribution as related to environmental conditions for modern beach sediments from the Susanoglu (Atakent, Mersin, Turkey). *Environmental geology*, 58(1), 119-129.
- Hair, J., Black, W., Babin, B., Anderson, R., 2010. Multivariate Data Analysis (7th ed.). Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ, USA.
- Harb, S. 2008. Natural radioactivity and external gamma radiation exposure at the coastal Red Sea in Egypt. *Radiation Protection Dosimetry*, 130(3), 376-384.
- Haznedaroglu, H. N. 2002. Radyoaktif Stronsiyum ve Sezyum'un Çözelti Karışımlarından Ayrı Ayrı ve Birlikte Tutulması. İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı, Doktora Tezi, İstanbul.
- Helbling, E. W., Gao, K., Gonçalves, R. J., Wu, H. and Villafañe, V. E. 2003. Utilization of solar UV radiation by coastal phytoplankton assemblages off SE China when exposed to fast mixing. *Marine Ecology Progress Series*, 259, 59-66.
- Hodges, D. T., Reel, R. D. and Barker, D. H. 1973. Low-Threshold, CW Submillimeter and Millimeter Wave Laser Action in CO₂ Laser-Pumped C₂H₄F₂, C₂H₂F₂, and CH₃OH. Aerospace Corp El Segundo Calif Lab Operations.
- Huang, J., DeWees, T. A., Badiyan, S. N., Speirs, C. K., Mullen, D. F., Fergus, S. and Robinson, C. G. 2015. Clinical and dosimetric predictors of acute severe lymphopenia during radiation therapy and concurrent temozolomide for high-grade glioma. *International Journal of Radiation Oncology* Biology* Physics*, 92(5), 1000-1007.

- Icrp-60, 1990. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, in ICRP Publication 60. Pergamon Press Annals of the ICRP, Oxford, UK.
- Icrp International Commission on Radiological Protection, 1994. "Protection Against Rn-222 at Home and at Work", Annals of the ICRP 65. Pergamon, Oxford, 1993.
- Isinkaye, M. O. and Emelue, H. U. 2015. Natural radioactivity measurements and evaluation of radiological hazards in sediment of Oguta Lake, South East Nigeria. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 8(3), 459-469.
- Jibiri, N. N. and Okeyode, I. C. 2012. Evaluation of radiological hazards in the sediments of Ogun river, South-Western Nigeria. *Radiation physics and chemistry*, 81(2), 103-112.
- Kadiri, S., Dizman, S., Yeşilkanat, C. M., Aliu, H. and Hodolli, G. 2022. Radioactivity in Soils of Kosovo and Radiological Implications. *Applied Sciences*, 12(19), 9520.
- Kaiser, M. F., Aziz, A. M. and Ghieth, B. M. 2014. Environmental hazards and distribution of radioactive black sand along the Rosetta coastal zone in Egypt using airborne spectrometric and remote sensing data. *Journal of environmental radioactivity*, 137, 71-78.
- Kannan, V., Rajan, M. P., Iyengar, M. A. R. and Ramesh, R. 2002. Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in soil and beach sand samples of Kalpakkam (India) using hyper pure germanium (HPGe) gamma ray spectrometry. *Applied Radiation and isotopes*, 57(1), 109-119.
- Kelly, D. J. and Bothwell, M. L. 2002. Avoidance of solar ultraviolet radiation by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(3), 474-482.
- Khandaker, M. U., Asaduzzaman, K., Sulaiman, A. F. B., Bradley, D. A., & Isinkaye, M. O. 2018. Elevated concentrations of naturally occurring radionuclides in heavy mineral-rich beach sands of Langkawi Island, Malaysia. *Marine pollution bulletin*, 127, 654-663.
- Knoll, G. F. 2000. Radiation detectors for X-ray and gamma-ray spectroscopy. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 243 No.1, 125-131.
- Koksal, O. K., Apaydın, G., Tozar, A., Karahan, İ. H. and Cengiz, E. 2019. Assessment of the mass attenuation parameters with using gamma-rays for manganese substituted nano hydroxyapatite. *Radiation Physics and Chemistry*, 159, 76-80.
- Kolo, M. T., Aziz, S. A. B. A., Khandaker, M. U., Asaduzzaman, K. and Amin, Y. M. 2015. Evaluation of radiological risks due to natural radioactivity around Lynas Advanced Material Plant environment, Kuantan, Pahang, Malaysia. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(17), 13127-13136.
- Korkulu, Z. and Özkan, N. 2013. Determination of natural radioactivity levels of beach sand samples in the black sea coast of Kocaeli (Turkey). *Radiation Physics and Chemistry*, 88, 27-31.
- Krane, K. S. 1988. Nuclear orientation and nuclear structure. *Hyperfine Interactions*, 43(1), 3-14.
- Krane, K., 2002. Nükleer Fizik. Palme yayıncılık, Şarier, B.(Ç.Ed.), Ankara, 2. Cilt.

