

**T.C.
KAFKAS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
FİZİK ANABİLİM DALI**

**KARS İLİ, SARIKAMIŞ İLÇESİ TOPRAK VE YEM BİTKİLERİNDEKİ
RADYOAKTİVİTE DAĞILIMININ VE RADYOLOJİK ETKİLERİNİN
BELİRLENMESİ**

**Aslıhan ÇAĞLAR
YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**DANIŞMAN
Dr. Öğr. Üyesi Gülçin BİLGİCİ CENGİZ**

**Haziran-2019
KARS**



T.C.
KAFKAS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
FİZİK ANABİLİM DALI



**KARS İLİ, SARIKAMIŞ İLÇESİ TOPRAK VE YEM BİTKİLERİNDEKİ
RADYOAKTİVİTE DAĞILIMININ VE RADYOLOJİK ETKİLERİNİN
BELİRLENMESİ**


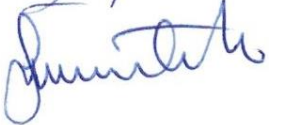
**Aslıhan ÇAĞLAR
YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**DANIŞMAN
Dr. Öğr. Üyesi Gülçin BİLGİCİ CENGİZ**

**Haziran-2019
KARS**

T.C. Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalı Yüksek Lisans öğrencisi Aslıhan Çağlar'ın Dr. Öğr. Üyesi Gülçin BİLGİCİ CENGİZ danışmanlığında Yüksek Lisans tezi olarak hazırladığı “Kars İli, Sarıkamış İlçesi Toprak ve Yem Bitkilerindeki Radyoaktivite Dağılımının ve Radyolojik Etkilerinin Belirlenmesi” adlı bu çalışma, yapılan tez savunması sınavı sonunda jüri tarafından Lisansüstü Eğitim Öğretim Yönetmeliği uyarınca değerlendirilerek oy... birliği.....ile kabul edilmiştir.

27 / 06 / 2019

	Adı ve Soyadı	İmza
Başkan	: Dr. Öğr. Üyesi Gülçin BİLGİCİ CENGİZ	
Üye	: Doç. Dr. Engin ATEŞER	
Üye	: Dr. Öğr. Üyesi Güventürk UĞURLU	

Bu tezin kabulü, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun 8 / 7 / 2019 gün ve ...
.11 / . . 180. sayılı kararıyla onaylanmıştır.

Doç. Dr. Fikret Akdeniz
Enstitü Müdürü

ETİK BEYAN

Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- Tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- Tez çalışmada yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi,
- Kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- Bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu,

bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.



İmza

Ashlan ÇAĞLAR

27.06.2019

ÖZET

(Yüksek Lisans Tezi)

Kars İli, Sarıkamış İlçesi Toprak ve Yem Bitkilerindeki Radyoaktivite
Dağılımının ve Radyolojik Etkilerinin Belirlenmesi

Aslıhan ÇAĞLAR

Kafkas Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Fizik Anabilim Dalı

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Gülçin BİLGİCİ CENGİZ

Bu tezde, Kars ili Sarıkamış ilçesinin farklı yerlerinden toplanan toprak örnekleri ve arpa, buğday, fiğ, korunga ve yulaf gibi yem bitkilerinin doğal radyoaktivite seviyeleri NaI(Tl) sintilasyon dedektörlü gama spektrometresi kullanılarak incelenmiştir. Gama spektrometrik analizler sonucunda, toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklidlerinin ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla, 17.9 ± 7.7 , 30.7 ± 6.8 , 448.7 ± 34.6 Bqkg⁻¹ olduğu bulundu. Bir fisyon ürünü olan ortalama aktivite konsantrasyonunun ^{137}Cs değeri ise 5.8 ± 1.0 Bqkg⁻¹ olarak tespit edildi.

Yem bitkilerindeki ve çalışma bölgesindeki yöre halkı tarafından ağırlıklı olarak ekmek yapımında kullanılan buğday unu örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının sırasıyla, 9.9 ± 1.6 - 34.33 ± 6.75 Bqkg⁻¹, 4.64 ± 2.31 - 29.93 ± 1.85 Bqkg⁻¹ ve 235.2 ± 45.7 - 401.5 ± 45.1 Bqkg⁻¹ aralığında değiştiği bulunmuştur. Yem bitkileri ve buğday unu örnekleri için, bu doğal radyonüklidlerin topraktan bitkiye transfer faktörleri değerlendirildi ve ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K için transfer faktörleri sırasıyla

0.30±0.10 ile 1.92 ± 0.91, 0.15 ± 0.08 ile 0.98±0.22 ve 0.45 ± 0.13 ile 0.89 ± 0.12 aralıklarında olduğu tespit edildi.

Ayrıca toprak örneklerindeki doğal radyoaktiviteden kaynaklanan radyasyon tehlikelerini değerlendirmek amacıyla radyum eşdeğer aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri, yaşam boyu kanser riski ve dış tehlike indeksi hesaplanmıştır ve ortalama değerleri toprak örnekleri için sırasıyla 95.5 Bqkg⁻¹, 4.9 nGyh⁻¹, 57.53 µSvy⁻¹, 0.258 ve 0.20 olarak bulundu.

Çalışma alanındaki doğal radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarının ülkemizde ve dünyanın farklı bölgelerinde yapılan benzer çalışmaların sonuçları ile uyumlu olduğu görülmüştür. Radyolojik sağlık risklerini değerlendirmek için hesaplanan radyasyon tehlikesi indeksleri uluslararası olarak kabul edilebilir sınırlar içerisinde olduğu ve ayrıca bölge halkı için herhangi bir sağlık riski oluşturmadığı tespit edildi.

Anahtar Kelimeler: Doğal radyoaktivite, NaI(Tl) dedektör, Toprak, Doz değerlendirmesi, Transfer Faktörü

2019, 111 Sayfa

ABSTRACT

(M. Sc. Thesis)

Determination of Radioactivity Distribution and Radiological Effects of Soil and
Fodder Plants In Sarıkamış, Kars

Aslıhan ÇAĞLAR

Kafkas University
Graduate School of Applied and Natural Sciences
Department of Physics

Supervisor: Assistant Professor Gülçin BİLGİCİ CENGİZ

In this thesis, natural radioactivity levels of soil samples and fodder plant samples such as barley, wheat, vetch, sainfoin and oats collected from different locations of Sarıkamış district of Kars province were investigated by using gamma spectrometry with NaI(Tl) scintillation detector. From the gamma spectrometric analysis, the average activity concentrations of naturally occurring radionuclides of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in soil samples were found to be 17.9 ± 7.7 , 30.7 ± 6.8 and 448.7 ± 34.6 Bqkg⁻¹, respectively. The mean value of activity concentration ^{137}Cs which is a fission product was detected as 5.8 ± 1.0 Bqkg⁻¹.

The activity concentrations of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K in the fodder plants and in wheat flour samples used mainly for bread making by local people in the study area were found to be vary in the range of 9.9 ± 1.6 - 34.33 ± 6.75 Bqkg⁻¹, 4.64 ± 2.31 - 29.93 ± 1.85 Bqkg⁻¹ and 235.2 ± 45.7 - 401.5 ± 45.1 Bqkg⁻¹, respectively. For forage crops and wheat flour samples, the soil-to-plant transfer factors of these natural radionuclides were evaluated and the transfer factors for ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K determined to be in the range

from 0.30 ± 0.10 to 1.92 ± 0.91 , 0.15 ± 0.08 to 0.98 ± 0.22 and 0.45 ± 0.13 to 0.89 ± 0.12 , respectively.

In addition, radium equivalent activity, absorbed gamma dose rate, annual effective dose equivalent, lifetime cancer risk and external hazard index were calculated in order to evaluate the radiation hazards arising from natural radioactivity in the soil samples, and the average values were found to be 95.5 Bqkg^{-1} , 4.9 nGyh^{-1} , $57.53 \text{ } \mu\text{Svy}^{-1}$, 0.258 and 0.20, respectively. It has been observed that the activity concentrations of natural radionuclides in the study area are compatible with the results of similar studies performed in our country and in different parts of the world. The radiation hazard indices calculated to evaluate radiological health risks were found to be within internationally acceptable limits and also did not pose any health risks for the local population.

Key Words: Natural Radioactivity, NaI(Tl) Detector, Soil, Dose Assessment, Transfer Factor.

2019, 111 pages

ÖNSÖZ

Tez çalışması ve araştırmalarım sırasında her türlü bilgi, destek ve deneyimleri ile tezimin yazımına kadar her aşamasında yardımlarını esirgemeyen Danışman Hocam Dr. Öğr. Üyesi Gülçin BİLGİCİ CENGİZ' e ve yüksek lisans eğitimim süresinde her türlü maddi ve manevi destekleri esirgemeyen aileme teşekkür ederim.

A. Çağlar
İmza

Aslıhan ÇAĞLAR

İÇİNDEKİLER

Sayfa no

ÖZET	IV
ABSTRACT	VI
ÖNSÖZ	VIII
İÇİNDEKİLER	IX
ŞEKİLLER DİZİNİ	XII
TABLolar DİZİNİ	XV
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	XVI
1. GENEL BİLGİLER	1
1.1. Giriş	1
1.2. Radyasyon ve Çeşitleri.....	11
1.2.1. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon.....	12
1.2.2. İyonlaştırıcı Radyasyon.....	13
1.2.2.1. Alfa Parçacıkları	14
1.2.2.2. Beta Parçacıkları	14
1.2.2.3. Nötronlar.....	15
1.2.2.4. Gama Işınları.....	15
1.2.2.5. X ışınları.....	16
1.3. Radyasyon Birimleri	17
1.3.1. Aktivite Birimi	18
1.3.2. Işınlama Birimi.....	18
1.3.3. Soğurulmuş Doz.....	18
1.3.4. Eşdeğer Doz Birimi	19
1.3.5. Etkin Doz Birimi	20
1.4. Radyasyon Kaynakları	20
1.4.1. Doğal Radyasyon Kaynakları.....	21
1.4.2. Yapay Radyasyon Kaynakları	22
1.5. Gama Işınlınının Madde İle Etkileşmesi	23
1.5.1. Fotoelektrik olay.....	24
1.5.2. Compton saçılması	26
1.5.3. Çift oluşumu.....	27

1.6. Gama Işını Spektrometresi	28
1.6.1. Sintilasyon Dedektörleri	30
1.6.1.1. NaI(Tl) Sintilasyon Dedektörü.....	31
1.6.1.2. Ön yükselteç (PM)	33
1.6.1.3. Yükselteçler (MA).....	34
1.6.1.4. Çok Kanallı Analizör (MCA).....	34
1.6.1.5. Analog Sayısal Dönüştürücü.....	34
1.6.1.6. Kaydedici.....	34
2. MATERYAL VE YÖNTEM	35
2.1. Enerji ve Verim Kalibrasyonu	35
2.1.1. Enerji Kalibrasyonu	35
2.1.2. Verim Kalibrasyonu.....	37
2.2. Standartla Karşılaştırma Yöntemi.....	38
2.3. Fotopik Alanı Hesabı	40
2.4. Çalışma Bölgesi ve Örnek Hazırlama Yöntemi.....	41
3. BULGULAR	44
3.1. Toprak Örneklerinde ²²⁶ Ra, ²³² Th, ⁴⁰ K ve ¹³⁷ C Aktivite Konsantrasyonları	44
3.1.1.1. Toprak Örneklerinde ²²⁶ Ra (²³⁸ U)'in Aktivite Konsantrasyonu.....	45
3.1.2. Toprak Öneklerinde ²³² Th'nin Aktivite Konsantrasyonu	46
3.1.3. Toprak Örneklerinde ⁴⁰ K'nın Aktivite Konsantrasyonu.....	47
3.1.4. Toprak Örneklerinde ¹³⁷ Cs'nin Aktivite Konsantrasyonu	48
3.2. Toprak Örneklerinin Aktivite Konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi.....	49
3.3. Radyasyon Dozları ve Radyolojik Riskler	51
3.3.1. Radium Eşdeğer Aktivitesi.....	51
3.3.2. Soğurulan gama doz oranı (ADR)	52
3.3.3. Yıllık etkin doz eşdeğeri	53
3.3.4. Yaşam Boyu Kanser Riski	54
3.3.5. Dış Tehlike İndeksi (Hex).....	55
3.4. Radyasyon Dozlarının ve Radyolojik Risklerin Değerlendirilmesi	56
3.5. Toprak örneklerindeki ²²⁶ Ra, ²³² Th ve ⁴⁰ K Aktivite Konsantrasyonları ile Yaşam Boyu Kanser Riski Arasındaki İlişki	59
3.6. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Aktivite Konsantrasyonları	61
3.6.1. Buğday Unu Örneklerinde ²²⁶ Ra Aktivite Konsantrasyonları.....	61

3.6.2. Buğday Unu Örneklerinde ^{232}Th Aktivite Konsantrasyonları.....	62
3.6.3. Buğday Unu Örneklerinde ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları	63
3.7. Yem bitkilerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları	64
3.8. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinin Aktivite Konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi	66
3.9. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Radyasyon Dozları ve Radyolojik Risklerin Değerlendirilmesi	68
3.9.1. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Radyum Eşdeğer Aktivitesi.....	68
3.9.2. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Soğurulan Gama Doz Oranı	70
3.9.3. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri	71
3.9.4. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Yaşam Boyu Kanser Riski	72
3.10. Un örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları ile Yaşam Boyu Kanser Riski Arasındaki İlişki	74
3.11. Toprak ve Un Örneklerinin Aktivite Konsantrasyonları Arasındaki İlişki.....	76
3.12. Transfer Faktörleri	77
4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	81
KAYNAKLAR.....	83
ÖZGEÇMİŞ.....	94

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa no
Şekil 1.1: Elektromanyetik spektrum.....	12
Şekil 1.2 Radyasyon çeşitleri	13
Şekil 1.3:Farklı radyasyon türlerinin giricilikleri	17
Şekil 1.4: Küresel radyasyonun dozunun oransal değerleri	20
Şekil 1.5: Doğal radyasyon kaynaklarından maruz kalınan küresel radyasyon dozunun oransal değerleri.....	22
Şekil 1.6: Yapay radyasyon kaynaklarından maruz kalınan küresel radyasyon dozunun oransal değerleri.....	23
Şekil 1.7: Fotoelektrik olay, Compton saçılması ve Çift oluşumun baskın olduğu bölgeler	24
Şekil 1.8: Fotoelektrik olayın şematik gösterimi.....	25
Şekil 1.9: Compton Saçılmasının şematik olarak gösterimi	26
Şekil 1.10: Çift oluşumu olayının şematik gösterimi	27
Şekil 1.11: NaI(Tl) sintilasyon dedektörünün kurulum şeması.....	29
Şekil 1.12: Bir sintilasyon dedektörünün kısımları	30
Şekil 1.13: NaI(Tl) dedektörünün şematik gösterimi	32
Şekil 1.14: Farklı dedektörlerden elde edilen piklerin karşılaştırılması	33
Şekil 2.1: NaI(Tl) Sintilasyon dedektörü.	35
Şekil 2.2: Ölçümlerde kullandığımız NaI(Tl) dedektörünün enerji kalibrasyon grafiği.	36
Şekil 2.3: Ölçümlerde kullandığımız NaI(Tl) dedektörünün mutlak verim grafiği.	37
Şekil 2.4: NaI(Tl) dedektörü ile alınmış bir spektrum.	38
Şekil 2.5: Pik alanının hesaplanmasında kullanılan parametrelerin gösterimi.....	40
Şekil 2.6: Toprak örneklerinin alındığı istasyonlar.	42
Şekil 2.7: Buğday unu ve tarım ürünlerinin alındığı istasyonlar.	43
Şekil 3.1: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ²²⁶ Ra dağılımı.	45
Şekil 3.2: Sarıkamış toprak örneklerindeki ²³² Th dağılımı.	46
Şekil 3.3 Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ⁴⁰ K dağılımı.	47
Şekil 3.4: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ¹³⁷ Cs dağılımı.....	48

Şekil 3.5: Sarıkamış bölgesi toprak örneklerinin $Ra_{eş}$ dağılımı.	52
Şekil 3.6: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki soğurulan gama doz hızı dağılımı.....	53
Şekil 3.7: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerinin yıllık etkin doz dağılımı.....	54
Şekil 3.8: Sarıkamış toprakları yaşam boyu kanser risk oranı dağılımı.	55
Şekil 3.9: Sarıkamış bölgesi toprakları dış tehlike indeksi dağılımı.	56
Şekil 3.10: ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.....	59
Şekil 3.11: ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.....	60
Şekil 3.12: ^{40}K aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.	60
Şekil 3.13: Buğday unu örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu.	61
Şekil 3.14: Buğday Unu Örneklerinde ^{232}Th Aktivite Konsantrasyonları.	62
Şekil 3.15: Buğday Unu Örneklerinde ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları.....	63
Şekil 3.16: Çalışma bölgesinden alınan yem bitkilerinde ^{226}Ra dağılımı.	65
Şekil 3.17: Çalışma bölgesinden alınan yem bitkilerinde ^{232}Th dağılımı.	65
Şekil 3.18: Çalışma bölgesinden alınan yem bitkilerinde ^{40}K dağılımı.....	66
Şekil 3.19: Buğday unu örneklerinde radyum eşdeğer aktivitesi.	69
Şekil 3.20: Yem bitkilerinde radyum eşdeğer aktivitesi.	69
Şekil 3.21: Buğday unu örneklerinde soğurulan gama doz oranı.....	70
Şekil 3.22: Yem bitkilerinde soğurulan gama doz oranı.....	71
Şekil 3.23: Buğday unu örneklerinde yıllık etkin doz oranı.	71
Şekil 3.24: Yem bitkilerinde yıllık etkin doz oranı.	72
Şekil 3.25: Buğday unu örneklerinde yaşam boyu kanser riski.	73
Şekil 3.26: Yem bitkilerinde yaşam boyu kanser riski.	73
Şekil 3.27: ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.....	74
Şekil 3.28: ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.....	74
Şekil 3.29: ^{40}K aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.	75
Şekil 3.30: Toprak ve yem bitkilerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki.	76
Şekil 3.31: Toprak ve yem bitkilerinde ^{232}Th aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki.	76

Şekil 3.32: Toprak ve yem bitkilerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki. 77