- Krause, F., Rudolph, G., Ruetz, J., Rudel, C., Scheifler, W., Ziemke, K. and Rindelhardt, U. 1986. Structure and application of experimental fuel assemblies in order to accomplish reactor-physics investigations in the WWER-70 reactor of the Rheinsberg nuclear power plant. *Kernenergie (Berlin)*, 29(4), 121-130.
- Kucukomeroglu, B., Karadeniz, A., Damla, N., Yesilkanat, C. M. and Çevik, U. 2016. Radiological maps in beach sands along some coastal regions of Turkey. *Marine pollution bulletin*, 112(1-2), 255-264.
- Kuluöztürk, M. F., Çelik, Ş. K. and Doğru, M. 2020. Assessment of gamma radiation levels of beach sands in Bitlis region of Lake Van. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(14), 1-7.
- Lee, S. C., Kim, J. H., Jeong, S. M., Kim, D. R., Ha, J. U., Nam, K. C. and Ahn, D. U. 2003. Effect of far-infrared radiation on the antioxidant activity of rice hulls. *Journal of agricultural and food chemistry*, 51(15), 4400-4403.
- Lefevre R. 1967. Un nouvel e'le'ment de la ge'ologie du Taurus Lycien: les nappes d'Antalya (Turquie). *Comptes Rendus de l'Acade'mie des Sciences de Paris* 165: 1365–1368.
- Ligero, R. A., Barrera, M. and Casas-Ruiz, M. 2005. Levels of ¹³⁷Cs in muddy sediments of the seabed of the Bay of Cádiz, Spain. Part I. Vertical and spatial distribution of activities. *Journal of Environmental Radioactivity*, 80(1), 75-86.
- Lilley, J. S. 2018. Nükleer Fizik İlkeler ve Uygulamalar. (Aydın A., Sarpün İ.H., Tel E., Kaplan A.). Ankara: Nobel Yayıncılık.
- Lippmann, M., Cohen, B. S. and Schlesinger, R. B. 2003. Environmental Health Science: recognition, evaluation, and control of chemical and physical health hazards. Oxford University Press.
- Lira De Souza Sales Rocha, E. A., Medeiros Rodrigues Cardoso, A., Rodrigues Limeira, F. I., Dantas de Medeiros, A. C., Chaves de Vasconcelos Catão, M. H. and Queiroga de Castro Gomes, D. 2014. Low-level laser irradiation on Candida strains. *Revista Cubana de Estomatología*, 51(4), 358-365.
- Liu, X. and Lin, W. 2018. Natural radioactivity in the beach sand and soil along the coastline of Guangxi Province, China. *Marine pollution bulletin*, 135, 446-450.
- Mahawatte, P., Fernando, K.N.R., 2013. Radioactivity levels in beach sand from the West coast of Sri Lanka. *J. Natl. Sci. Found.* 41 (4), 279–285.
- Malain, D., Regan, P. H., Bradley, D. A., Matthews, M., Santawamaitre, T. and Al-Sulaiti, H. A. 2010. Measurements of NORM in beach sand samples along the Andaman coast of Thailand after the 2004 tsunami. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 619(1-3), 441-445.
- Malik, A. K., Malik, H. K. and Stroth, U. 2011. Strong terahertz radiation by beating of spatial-triangular lasers in a plasma. *Applied Physics Letters*, 99(7), 071107.
- Margineanu, R.M., Dului, O.G., Blebea-Apostu, A.M., Gomoiu, C., Bercea, S., 2013. Environmental dose-rate distribution along the Romanian Black Sea shore. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 298, 1191–1196.

- Medalia, J. E., Foreign Affairs, Defense, and Trade Division. 2004, September. Nuclear terrorism: A brief review of threats and responses. Congressional Information Service, Library of Congress.
- Midelfart, A., Risa, Ø., Sæther, O., Løfgren, S., Söderberg, P. G. and Krane, J. 2002. Metabolic changes in rat lens after in vivo exposure to ultraviolet radiation measured by Magic Angle Spinning NMR spectroscopy. *Investigative Ophthalmology & Visual Science*, 43(13), 3571-3571.
- Mohanty, A. K., Sengupta, D., Das, S. K., Vijayan, V. and Saha, S. K. 2004. Natural radioactivity in the newly discovered high background radiation area on the eastern coast of Orissa, India. *Radiation measurements*, 38(2), 153-165.
- Monod, O. 1978. Güzelsu Akseki Bölgesindeki Antalya Napları Üzerine Açıklama (Orta Batı Toroslar, Türkiye). *Bulletin of the Geological Society of Turkey*, 21, 27-29.
- Morgan, K. Z. 1987. ICRP Risk Estimates-an alternative view. In *Radiation and health: the biological effects of low-level exposure to ionizing radiation*.
- Morrow, P. E., Leach, L. J., Smith, F. A., Gelein, R. M., Scott, J. B., Beiter, H. D. and Consler, T. G. 1982. Metabolic fate and evaluation of injury in rats and dogs following exposure to the hydrolysis products of uranium hexafluoride: implications for a bioassay program related to potential releases of uranium hexafluoride, July 1979-October 1981 (No. NUREG/CR-2268). Rochester Univ., NY (USA). Dept. of Radiation Biology and Biophysics.
- Najam, L. A. and Marie, Z. M. 2022. Evaluation of natural radioactivity and radiological hazard indicators in soil samples from the environment of Al-Kasik oil refinery in Nineveh Governorate, Iraq. *Arab Journal of Nuclear Sciences and Applications*, 55(4), 57-66.
- Nappi, E. and Peskov, V. 2013. *Imaging gaseous detectors and their applications*. John Wiley and Sons.
- Narayana, Y. and Rajashekara, K. M. 2010. The importance of physico-chemical parameters on the speciation of natural radionuclides in riverine ecosystems. *Journal of environmental radioactivity*, 101(11), 958-964.
- Navarro, E. and Roldan, C. 1994. Natural radionuclides in beach sands from the Valencian community (Spain). *Nuclear Geophysics*, 8(3), 307-310.
- Ncrp. 2001. Evaluation of the linear-nonthreshold dose-response model for ionizing radiation. Ncrp Report No. 136.
- Nyamsari, D. G., Yalcin, F., Mboh, M. T., Alfred, F. G. and Yalcin, M. G. 2019. Natural radioactive risk assessment in top soil and possible health effect in Minim and Martap villages, Cameroon: Using radioactive risk index and statistical analysis. *Kerntechnik*, 84(2), 115-122.
- Oey, M. S., Meurer, G. R., Yelda, S., Furst, E. J., Caballero-Nieves, S. M., Hanish, D. J. and Zwaan, M. A. 2007. The survey for ionization in neutral gas galaxies. III. Diffuse, warm ionized medium and escape of ionizing radiation. *The Astrophysical Journal*, 661(2), 801.