TABLULAR DİZİNİ

	Sayfa no
Tablo 1.1: Radyasyon birimleri ve dönüşüm faktörleri.	17
Tablo 1.2: Farklı radyasyon tipleri için kalite faktörleri.	19
Tablo 3.1: İncelenen toprak numunelerindeki doğal radyoaktivite seviyelerinin literatürde bildirilen değerlerle karşılaştırılması.	49
Tablo 3.2. İncelenen toprak örneklerinin Radyasyon Dozlarının ve Radyolojik Risklerinin literatürde bildirilen değerlerle karşılaştırılması	57
Tablo 3.3. Buğday unu örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları	64
Tablo 3.4: Bitki örneklerinin doğal radyoaktivite düzeylerinin ortalama değerlerinin literatürde bildirilen değerlerle karşılaştırılması.	67
Tablo 3.5: Buğday unu örneklerinin transfer faktörleri.	78
Tablo 3.6: Yem bitkilerinin transfer faktörleri.	79
Tablo 3.7: Transfer faktörlerinin değerlendirilmesi.	79

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

e	: Elektron
n	: Nötron
α	: Alfa parçacığı
β	: Beta parçacığı
γ	: Gama ışınları
$T_{1/2}$: Yarı ömür
W	: Doku ağırlık faktörü
R	: Radyasyon
H	: Eşdeğer doz
EM	: Elektromanyetik
UV	: Ultra viyole
IR	: İnfrared
PMT	: Foto çoğaltıcı tüp
MCA	: Çok kanallı analizör
PA	: Ön yükselteç
ADC	: Analog-sayısal dönüştürücü
HV	: Yüksek voltaj kaynağı
TAEK	: Türkiye Atom Enerji Kurumu
IAEA	: Uluslar Arası Atom Enerji Kurumu
UNSCEAR	: United nations scientific committee on the effects of atomic radiation
A	: Aktivite
ADR	: Soğrulan gama doz oranı
AED	: Yıllık etkin doz
LCR	: Yaşam boyu kanser riski
TF	: Transfer faktörü

1. GENEL BİLGİLER

1.1. Giriş

İnsanlar yaşamları boyunca sürekli ve kaçınılmaz bir şekilde doğal kaynaklı iyonlaştırıcı radyasyona maruz kalmaktadır. Atmosfere gelen yüksek enerjili kozmik ışınların oluşturduğu kozmojenik nüklidler ve yer kabuğunda çeşitli derecelerde bulunan radyoaktif nüklidler, iyonlaştırıcı radyasyonun temel iki kaynağıdır. Bundan dolayı; çevredeki doğal ve yapay radyonüklid dağılımının ve bu radyonüklidlerin oluşturduğu radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesi, insanların maruz kaldığı hem karasal hem de yapay kaynaklı iyonlaştırıcı radyasyonun etkilerinin belirlenebilmesi için büyük önem taşımaktadır[1,2]. Dünya nüfusunun maruz kaldığı toplam radyasyon dozunun yaklaşık % 80'lik kısmını doğal radyasyon kaynakları oluşturmaktadır. Dünya nüfusunun doğal radyasyon kaynaklarından maruz kaldığı yıllık ortalama etkin doz, UNSCEAR (United Nations Scientific Commite on the Effect of Atomic Radiation) tarafından kişi başına 2,4 mSv/y olarak rapor edilmiştir[1,2,3].

İnsanların yaşamları boyunca maruz kaldığı doğal radyasyonun önemli kısmını karasal orjinli radyonüklidler oluşturmaktadır. Milyarlarca yıl önce dünyanın oluşumundan beri yer kabuğunda var olan ve henüz tamamen bozunmamış çok uzun yarı ömürlü radyonüklidler karasal orjinli radyasyonun temel kaynağıdır. Bu radyonüklidlerin en önemlileri ^{40}K (yarı ömrü = 1.28×10^9 yıl), ^{87}Rb (yarı ömrü = 4.7×10^{10} yıl), ^{238}U (yarı ömrü = 4.47×10^9 yıl) ve ^{232}Th (yarı ömrü = 1.41×10^{10} yıl) dir. ^{235}U bozunum serisindeki gibi diğer bazı radyonüklidler doğal radyoaktivite seviyelerine katkıları çok az olduğu için göz ardı edilmektedir[3].

Doğal radyonüklidlerin yanı sıra, yapay orjinli birçok radyonüklid çeşitli süreçlerle çevreye yayılmaktadır. ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I bu yapay radyonüklidlerden bazıları olup nükleer silah denemeleri, nükleer reaktör kazaları gibi olaylar sonucunda çevreye yayılmaktadır. Bu radyonüklidler arasında yarılanma ömrü yaklaşık 30 yıl olan ^{137}Cs tüm çevrede değişik konsantrasyonlarda bulunmaktadır[4]. Bundan dolayı, topraktaki

radioaktivite seviyelerinin belirlenmesi herhangi bir radyoaktif serpinti ile eşzamanlı olarak doğal background aktivitesindeki değişiklikleri tespit edebilmesini ve çevrede olası herhangi bir radyoaktif serpentinin izlenmesini sağlayacaktır.

Toprak örneklerindeki doğal ve yapay radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarının belirlenmesi ve bunlardan maruz kalınan radyasyon doz hesaplamalarına yönelik, tüm dünyada ve ülkemizde birçok çalışma yapılmış ve yapılmaktadır. Bu çalışmalar genellikle yüksek çözünürlüklü germanyum (HPGe) dedektörü gibi yarı iletken veya NaI(Tl) gibi sintilasyon dedektörleri kullanılarak yapılmaktadır[2,4]. Literatürde bulunan çalışmalardan bazıları aşağıda verilmiştir.

2003 yılında S. Singh vd. tarafından Hindistan'ın Himachal Pradesh ilinin Hamirpur ilçesinde yapılan çalışmada; toprak örneklerinde uranyum, toryum ve potasyum analizleri gama ışını spektrometresi kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Toprak örneklerindeki doğal radioaktivite seviyeleri NaI(Tl) sintilasyon dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Analizlerde ^{40}K aktivite konsantrasyonu 1460 keV'deki gama piki ^{238}U aktivite konsantrasyonu, ^{214}Bi 'un 1764.5 keV'deki gama piki ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{208}Tl 'in 2614.5 keV'deki gama piki kullanılarak belirlenmiştir. İncelenen toprak örneklerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonu 143.7-228.9Bqkg⁻¹ aralığında değişmekle birlikte ortalama 174.48 Bqkg⁻¹, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 35.2-122.8 Bqkg⁻¹ aralığında değişmekle birlikte ortalama 93.10 Bqkg⁻¹ ve ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 25.1-75.7 Bqkg⁻¹ aralığında değişmekle birlikte ortalama 44.21 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Ayrıca bu çalışmada, Radyum eşdeğer aktivitesi 90.88-275.33 Bqkg⁻¹ aralığında değişmekle birlikte ortalama 191.09 Bqkg⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Radyum eşdeğer aktivitesinin değerlerini uluslararası tavsiye edilen 370 Bqkg⁻¹ değerinden küçük olduğu ve çalışma bölgesindeki radioaktivite seviyelerinin güvenli limitler içerisinde olduğu bildirilmiştir[5].

2012 yılında; Hindistan'ın Tamil Nadu bölgesinde toprak örneklerindeki radioaktivite konsantrasyonları R. Ravisankar vd. tarafından incelenmiştir. Toplanan toprak örneklerinin radyoaktiviteleri NaI(Tl) sintilasyon dedektörlü gama ışını spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. Analizlerde ^{40}K aktivite konsantrasyonu 1460 keV'deki gama

piki ^{238}U aktivite konsantrasyonu, ^{214}Bi 'un 1764.5 keV'deki gama piki ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{208}Tl 2614.5 keV'deki piki kullanılarak belirlenmiştir. ^{238}U radyoaktivite konsantrasyonu 2.17 Bqkg⁻¹ ile 53.23 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 19.16 Bqkg⁻¹, ^{232}Th radyoaktivite konsantrasyonu 13.54 Bqkg⁻¹ ile 89.89 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 48.56 Bqkg⁻¹ ve ^{40}K radyoaktivite konsantrasyonu 625.09 Bqkg⁻¹ ile 2207.3 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 1146.88 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Elde edilen radyoaktivite konsantrasyonları dünya ortalama değerleri ile karşılaştırılmış, ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının dünya ortalama değerlerinin sırasıyla 1.38 ve 2.86 katı olduğu, ^{238}U ortalama aktivite konsantrasyonunun ise dünya ortalama değerinin altında olduğu bildirilmiştir. Yine bu çalışmada doğal radyoaktiviteden kaynaklanan radyasyon tehlikelerini değerlendirmek amacıyla radyum eşdeğer aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri ve dış tehlike indeksi hesaplanmış ve ortalama değerleri sırasıyla 168.8 Bqkg⁻¹, 86.62 nGyh⁻¹, 0.106 mSv/y ve 0.478 olarak bulunmuştur. Radyum eşdeğer aktivitesinin uluslararası tavsiye edilen 370 Bqkg⁻¹ değerinden küçük, soğrulan gama doz oranının dünya ortalama değerinin biraz üstünde ve yıllık etkin doz oranının müsaade edilebilir limitlerin altında olduğu bildirilmiştir. Ayrıca dış tehlike indeksinin uluslararası tavsiye edilen değerden küçük olduğu belirtilmiştir[6].

Hasan M. Khan vd. tarafından 2010 yılında Pakistan'da yapılan çalışmada toprak örneklerinin ve buğday, patates gibi yerel halkın günlük beslenmelerinde kullandıkları gıda ürünlerinin gama spektrometrik analizleri yüksek çözünürlüklü germanyum (HpGe) dedektörü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Toprak örneklerindeki, ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 30.0 Bqkg⁻¹ ile 81.2 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 56.2 Bqkg⁻¹, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 31.4 Bqkg⁻¹ ile 78.5 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 58.5 Bqkg⁻¹, ^{40}K aktivite konsantrasyonu 308.8 Bqkg⁻¹ ile 2177.6 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 851.9 Bqkg⁻¹ ve ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu ise 1.3 Bqkg⁻¹ ile 46.8 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 13.39 Bqkg⁻¹ olarak ölçülmüştür. Çalışmada incelenen toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonlarının dünya ortalama değerlerinin üzerinde olduğu görülmüştür. Sonuçlar bu radyoaktif çekirdeklerin konsantrasyonlarının bölgede yaşayan insanların sağlığı açısından bir risk oluşturmadığını açıkça göstermiştir. Ayrıca çalışmada bu

radioaktif çekirdeklerin topraktan gıda ürünlerine transfer faktörleri de çalışılmıştır. ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{137}Cs radyoaktif çekirdeklerinin transfer faktörleri sırasıyla 0.17, 0.07, 0.16 ve 0.23 olarak bulunmuştur. Bu çalışmada iç ve dış tehlike indeksleri hesaplanmış ve ortalama değerleri sırasıyla 0.70 ve 0.55 olarak bulunmuştur. Yapılan doz hesaplamaları sonucunda çalışma bölgesindeki doğal radyoaktif çekirdeklerin aktivite konsantrasyonlarının nominal değerlerde olduğu ve bölge halkı için sağlık riski oluşturmayacağı bildirilmiştir[7].

2012 yılında E.O. Agbalagba ve R.A. Onoja tarafından yapılan bir çalışmada; NaI(Tl) (Sodyum iyodür) sintilasyon dedektörü kullanılarak Nijerya'nın Delta bölgesinden toplanan toprak örneklerindeki ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyoaktif çekirdeklerinin analizleri gerçekleştirilmiştir. Gama spektrometrik analizlerde ^{40}K aktivite konsantrasyonu 1460 keV'deki gama piki ^{238}U aktivite konsantrasyonu, ^{214}Bi 'un 609 keV'deki gama piki ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{228}Ac 'in 911 keV'deki piki kullanılarak değerlendirilmiştir. Yapılan analizler sonucunda toprak örneklerinde ^{266}Ra aktivite konsantrasyonu $19.2 \pm 5.6 \text{ Bqkg}^{-1}$ ile $94.2 \pm 7.7 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $41.0 \pm 5.0 \text{ Bqkg}^{-1}$, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu $17.1 \pm 3.0 \text{ Bq/kg}$ ile $47.5 \pm 5.3 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $29.7 \pm 4.0 \text{ Bqkg}^{-1}$ ve ^{40}K aktivite konsantrasyonu $107.0 \pm 38.5 \text{ Bqkg}^{-1}$ ile $712.4 \pm 38.9 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $412.5 \pm 20 \text{ Bqkg}^{-1}$ olarak bulunmuştur. Bu çalışmada ayrıca bazı radyasyon tehlike indeksleri de hesaplanmıştır. Radium eşdeğer aktivitesinin ortalama değeri $98.5 \pm 12.3 \text{ Bqkg}^{-1}$, soğrulan doz oranının ortalama değeri 54.6 nGyh^{-1} , yıllık etkin doz eşdeğerinin ortalama değeri $0.07 \mu\text{Svy}^{-1}$ ve dış tehlike indeksinin ortalama değeri 0.3 olarak hesaplanmıştır. Çalışma bölgesindeki doğal radyoaktif çekirdeklerin konsantrasyonlarının dünyanın farklı bölgelerinde yapılan çalışmaların sonuçlarıyla uyumlu olduğu, radyolojik sağlık risklerini değerlendirmek amacıyla hesaplanan radyasyon tehlike indekslerinin uluslararası müsaade edilebilir limitlerde olduğu ve bölge halkı için herhangi bir sağlık riski oluşturmadığı bildirilmiştir[1].

S.V. Bara vd. tarafından 2012 yılında yapılan çalışmada Hindistan'ın Chamba ve Dhoremshale bölgesi topraklarında doğal ve yapay radyoaktivite seviyeleri incelenmiştir. Toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{137}Cs dağılımları yüksek

çözünürlüklü germanyum (HpGe) dedektörlü gama spektrometresi kullanılmıştır. Gama spektrometrik analizlerde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ^{214}Pb ve ^{214}Bi 'e ait pikler, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{228}Ac ve ^{208}Tl 'e ait pikler, ^{40}K aktivite konsantrasyonu 1460 keV'deki kendi piki ve bir yapay radyonüklid olan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 661 keV'deki kendi piki kullanılarak tespit edilmiştir. Chamba bölgesinden alınan toprak örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla 32.3, 58.4, 588.3 ve 10.9 Bqkg⁻¹ olarak ölçülmüştür. Dharamshale bölgesinden alınan toprak örneklerinde ise ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla 35.7, 61.3, 594.9 ve 10.0 Bqkg⁻¹ olarak ölçülmüştür. Ayrıca çalışmada soğrulan gama doz oranı, radyum eşdeğer aktivitesi ve aktivite konsantrasyon indeksi hesaplanmıştır. Soğrulan gama doz oranı 45.2 Gy/h ile 1038 nGy/h değerleri arasında ortalama 77.6 nGy/h, Radyum eşdeğer aktivitesi 95.5 Bqkg⁻¹ ile 234.2 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 171.0 Ba/kg ve aktivite konsantrasyon indeksi 0.34 ile 0.85 değerleri arasında ortalama 0.63 olarak bulunmuştur. Çalışma bölgesi için hesaplanan ortalama soğrulan gama doz oranına ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs 'nin katkılarının sırasıyla %22, %46, %32 ve %2 olduğu bildirilmiştir[8].

Mısır'ın Ebo Zaabal kentinde Z. Morsy ve ekibi tarafından 2012 yılında yapılan çalışmada; toprak, bitki ve su örneklerindeki ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{226}Ra doğal radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları yüksek çözünürlüklü germanyum (HPGe) dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Gama spektrometrik analizlerde, ^{238}U aktivite konsantrasyonu ^{214}Pb 'ün 295.1 ve 352 keV'deki gama pikleri ve ^{214}Bi 'ün 609.3 ve 1120.3 keV'deki gama pikleri kullanılarak tespit edilmiştir. ^{232}Th aktivite konsantrasyonu belirlenirken ^{212}Pb 'ün 238.6 keV'deki gama piki, ^{228}Ac 'in 969.0 keV'deki gama piki ve ^{208}Tl 'in 583.0 keV'deki gama piki kullanılmıştır. ^{40}K aktivite konsantrasyonu 1460 keV'deki kendi piki kullanılarak ve ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ise 186 keV'deki gama piki kullanılarak tespit edilmiştir. ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{226}Ra aktivite konsantrasyonları toprak örnekleri için sırasıyla 6.57, 8.46, 136.3 ve 12.24 Bqkg⁻¹, bitki örnekleri için sırasıyla 10.16, 8.33, 216.8 ve 13.11 Bqkg⁻¹ ve su örnekleri için sırasıyla 5.44, 6.04, 119.2 ve 21.09 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Yine bu çalışmada çevresel örneklerdeki doğal radyonüklidlerden kaynaklanan radyasyon tehlikelerini değerlendirmek amacıyla radyum eşdeğer aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık

etkin doz eşdeğeri ve dış tehlike indeksi hesaplanmıştır. Toprak, bitki ve su örneklerinin; Radyum eşdeğer aktiviteleri sırasıyla 33.88 ± 1.75 , 40.19 ± 1.73 ve 38.07 ± 1.24 Bqkg⁻¹, soğrulan gama doz oranları sırasıyla 14.2 ± 0.83 , 19.0 ± 0.98 ve 11.4 ± 0.86 nGyh⁻¹, yıllık etkin doz eşdeğerleri 0.0174 ± 0.0010 , 0.0233 ± 0.0012 ve 0.0139 ± 0.0011 mSvy⁻¹ ve dış tehlike indeksi değerleri sırasıyla 0.094 ± 0.005 , 0.113 ± 0.005 ve 0.105 ± 0.003 olarak bulunmuştur. Ayrıca çalışmada yapılan değerlendirmeler sonucunda çalışma bölgesinin uluslararası müsaade edilebilir sınırlar içerisinde olduğu bildirilmiştir[9].

M. C. Srilatha vd. tarafından 2015 yılında yapılan çalışmada Hindistan'ın Karnataka kentinin Ramanagara ve Tumkur ilçelerinden toplanan toprak örneklerindeki ²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K doğal radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları yüksek çözünürlüklü germanyum (HpGe) dedektörlü gama ışını spektrometresi kullanarak ölçülmüştür. ²²⁶Ra aktivite konsantrasyonu ²¹⁴Pb'nin 609.3, 1129.3 ve 1764.5 keV'deki gama pikleri kullanılarak, ²³²Th aktivite konsantrasyonu ²²⁸Ac 911.2 keV'deki gama piki ve ⁴⁰K aktivite konsantrasyonu 1460.8 keV'deki gama piki kullanılarak tespit edilmiştir. İncelenen toprak örneklerindeki ²²⁶Ra aktivite konsantrasyonu 14.38 ± 1.16 Bqkg⁻¹ ile 50.49 ± 2.31 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 33.78 ± 1.99 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. ²³²Th aktivite konsantrasyonu 42.2 ± 2.67 Bqkg⁻¹ ile 116.12 ± 3.23 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 77.44 ± 2.37 Bqkg⁻¹ ve ⁴⁰K aktivite konsantrasyonu ise 388.98 ± 3.34 Bqkg⁻¹ ile 1563.64 ± 7.68 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 791.58 ± 5.78 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Bu radyonüklidlerin ortalama aktivite konsantrasyonları dünya ortalama değerleri ile karşılaştırılmış ve toprak örneklerindeki ²²⁶Ra aktivite konsantrasyonunun dünya ortalama değeri ile uyumlu olduğu, ²³²Th ve ⁴⁰K aktivite konsantrasyonlarının dünya ortalama değerlerinin biraz üzerinde olduğu belirtilmiştir. Ayrıca bu çalışmada doğal radyoaktiviteden kaynaklanan radyasyon tehlikelerini değerlendirmek amacıyla radyum eşdeğer aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri ve dış tehlike indeksi hesaplanmış ve ortalama değerleri sırasıyla 205.47 Bqkg⁻¹, 95.07 nGyh⁻¹, 0.116 mSv/y ve 0.554 olarak bulunmuştur[10].