- Okay, A. I. ve Özgül, N. 1984. HP/LT metamorphism and the structure of the Alanya Massif, Southern Turkey: an allochthonous composite tectonic sheet. Geological Society, London, Special Publications, 17(1), 429-439.
- Olçay, Eser., Songur, A., Aktas, C., Karavelioglu, E., Caglar, V., Aylak, F., Kanter, 2013. M. The Effect of Electromagnetic Radiation on the Rat Brain: An Experimental Study. Turkish Neurosurgery, 23(6).
- Orabi, H., Al-Shareaif, A. and El Galefi, M. 2006. Gamma-ray measurements of naturally occurring radioactive sample from Alkharje City. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 269(1), 99-102.
- Ortega, X., Rosell, J. R. and Dies, X. 1991. Validation of a model for calculating environmental doses caused by gamma emitters in the soil. *Radiation protection dosimetry*, 35(3), 187-192.
- Otansev, P. ve Bolcal, Ç. Gama Spektrumunun Analizi İçin Bir Bilgisayar Programı, 2021. *Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 10(2), 332-343.
- Ozer Atakoglu, O., Yalcin, M. G. and Ozmen, S. F. 2021. Determination of radiological hazard parameters and radioactivity concentrations in bauxite samples: the case of the Sutlegen Mine Region (Antalya, Turkey). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 329(2), 701-715.
- Özgül, N. 1976. Torosların bazı temel jeolojik özellikleri. Türkiye Jeol. Kur. Bült., 19, 65–78.
- Özgül, N. 1984, February. Alanya tectonic window and geology of its western part. In Ketin Symposium (Vol. 20, p. 21).
- Özmen, S. F., Cesur, A., Boztosun, I. and Yavuz, Melek. 2014. Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in beach sand samples from Mediterranean Coast of Turkey. *Radiation physics and chemistry*, 103, 37-44.
- Papadopoulos, A., Koroneos, A., Christofides, G., Papadopoulou, L., Tzifas, I. and Stoulos, S. 2016. Assessment of gamma radiation exposure of beach sands in highly touristic areas associated with plutonic rocks of the Atticocycladic zone (Greece). *Journal of environmental radioactivity*, 162, 235-243.
- Peterson, B. J., Konoshima, S., Parchamy, H., Kaneko, M., Omori, T., Seo, D. C. and Sukegawa, A. 2007. Observation of divertor and core radiation in JT-60U by means of bolometric imaging. *Journal of nuclear materials*, 363, 412-415.
- Pinto, P., Yerol, N., 2014. Studies on the seasonal variation and vertical profiles of natural radionuclides in high background radiation areas of Kerala on the south west coast of India. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 302, 813–817.
- Poisson, A. 1984. The extension of the Ionian trough into southwestern Turkey. Geological Society, London, *Special Publications*, 17(1), 241-249.
- Radhakrishna, A.P., Somashekarappa, H.M., Narayana, Y., Siddappa, K.A., 1993. A new natural background radiation area on the southwest coast of India. *Health Phys.* 65, 390–395.

- Ravisankar, R., Sivakumar, S., Chandrasekaran, A., Jebakumar, J. P. P., Vijayalakshmi, I., Vijayagopal, P. and Venkatraman, B. 2014. Spatial distribution of gamma radioactivity levels and radiological hazard indices in the East Coastal sediments of Tamilnadu, India with statistical approach. *Radiation Physics and Chemistry*, 103, 89-98.
- Ravisankar, R., Sivakumar, S., Chandrasekaran, A., Kanagasabapathy, K. V., Prasad, M. V. R. and Satapathy, K. K. 2015. Statistical assessment of heavy metal pollution in sediments of east coast of Tamilnadu using Energy Dispersive X-ray Fluorescence Spectroscopy (EDXRF). *Applied Radiation and Isotopes*, 102, 42-47.
- Robertson, A. H. F. and Woodcock, N. H. 1981. Alakir çay Group, antalya complex, SW Turkey: A deformed Mesozoic carbonate margin. *Sedimentary Geology*, 30(1-2), 95-131.
- Sasaki, T., Rajib, M., Akiyoshi, M., Kobayashi, T., Takagi, I., Fujii, T. and Zaman, M. 2015. Laboratory enrichment of radioactive assemblages and estimation of thorium and uranium radioactivity in fractions separated from placer sands in Southeast Bangladesh. *Natural Resources Research*, 24(2), 209-220.
- Sauli, F. 1987. Principles of operation of multiwire proportional and drift chambers. In *Experimental techniques in high energy physics*.
- Schroder, O. and Schmitz, T. 1994. Can a personal dosimeter for neutron radiation based on a semiconductor chip match the new ICRP recommendations. *Radiation Protection Dosimetry*, 54(3-4), 361-364.
- Seddeek, M. A. and Abdelmeguid, M. S. 2006. Effects of radiation and thermal diffusivity on heat transfer over a stretching surface with variable heat flux. *Physics Letters A*, 348(3-6), 172-179.
- Seddek, M. K., Ragab, H. S., Sharshar, T., Mahmoud, K. R., Badran, H. M. and Elnimr, T. 2005. Local enhancement of the natural radionuclides in beach sand in Al-ar ish, Egypt.
- Shea, M. A. and Smart, D. F. 2004. Preliminary study of cosmic rays, geomagnetic field changes and possible climate changes. *Advances in Space Research*, 34(2), 420-425.
- Shuaibu, H. K., Khandaker, M. U., Alrefae, T. and Bradley, D. A. 2017. Assessment of natural radioactivity and gamma-ray dose in monazite rich black Sand Beach of Penang Island, Malaysia. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 423-428.
- Soniya, S. R., Monica, S., Prasad, A. V. and Jojo, P. J. 2019. Assessment of radiological consequence of radioactivity in monazite beach sand in South West coastal region in Southern India. *Materials Today: Proceedings*, 16, 784-791.
- Sun, H., Gui, D., Yan, B., Liu, Y., Liao, W., Zhu, Y. and Zhao, N. 2016. Assessing the potential of random forest method for estimating solar radiation using air pollution index. *Energy Conversion and Management*, 119, 121-129.
- Suresh, G., Ramasamy, V., Meenakshisundaram, V., Venkatachalapathy, R. and Ponnusamy, V. 2011. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments. *Applied radiation and isotopes*, 69(10), 1466-1474.