Yemen'in güneyindeki Aden limanı etrafında 30 cm derinlikten alınan 36 farklı tarım toprağı örneklerinin radyoaktivite konsantrasyonları Harb S. ve arkadaşları tarafından

2015 yılında yapılan çalışmada belirlenmiştir. Toplanan toprak örneklerinin gama spektrometrik analizleri NaI(Tl) sintilasyon dedektörü kullanılarak yapılmıştır. ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ^{214}Bi 'ün 1120 ve 1764.5 keV'deki gama pikleri ve ^{214}Pb 'ün 351.93 keV'deki gama piki kullanılarak belirlenmiştir. ^{232}Th aktivite konsantrasyonu, ^{208}Tl 2614.5 keV'deki piki ve ^{228}Ac 'in 911 keV'deki piki kullanılarak belirlenmiştir. Analizlerde ^{40}K aktivite konsantrasyonunun belirlenmesinde ise 1460 keV'deki gama piki kullanılmıştır. Beer Ahmed- Beer Fadle bölgesinden toplanan örneklerdeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla 48.01 ± 3.84 , 58.11 ± 4.65 ve 624.80 ± 49.98 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Daar-Saad-Al-Masabian bölgesinden toplanan örneklerdeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin ortalama aktivite konsantrasyonları ise sırasıyla 70.78 ± 5.66 , 84.75 ± 6.78 ve 771.53 ± 61.72 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Yine bu çalışmada çevresel örneklerdeki doğal radyonüklidlerden kaynaklanan radyasyon tehlikelerini değerlendirmek amacıyla radyum eşdeğer aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri ve dış tehlike indeksi hesaplanmıştır. Radyum eşdeğer aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri ve dış tehlike indeksinin ortalama değerleri Beer Ahmed- Beer Fadle bölgesi için sırasıyla 179.23 Bqkg⁻¹, 82.98 nGyh⁻¹, 0.100 mSvy⁻¹ ve 0.48 ve Daar-Saad-Al-Masabian bölgesi için ise sırasıyla 251.38 Bqkg⁻¹, 114.07 nGyh⁻¹, 0.14 mSvy⁻¹ ve 0.68 olarak bulunmuştur. Ayrıca çalışmada ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonlarının dünya ortalama değerlerinden büyük olduğu belirtilmiştir. Bu farklılığın tarım topraklarında kullanılan gübrelere bağlı olduğu ve özellikle Fosfat gübrelere kullanımının kontrol altına alınması gerektiği bildirilmiştir[11].

Muhammed Abu Shayeb vd. tarafından 2017 yılında yapılan çalışmada, Suudi Arabistan'ın üç farklı bölgesinden (Buraidah, Al-Zulfi ve Al-Majmaah bölgelerinden) toplanan toprak örneklerinin ve bu bölgelerdeki hurma çiftliklerinden toplanan 9 hurma örneğinin doğal radyoaktivite seviyeleri yüksek çözünürlüklü germanyum (HpGe) dedektörlü gama ışını spektrometresi kullanılarak incelenmiştir. Yapılan çalışmada ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ^{214}Pb 'ün 241.295 ve 351 keV'deki gama pikleri ve ^{214}Bi 'ün 609.1120 ve 1764 keV'deki pikleri kullanılarak belirlenmiştir. Benzer şekilde ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{212}Pb 'nin 238 keV'deki piki, ^{228}Ac 'nin 338.463 ve 911.964 ve 969 keV'deki pikleri, ^{214}Bi 'nin 727 keV'deki piki ve ^{208}Tl 'in 583 keV ve

860 keV'deki pikleri kullanılarak belirlenmiştir. ^{40}K ve ^{137}C 'nin aktivite konsantrasyonları ise sırasıyla 1460 keV ve 661 keV'deki tekli gama pikleri kullanılarak belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda toprak örneklerinden ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla 12.8 ± 2.2 , 102 ± 2.1 , 329 ± 87 ve 0.28 ± 0.10 Bqkg⁻¹ olarak ölçülmüş ve hurma örneklerinde ^{137}Cs radyoaktif çekirdeğine rastlanmamıştır. Ayrıca çalışmada ^{276}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K radyoaktif çekirdeklerinin transfer faktörlerinin geometrik ortalamaları sırasıyla 0.33, 0.21 ve 0.51 olarak bulunmuştur[12].

M.A. Hilal vd. tarafından 2018 yılında yapılan çalışmada Mısır'da toprak örneklerindeki doğal radyoaktif çekirdeklerin aktivite konsantrasyonları yüksek çözünürlüklü germanyum (HpGe) dedektöründen oluşan gama ışın spektrometresi kullanılarak tespit edilmiştir. Çalışmada ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyoaktif çekirdeklerinin nitel ve nicel analizleri yapılmıştır. ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ^{214}Pb 'ün 351.9 keV'deki piki ve ^{214}Bi 'nin 609 ve 1764.5 keV'deki pikleri kullanılarak belirlenmiştir. Benzer şekilde ^{232}T aktivite konsantrasyonu ^{212}Pb 'nin 238.6 keV'deki piki, ^{228}Ac 'in 911.1 keV'deki piki ve ^{208}Tl 'nin 583 ve 2614.7 keV'deki pikleri kullanılarak belirlenmiştir. ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonu ise direkt olarak 1460 keV'deki kendi piki kullanılarak belirlenmiştir. İncelenen toprak örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 28 ± 2 Bqkg⁻¹ ile 322 ± 26 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 132 Bqkg⁻¹, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 91 ± 8 Bqkg⁻¹ ile 309 ± 28 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 198 Bqkg⁻¹ ve ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise 81 ± 6 Bqkg⁻¹ ile 339 ± 24 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 236 Bqkg⁻¹ olarak ölçülmüştür. Çalışmada ayrıca radyum eşdeğer aktivitesi, soğrulan doz oranı, yıllık etkin doz ve yaşam boyu kanser riski gibi çeşitli radyasyon tehlike parametreleri hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar çalışma bölgesindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonların dünya ortalama değerlerinden yüksek olduğunu ve hesaplanan radyasyon tehlike parametrelerin çalışma bölgesinin müsaade edilebilir değerlerin üzerinde olduğunu göstermiştir[13].

F.S. Ereeş vd. tarafından 2005 yılında yapılan çalışmada, Manisa ilinde 64 farklı bölgeden toplanan yüzey topraklarında doğal radyoaktivite konsantrasyonları NaI(Tl)

sintilatör dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Yeryüzü kaynaklı radyonüklidlerin radyoaktiviteleri ve bu radyonüklidlerin aktivitelerinden kaynaklanan soğurulan gama doz oranları tespit edilmiştir. Yapılan analizlerde ^{238}U aktivite konsantrasyonu ^{214}Bi 'ün 1764 keV'deki piki, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{208}Ac 'in 2614 keV'deki piki kullanarak tespit edilmiştir. ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise 1460 keV'deki kendi piki kullanılarak tespit edilmiştir. Toprak örneklerindeki ^{238}U aktivite konsantrasyonu 22 Bqkg⁻¹ ile 35 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 28.5 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 18 Bqkg⁻¹ ile 36 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 27 Bqkg⁻¹ ve ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise 210 Bqkg⁻¹ ile 470 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 340 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Ayrıca bu çalışmada doğal radyonüklidlerden kaynaklanan ortalama yıllık etkin doz kişi başına 66 µSv olarak hesaplanmıştır[14].

M. Bolca vd. tarafından 2007 yılında yapılan çalışmada, Gediz nehri havzasında özellikle fosfat gübrelerinin kullanıldığı tarım alanlarında gübre kullanımına bağlı olarak toprak örneklerinin doğal radyoaktivite seviyelerindeki artışlar tespit edilmiştir. Toprak örneklerinin yanı sıra aynı alanlardan toplanan biber, patlıcan, domates gibi sebze örneklerinde doğal radyoaktif çekirdeklerin aktivite konsantrasyonları incelenmiştir. ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K doğal radyonüklidlerinin radyoaktivite konsantrasyonları NaI(Tl) sintilasyon dedektörlü gama ışını spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. Yapılan analizlerde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ^{214}Bi 'ün 1764 keV'deki piki, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{208}Ac 'in 2614 keV'deki piki kullanarak tespit edilmiştir. ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise 1460 keV'deki kendi piki kullanılarak tespit edilmiştir. Tarımsal alanlardan toplanan sebze örneklerinde ^{40}K aktivite konsantrasyonu 491.62 Bqkg⁻¹ ile 2324.51 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 15.96 Bqkg⁻¹ ile 52.80 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonu minimum dedekte edilebilir seviye (MDA) ile 10.54 Bqkg⁻¹ arasında ölçülmüştür. Sebze örneklerinin toplandığı tarımsal alanlardaki toprak örneklerinde ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th aktivite konsantrasyonları sırasıyla 325.89-530.52 Bqkg⁻¹, 46.5-68.83 Bqkg⁻¹, 9.29-50.57 Bqkg⁻¹ aralıklarında bulunmuştur. Gübre kullanılmayan alanlardaki toprak örnekleri için aktivite konsantrasyonları; ^{40}K için 240.40-403.09 Bqkg⁻¹ aralığında, ^{226}Ra için 35.61 Bqkg⁻¹ aralığında ve ^{232}Th için 7.40-38.53 Bqkg⁻¹ aralığında

bulunmuştur. Çalışmada fosfat gübreleri kullanımının topraklardaki doğal radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonlarını az da olsa değiştirdiği bildirilmiştir[15].

M. Değerli vd. tarafından 2007 yılında çalışmada, Adana ili yüzey topraklarındaki doğal radyoaktif çekirdeklerin radyoaktivite konsantrasyonları yüksek çözünürlüklü germanyum (HpGe) dedektörlü gama ışını spektrometresi kullanılarak ölçülmüştür. Yapılan analizde; ^{232}Th aktivite konsantrasyonu bulunurken ^{228}Ac 'un 911 keV'deki piki ve ^{208}Tl 'in 583 keV'deki piki, ^{238}U aktivite konsantrasyonu bulunurken ^{226}Ra 'nın 186 keV'deki piki, ^{214}Pb 351,9 keV'deki piki ve ^{214}Bi 'un 609,2 keV'deki piki kullanılmıştır. ^{40}K ve ^{137}Cs 'un aktivite konsantrasyonları bulunurken de sırasıyla 1460 keV ve 661.66 keV'deki pikleri kullanılmıştır. ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla 17.6, 21.1 ve 297.5 Bqkg⁻¹ olarak bulunmuştur. Bir yapay radyoaktif çekirdek olan ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu ise 0.1 Bqkg⁻¹ ile 28.0 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ölçülmüştür. Çalışmada ayrıca toprak örneklerinin alındığı çalışma istasyonlarında dış alan gama doz ölçümleri taşınabilir gama sintilasyon dedektörü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Çalışma istasyonlarında ortalama gama doz oranı 67 nGy/h ve yıllık etkin eşdeğer doz 82 μSvy^{-1} olarak bulunmuştur. Adana ili toprakları için elde edilen ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyoaktivite konsantrasyonlarının literatürde verilen değerlerle uyumlu olduğu belirtilmiştir[16].

Giresun ilinde 2008 yılında yapılan çalışmada toprak örneklerinin gama aktiviteleri N. Çelik vd. tarafından yüksek çözünürlüklü germanyum (HpGe) dedektörü kullanılarak ölçülmüştür. Yapılan analizde; ^{232}Th aktivite konsantrasyonu bulunurken ^{228}Ac 'un 911 keV'deki piki ve ^{208}Tl 'in 583 keV'deki piki, ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu bulunurken ^{212}Pb 'nin 238 keV'deki piki, ^{214}Pb 351.9 keV'deki piki ve ^{214}Bi 'un 609.2 keV'deki piki kullanılmıştır. ^{40}K ve ^{137}Cs 'un aktivite konsantrasyonları bulunurken de sırasıyla 1460 keV ve 661.66 keV'deki pikleri kullanılmıştır. Yapılan analizler sonucunda toprak örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu 10 ± 0.4 Bqkg⁻¹ ile 67 ± 21 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 33 ± 13 Bqkg⁻¹, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu 6 ± 0.1 Bqkg⁻¹ ile 82 ± 22 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 43 ± 14 Bqkg⁻¹, ^{40}K aktivite konsantrasyonu 220 ± 43 Bqkg⁻¹ ile 1301 ± 123 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 733 ± 86 Bqkg⁻¹ ve ^{137}Cs aktivite konsantrasyonu 41 ± 13 Bqkg⁻¹ ile 1304 ± 41 Bqkg⁻¹ değerleri arasında

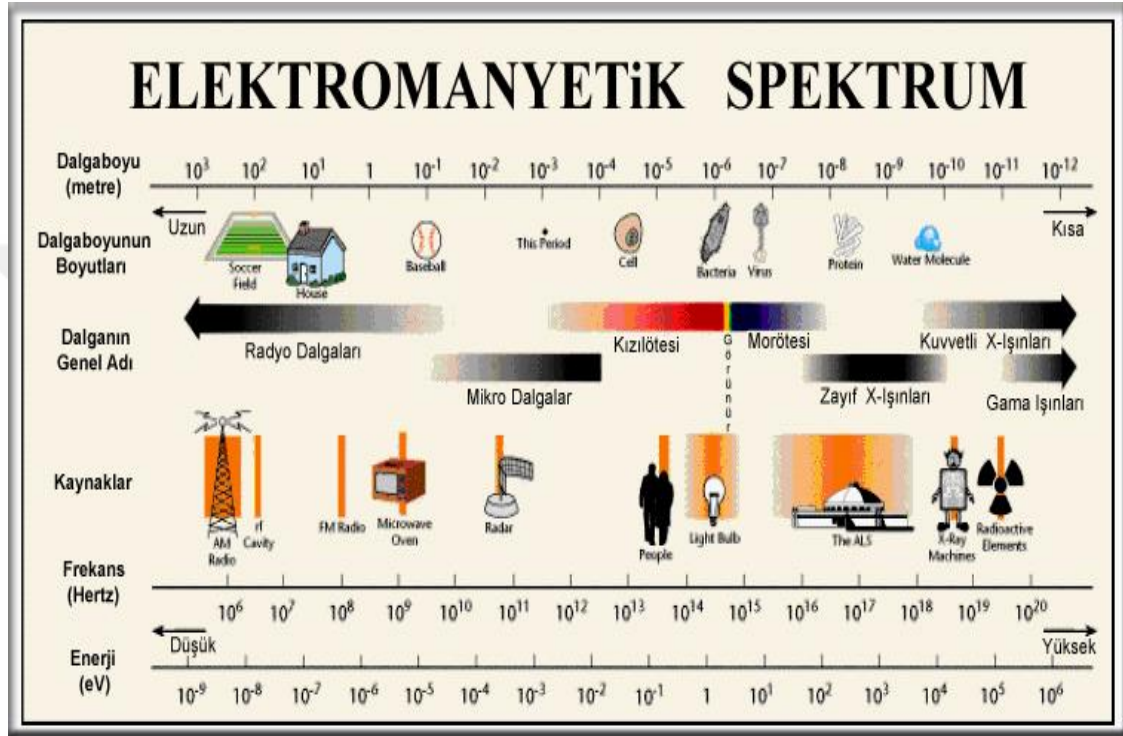
ortalama $318 \pm 46 \text{ Bqkg}^{-1}$ olarak bulunmuştur. Çalışmada ayrıca toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklidlerinden kaynaklanan etkin doz $26 \mu\text{Svy}^{-1}$ ile $196 \mu\text{Svy}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $92 \mu\text{Sv}$ ve ^{137}Cs radyonüklidinin sebep olduğu etkin doz ise $2 \mu\text{Svy}^{-1}$ ile $48 \mu\text{Svy}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $11 \mu\text{Svy}^{-1}$ olarak ölçülmüştür[17].

G.B. Cengiz tarafından 2018 yılında yapılan çalışmada Kars ilinin Digor ilçesinde toplanan toprak ve mera bitkisi örneklerinin doğal radyoaktivite seviyeleri ve doğal radyonüklidlerin topraktan bitkiye transfer faktörleri hesaplanmıştır. Örneklerin gama spektrometrik analizleri NaI(Tl) sintilasyon dedektörü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Analizlerde ^{40}K aktivite konsantrasyonu 1460 keV'deki piki, ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ^{214}Bi 'un 1764.5 keV'deki piki ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ^{208}Tl 2614.5 keV'deki piki kullanılarak belirlenmiştir. İncelenen toprak örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu $60.2 \pm 12.5 \text{ Bqkg}^{-1}$ ile $98.1 \pm 13.3 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $80.1 \pm 13.8 \text{ Bqkg}^{-1}$, ^{232}Th aktivite konsantrasyonu $54.7 \pm 11.6 \text{ Bqkg}^{-1}$ ile $81.1 \pm 13.3 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $65.7 \pm 12.6 \text{ Bqkg}^{-1}$ ve ^{40}K aktivite konsantrasyonu $450 \pm 38.5 \text{ Bqkg}^{-1}$ ile $736.6 \pm 50.2 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $617.0 \pm 45.5 \text{ Bqkg}^{-1}$ olarak bulunmuştur. Mera otu örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th , ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları sırasıyla 21.8 ± 6.5 - $49.6 \pm 13.4 \text{ Bqkg}^{-1}$, 51.9 ± 113.5 - $127.7 \pm 23.8 \text{ Bqkg}^{-1}$ ve 309.5 ± 33.5 - $807.3 \pm 64.4 \text{ Bqkg}^{-1}$ aralıklarında bulunmuştur. Ayrıca çalışmada topraktan mera otuna transfer faktörleri hesaplanmış ve transfer faktörleri ^{226}Ra için 0.26 ile 0.69 aralığında, ^{232}Th için 0.64 ile 1.99 aralığında ve ^{40}K için 0.64 ile 1.40 aralığında bulunmuştur. Çalışma sonucunda ^{226}Ra bitki gövde ve yapraklarına oranla köklerde tutulduğu, ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun sap>yaprak>kök olarak azalma eğiliminde olduğu ve ^{40}K aktivite konsantrasyonunun bitki saplarında daha yüksek olduğu bildirilmiştir[18].