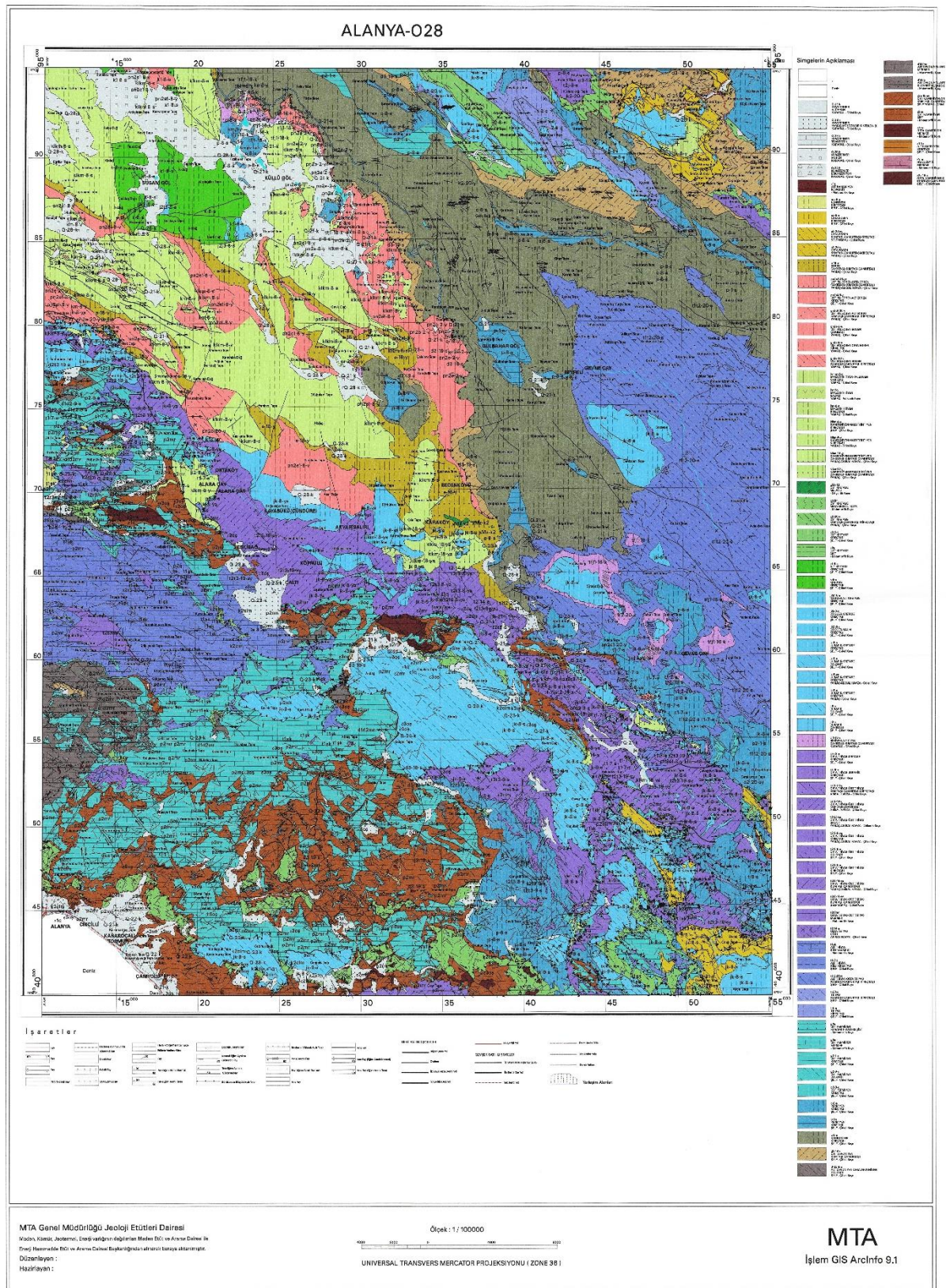
- Şengün, M-, Acarlar, M., Çetin, F-, Doğan, Z. ve Gök, A-, 1978. Alanya masifinin yapısal sorunu: *Jeoloji Müh. Dergi*, 6, 39-44.
- Şengün, M. 1986. Alanya Masifinin Jeolojisi. MTA Rap, (9000).
- Tari, M., Zarandi, S.A.M., Mohammadi, K., Zare, M.R., 2013. The measurement of gamma-emitting radionuclides in beach sand cores of coastal regions of Ramsar, Iran using HPGe detectors. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 425–434.
- Taşkın, H. 2006. İnsan sağlığı ve çevre kirliliği açısından Kırklareli ilinin fon radyasyonunun belirlenmesi ve haritalandırılması (Doctoral dissertation, Marmara Üniversitesi (Turkey).
- Thangam, V., Rajalakshmi, A., Chandrasekaran, A. and Jananee, B. 2020. Radiometric analysis of some building materials using gamma-ray spectrometry. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 324(3), 1059-1067.
- Thangam, V., Rajalakshmi, A., Chandrasekaran, A., Arun, B., Viswanathan, S., Venkatraman, B. and Bera, S. 2022. Determination of natural radioactivity in beach sands collected along the coastal area of Tamilnadu, India using gamma ray spectrometry. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 331(3), 1207-1223.
- Todorovic, N., Bikit, I., Krmar, M., Mrdja, D., Hansman, J., Nikolov, J. and Jakonic, I. 2015. Natural radioactivity in raw materials used in building industry in Serbia. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(2), 705-716.
- Tsoufanidis, N. 1995. Measurement and Detection of radiation. In *Fuel and Energy Abstracts* (Vol. 4, No. 36, p. 303).
- UI-Hassan, M. and Rawlins, A. D. 1997. Radiation from a two-dimensional duct. *Canadian Journal of Physics*, 75(6), 375-384.
- Ulu, Ü. 1983. Sugözü-Gazipaşa (Antalya) alanının jeoloji incelemesi. *Jeoloji Mühendisliği Dergisi*, 7(1), 3-10.
- Unal, S., Yalcin, M. G., Ocak, Sema., Yalcin, Ruya. and Ozmen, S. F. 2018. Computation of gamma radioactivity of natural rocks in the vicinity of Antalya province and its effect on health. *Kerntechnik*, 83(2), 112-120.
- United Nations, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, Unsear, New York, 1988. Report to the General Assembly, with annexes.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1993. Sources and effects of ionizing radiation, united nations scientific committee on the effects of atomic radiation (Unsear) 1993 report: report to the general assembly, with scientific annexes. United Nations.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 2010. Sources and effects of ionizing radiation, united nations scientific committee on the effects of atomic radiation (Unsear) 2008 report, volume I: Report to the general assembly, with scientific annexes A and B-sources. United Nations.
- Unsear Report 2000: sources and effects of ionizing radiation. *Journal of Radiological Protection*, 21(1), 83.