1.2. Radyasyon ve Çeşitleri

Radyasyon kelimesi 1900lü yıllara kadar elektromanyetik dalgaları tanımlamak için kullanılmıştır. Bu yüzyılın başlarında elektronlar, X ışınları ve doğal radyoaktivite

keşfedilmiş ve radyasyon teriminin çatısı altında toplanmıştır. Günümüzde radyasyon kelimesi, atomik ve atom altı parçacıkların yanı sıra tüm elektromanyetik spektrumu ifade etmekte kullanılır[19]. En genel anlamda radyasyon veya ışınım “kaynağından ıraksayan doğru çizgiler boyunca, uzağa doğru dalga veya parçacıklar şeklinde yayınlanan enerji” olarak tanımlanmaktadır[20].



Şekil 1.1: Elektromanyetik spektrum[21].

Radyasyon, parçacık ve dalga tipi radyasyon, zararlı ve zararsız radyasyon veya iyonlaştırıcı ve iyonlaştırıcı olmayan radyasyon olmak üzere çeşitli kategorilerde sınıflandırılabilir. Ancak günümüzde genellikle radyasyon, iyonlaştırıcı radyasyon ve iyonlaştırıcı olmayan radyasyon olmak üzere iki kategoride incelenmektedir[22].

1.2.1. İyonlaştırıcı Olmayan Radyasyon

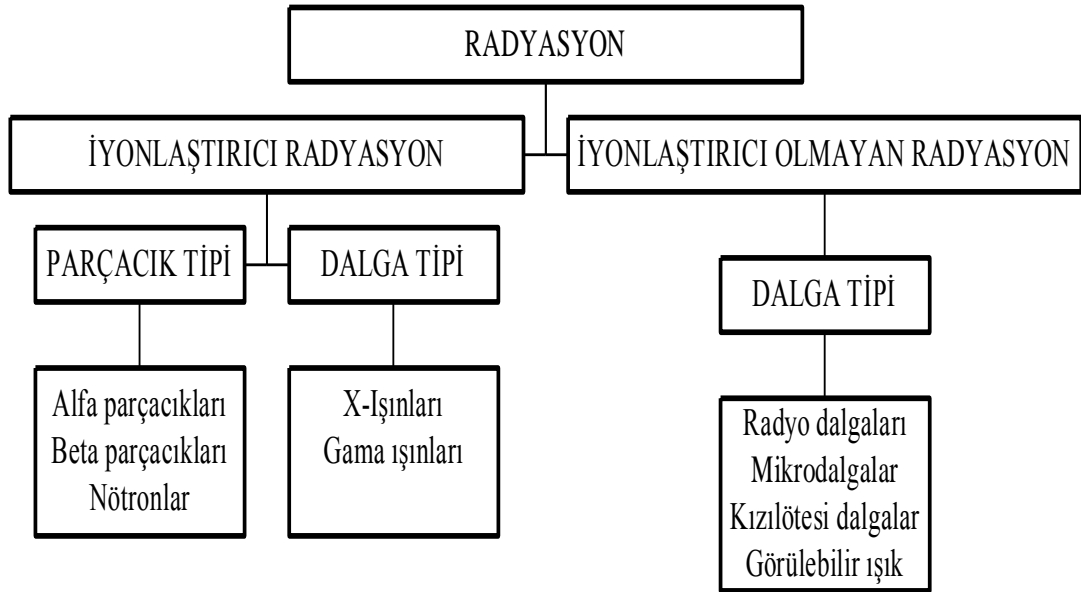
İyonlaştırıcı olmayan radyasyon, canlı doku ve organlarda da büyük hasara yol açmaz. İyonlaştırıcı olmayan radyasyon, elektromanyetik spektrumun yaklaşık 10 nm veya daha uzun dalga boylu ($\lambda \geq 10$ nm) kısmıdır. Şekil 1.1 'de verildiği gibi

Elektromanyetik spektrumun bu kısmı mor ötesi, görünebilir bölge, kızıl ötesi bölge(infrared), mikro dalgalar ve radyo dalgalarından oluşmaktadır[19].

1.2.2. İyonlaştırıcı Radyasyon

İyonlaştırıcı kelimesi, radyasyonun etkileştiği ortamdaki atom veya moleküllerden elektron kopararak yüklü parçacıklar oluşturma özelliğini ifade etmektedir[19]. İyonlaşma olayının canlı doku ve organlarda da meydana gelebileceğinden, tüm canlıları iyonlaştırıcı radyasyonun zararlı etkilerinden korumak için gerekli önlemler alınmalıdır[23].

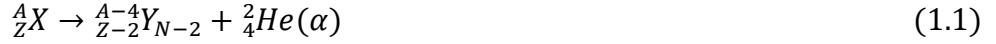
İyonlaştırıcı radyasyon elektromanyetik spektrumun geriye kalan kısmını (X ışınları, γ -ışınları), atomik ve atom altı parçacıkların elektron, pozitron, alfa parçacıkları, beta parçacıkları ve nötronları kapsamaktadır[19]. Şekil 1.2'den de görülebileceği gibi parçacık tipi iyonlaştırıcı radyasyon çeşitleri alfa parçacıkları, beta parçacıkları ve nötronlar, dalga tipi iyonlaştırıcı radyasyon çeşitleri ise X ışınları, γ -ışınları ve kozmik ışınlar olarak sınıflandırılabilir[23].



Şekil 1.2 Radyasyon çeşitleri[25].

1.2.2.1. Alfa Parçacıkları

Alfa parçacıkları kararsız radyoaktif çekirdeklerin kararlı hale geçerken yayınladıkları 2 proton ve 2 nötrona sahip pozitif yüklü helyum çekirdeklerdir ve α sembolü ile gösterilirler. Alfa bozunmasına ait denklem



şeklindedir[21,26,27]. Alfa parçacıklarının havadaki menzilleri birkaç cm mertebesindedir ve kağıt gibi ince malzemelerle tamamen durdurulabilirler. Havadaki menzilleri çok kısa olduğundan alfa parçacıkları dış ışınlanmaya neden olmazlar ancak yüklü parçacıklar oldukları için çeşitli yollarla vücuda alındıklarında mide ve yakınındaki organların yüksek radyasyon dozuna maruz kalmasına neden olabilirler [23,26].

1.2.2.2. Beta Parçacıkları

Beta parçacıkları, alfa parçacıkları gibi kararsız radyoaktif çekirdeklerin kararlı hale geçerken yayınladıkları pozitif veya negatif yüklü elektronlardır. Beta bozunumunun; β^- bozunumu, β^+ bozunumu ve Elektron Yakalama Olayı olmak üzere üç farklı türü vardır.

β^- bozunumu; bir radyoaktif çekirdeğin kararsızlığı çekirdekteki nötron fazlalığından kaynaklanması durumunda, çekirdekteki nötronlardan birini bir proton, bir elektron ve bir antinötrinoya dönüştüğü süreçtir. β^- bozunumuna ait reaksiyon denklemi



şeklindedir. Eğer bir radyoaktif çekirdeğin kararsızlığı proton fazlalığından kaynaklanıyorsa, denklem (1.2)'den de görüldüğü gibi protonlardan biri bozunarak bir nötron, bir pozitif yüklü elektron(pozitron) ve bir nötrinoya dönüşür. β^+ bozunumuna ait reaksiyon denklemi



şeklindedir. Elektron Yakalama Olayında ise atomun çekirdeğe yakın yörüngelerdeki elektronlarından biri çekirdek tarafından yakalanır ve elektronla bir proton birleşerek nötron ve nötrinoya dönüşür. Bu bozunma çekirdeğin kararsızlığının proton fazlalığından kaynaklandığı durumlarda meydana gelir ve bu bozunuma ait reaksiyon denklemi



şeklindedir[21,26,27]. Alfa parçacıklarına göre kütleleri çok daha küçük olduğundan β parçacıkları havada birkaç metre gidebilirler ve doku veya malzemeler içine giricilikleri alfa parçacıklarına göre daha yüksektir. Beta parçacıklarını durdurabilmek için birkaç milimetre kalınlığındaki plastik, cam veya metal tabakalar yeterlidir. Beta parçacıkları, alfa parçacıkları gibi solunun veya sindirim yoluyla vücuda alındığında radyasyon tehlikesine neden olabilirler[34].

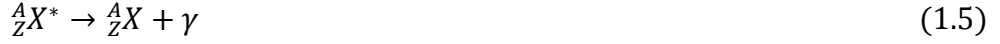
1.2.2.3. Nötronlar

Nötronlar kütleleri protonun kütlesine yakın ancak elektrik yükleri olmayan parçacıklardır. Normal radyoaktif bozunma olayı sonucu meydana gelmezler. Atom çekirdeğinden nötron çıkışı “Fisyon Olayı” neticesinde olur. Elektriksel olarak yüksüz olduklarından çok girici olabilirler, vücut içerisine kolayca nüfuz edebilirler ve demir, beton gibi maddelerden geçerler. Kalın beton, su veya parafin kütleleriyle zırlama yapılarak nötron radyasyonundan kaynaklanan ışınlamalar azaltılabilir[23].