- Uosif, M. A. M., El-Taher, A. and Abbady, A. G. 2008. Radiological significance of beach sand used for climatotherapy from Safaga, Egypt. *Radiation Protection Dosimetry*, 131(3), 331-339.
- US Nuclear Regulatory Commission. Office of Nuclear Regulatory Research. 1988. Research News (Vol. 2, No. 4). *US Nuclear Regulatory Commission*.
- Van Duong, P., Tschurlovits, M., Buchtela, K. and Dien, P. Q. 1996. Enrichment of radioactive materials in sand deposits of Vietnam as a result of mineral processing. *Environment International*, 22, 271-274.
- Vassas, C., Pourcelot, L., Vella, C., Carpéna, J., Pupin, J. P., Bouisset, P. and Guillot, L. 2006. Mechanisms of enrichment of natural radioactivity along the beaches of the Camargue, France. *Journal of Environmental Radioactivity*, 91(3), 146-159.
- Veiga, R., Sanches, N., Anjos, R. M., Macario, K., Bastos, J., Iguatemy, M. and Umisedo, N. K. 2006. Measurement of natural radioactivity in Brazilian beach sands. *Radiation measurements*, 41(2), 189-196.
- Xhixha, M. K., Hasani, F., Shyti, M. and Xhixha, G. 2019, February. A preliminary study of natural radioactivity levels in soils from Kosovo: A case of study in Pristina Region. In AIP Conference Proceedings (Vol. 2075, No. 1, p. 130010). AIP Publishing LLC.
- Xinwei, L. and Xiaolan, Z. 2006. Measurement of natural radioactivity in sand samples collected from the Baoji Weihe Sands Park, China. *Environmental Geology*, 50(7), 977-982.
- Yaktı, S. 2003. Akyatan Kumul Plantasyonunun Toprak Oluşumuna Olası Etkilerinin Araştırılması. ÇÜ Fen Bil. Enstitüsü Toprak Anabilim Dalı (Doktora Tezi, Adana).
- Yalcin, F., Ilbeyli, N., Demirbilek, M., Yalcin, M. G., Gunes, A., Kaygusuz, A. and Ozmen, S. F. 2020. Estimation of natural radionuclides' concentration of the plutonic rocks in the Sakarya Zone, Turkey using multivariate statistical methods. *Symmetry*, 12(6), 1048.
- Yalcin, F., Unal, S., Yalcin, M. G., Akturk, O., Ocak, S. B. and Ozmen, S. F. 2020. Investigation of the effect of hydrothermal waters on radionuclide activity concentrations in natural marble with multivariate statistical analysis. *Symmetry*, 12(8), 1219.
- Yalcin, M. G. and Unal, S. 2018. Natural radioactivity levels and associated radiation hazards in ophiolites around Tekirova, Kemer, and Kumluca Touristic Regions in Antalya, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 316(1), 321-330.
- Yilmaz, P. O. 1984. Fossil and K-Ar data for the age of the Antalya complex, SW Turkey. *Geological Society, London, Special Publications*, 17(1), 335-347.
- Yii, M. W., Zaharudin, A. and Abdul-Kadir, I. 2009. Distribution of naturally occurring radionuclides activity concentration in East Malaysian marine sediment. *Applied Radiation and Isotopes*, 67(4), 630-635.
- Yilman, H. and Helvacı, C. 1986. Uranium and thorium in paleozoic metamorphic terrains of Turkey. *Chemical geology*, 54(1-2), 127-133.

- Zaman, M., Schubert, M. and Antao, S. 2012. Elevated radionuclide concentrations in heavy mineral-rich beach sands in the Cox's Bazar region, Bangladesh and related possible radiological effects. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 48(4), 512-525.
- Zeyrek, C. T. 2013. The Concepts for safety and protection in applications of ionizing radiation. *Suleyman Demirel University Journal of Natural and Applied Science*, 17(3), 1-9.
- Zhu, L., Sheng, D., Xu, C., Dai, X., Silver, M. A., Li, J. and Wang, S. 2017. Identifying the recognition site for selective trapping of $^{99}\text{TcO}_4^-$ in a hydrolytically stable and radiation resistant cationic metal-organic framework. *Journal of the American Chemical Society*, 139(42), 14873-14876.
- Zimmerman, P. D. and Loeb, C. 2004. Defense Horizons. Number 38, January 2004. Dirty Bombs: The Threat Revisited. *National Defense Univ Washington Dc Center For Technology And National Security Policy*.

7. EKLER

Ek:1 Alanya Bölgesi 1/100000 Ölçekli Jeoloji Haritası (MTA)



ÖZGEÇMİŞ

SEZER ÜNAL

ÖĞRENİM BİLGİLERİ

Doktora 2017-2022	Akdeniz Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Jeoloji Mühendisliği A.B.D., Antalya
Yüksek Lisans 2014-2017	Akdeniz Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Jeoloji Mühendisliği A.B.D., Antalya
Lisans 2009-2014	Akdeniz Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Jeoloji Mühendisliği Bölümü, Antalya

MESLEKİ VE İDARİ GÖREVLER

Şirket Personeli 2016-Devam Ediyor	İlbank A.Ş. Sosyal Tesis, Antalya
---	--------------------------------------

ESERLER

Uluslararası hakemli dergilerde yayımlanan makaleler

- 1- Yalcin, F., Unal, S., Yalcin, M. G., Akturk, O., Ocak, S. B. and Ozmen, S. F. (2020). Investigation of the effect of hydrothermal waters on radionuclide activity concentrations in natural marble with multivariate statistical analysis. Symmetry, 12(8), 1219.
- 2- Unal, S., Yalcin, M. G., Ocak, S. E. M. A., Yalcin, Rüya. and Ozmen, S. F. (2018). Computation of gamma radioactivity of natural rocks in the vicinity of Antalya province and its effect on health. Kerntechnik, 83(2), 112-120.
- 3- Yalcin, M. G. and Unal, S. (2018). Natural radioactivity levels and associated radiation hazards in ophiolites around Tekirova, Kemer, and Kumluca Touristic Regions in Antalya, Turkey. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 316(1), 321-330.

Ulusal bilimsel toplantılarda sunulan ve bildiri kitaplarında basılan bildiriler

1-Yalçın, M.G., Paksu, E., Ünal, S., Özmen, S.F. ve Nyamsari, D.G. (2015). Bucak İlçesi mermerlerinin uranyum aktivite konsantrasyonu ve insan sağlığı üzerine etkisi. 68. Türkiye Jeoloji Kurultayı. (Özet Bildiri)

2- Özmen S.F., Boztosun İ., Yalçın M.G., Ünal S., Yalçın R., Burdur, Isparta, Antalya İllerinde Bulunan Mermerlerin Doğal ve Yapay Radyoaktivite Seviyeleri ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkisi, II.Tıbbi Jeoloji Çalıştayı, 4-6 Aralık, 261-270, Antalya, 2013.

3- Sezer Ünal, M. Gürhan Yalçın, Antalya İli Tekirova İlçesindeki Ofiyolit Kayaçların Doğal Ve Yapay Radyoaktivite Seviyeleri İle İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkisi, 40. Yıl Jeoloji Sempozyumu, 3-6 Mayıs, Adana, 2017.