1.2.2.4. Gama Işınları

Gama ışınları, radyoaktif bozunmalar sonucunda uyarılmış durumda kalan kararsız atom çekirdeklerinin taban enerji seviyesine geçerken yayınladığı yüksek enerjili fotonlardır.

Kütlesiz ve yüksüzdürler[23,24]. Dalga boyları elektromanyetik spektrumun 10^{-10} m ve 10^{-14} m bölgesinde olup yüksek enerjilerinden dolayı yüksek derecede giricilik özelliğine sahiptirler[20,27]. Gama bozunumunda uyarılmış seviyedeki çekirdek daha düşük enerji seviyesine geçer ve enerjisi bu iki seviyesi arasındaki enerji farkına eşit bir foton yayınlanır. Gama bozunumuna ait denklem

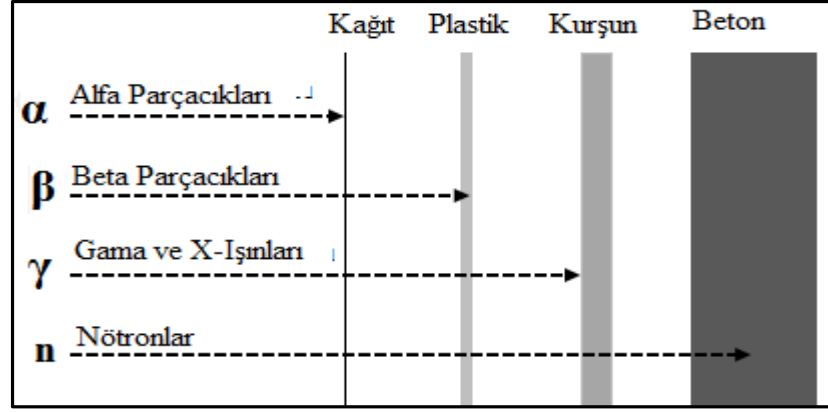


şeklindedir. Bu denklemde ${}^A_ZX^*$ uyarılmış durumdaki çekirdeği göstermektedir[26]. Gama ışınları canlı dokular tarafından soğurulduğunda, elektronlarla etkileşerek atomlarda iyonlaşmaya neden olurlar ve ciddi hasarlara yol açabilirler. Sindirim veya solunum yoluyla vücuda alınmadan da iç organlara ciddi radyasyon dozu verebilirler. Bu nedenle çok girici olan bu radyasyona karşı, kurşun ya da çelik gibi, yoğunluğu yüksek ve kalın malzemelerle zırhlama sağlanabilir[20,23,24].

1.2.2.5. X ışınları

X ışınları, yüksek enerjili elektronların veya yüklü parçacıkların hedef içerisinde adım adım yavaşlatılması veya atomların iç yörüngelerindeki elektron geçişleri ile meydana gelen yüksek enerjili, düşük dalga boylu elektromanyetik ışımalar. X ışınları 10^{-8} m ile 10^{-13} m aralığında dalga boylarına sahiptirler[20].

Tıpta teşhis ve tedavi amaçlı yaygın kullanımının yanı sıra, kristal yapının belirlenmesi, atomik parametrelerin belirlenmesi gibi çeşitli alanlarda kullanılmaktadırlar. Gama ışınlar gibi çok giricidirler ve yoğunluğu yüksek olan kurşun gibi malzemelerle zırhlama gerektirirler. Zırhlamanın olmadığı durumlarda iç organlara ciddi radyasyon dozu verebilir[23,24]. İyonlaştırıcı radyasyon türlerinin giricilikleri Şekil 1.3'de gösterilmiştir[23].



Şekil 1.3:Farklı radyasyon türlerinin giricilikleri[23].

1.3. Radyasyon Birimleri

Radyasyon çalışmalarında aktivite, ışınlama dozu, soğurulan doz ve eşdeğer doz için tanımlanmış özel birimler sırasıyla; Curie (Ci), Röntgen (R), rad ve rem'dir. Bu özel birimler yerine Uluslararası Birimler Sisteminde (SI'da) aynı kavramlar için sırasıyla Becquerel (Bq), Coulomb/kg, Gray (Gy), ve Sievert (Sv) kullanılmaktadır. Radyasyon birimleri ve radyasyon birimlerinin dönüşüm faktörleri Tablo 1.1'de verilmektedir[25].

Tablo 1.1: Radyasyon birimleri ve dönüşüm faktörleri[28].

Büyüklik	SI Birimi ve Sembolü	Özel Birimi ve sembolü	Dönüşüm Faktörü
Aktivite	Becquerel(Bq)	Curie (Ci)	$1\text{Ci} = 3.7 \times 10^{10}\text{Bq}$
İşinlama	Röntgen (C/kg)	Röntgen (R)	$1\text{C/kg} = 3876\text{R}$
Soğurulan Doz	Gray (Gy) (j/kg)	Rad (rad)	$1\text{Gy}=100\text{rad}$
Eşdeğer Doz	Sievert (Sv)	Rem (rem)	$1\text{Sv}=100\text{rem}$

1.3.1. Aktivite Birimi

Aktivite birimleri Becquerel ve Curie olup, genelde büyük aktiviteli radyasyon kaynakları için Curie (Ci), küçük aktiviteli radyasyon kaynakları için Becquerel (Bq) birimi kullanılmaktadır[29]. Saniyede 3.70×10^{10} parçalanma veya bozunma gösteren bir maddenin aktivitesi 1 Ci' dir. Becquerel ise aktivitenin SI birim sistemine göre yeni birimidir ve saniyede bir parçalanma yapan çekirdeğin aktivitesi 1 Bq'dir. Bu iki birimin arasındaki ilişki $1\text{Ci} = 3.70 \times 10^{10}\text{Bq}$ ve $1\text{Bq} = 2.7 \times 10^{-11}\text{Ci}$ şeklindedir[25,29].

1.3.2. Işınlama Birimi

Işınlama birimi, havada iyonizasyon meydana getiren radyasyon miktarını tanımlamada kullanılan bir birim olup, özel birimi Röntgen (R) ve SI birimi Coulomb/kilogram (C/kg)'dır. Röntgen: "Normal hava şartları altında havanın 1 kg'ında 2.58×10^{-4} C' luk elektrik yükü değerinde pozitif ve negatif iyonlar oluşturan X ve gama ışını miktarı" olarak tanımlanmaktadır. SI birim sisteminde ise "1 Coulomb/kg; normal hava şartları altında havanın 1 kilogramında 1 coulombluk elektrik yükü değerinde pozitif ve negatif iyonlar oluşturan X ve gama ışını miktarı" şeklinde tanımlanmıştır. Bu iki birim arasındaki ilişki $1\text{C/kg} = 3.88 \times 10^{-3}\text{R}$ veya $1\text{R} = 2.58 \times 10^{-4}\text{C/kg}$ şeklindedir[25,29].

1.3.3. Soğurulmuş Doz

Soğurulmuş doz, insan dokusu gibi herhangi bir ortamda depolanan radyasyon enerjisinin ölçüsüdür ve özel birimi rad (Roentgen Absorbed Dose), SI birimi ise gray (Gy)'dir. Rad; ışınlanan herhangi bir maddenin 1 kilogramına 10^{-2} joule'lük enerji veren radyasyon miktarı, Gy ise ışınlanan maddenin 1kg'ına 1 joule'lük enerji aktaran radyasyon miktarı olarak tanımlanmaktadır. Bu iki birim arasındaki ilişki $1\text{Rad} = 10^{-2}\text{Gy}$ ve $1\text{Gy} = 100\text{rad}$ şeklindedir[25,28].

1.3.4. Eşdeğer Doz Birimi

Eşdeğer doz farklı radyasyon türlerinin, bir doku ya da organ üzerinde oluşturacağı biyolojik etkileri inceleyebilmek için kullanılan bir birim olup ve özel birimi Rem (Roentgen Equivalent Man), SI birim ise Sievert (Sv)'tir. "Rem, 1 röntgenlik X veya gama ışını ile aynı biyolojik etkiyi meydana getiren radyasyon miktarı ve 1 Sv ise 1Gy'lik X veya gama ışını ile aynı biyolojik etkiyi meydana getiren bir radyasyon miktarı" olarak tanımlanmaktadır. Bu iki birim arasındaki ilişki $1\text{Rem} = 10^{-2}\text{Sv} = 1\text{Sv} = 100\text{rem}$ olarak verilir. Dokuda eşdeğer doz (H_T), soğurulmuş dozu ile radyasyon ağırlık faktörünün çarpımına eşittir ve aşağıdaki (1.6) bağıntısı kullanılarak hesaplanabilir.

$$H_T = \sum W_R D_{TR} \quad (1.6)$$

Bu denklemden; D_{TR} , R radyasyonundan kaynaklanan ve T dokusu üzerinden ortalaması alınmış soğurulmuş doz ve W_R ise radyasyon ağırlık faktörüdür. Radyasyon ağırlık faktörü radyasyon tipine ve enerjisine bağlı olup radyasyonun madde içerisinde birim yol başına kaybettiği enerjinin bir göstergesidir. Bazı radyasyon tipleri için radyasyon ağırlık faktörleri Tablo 1.2'de verilmiştir[23,24,25].

Tablo 1.2: Farklı radyasyon tipleri için kalite faktörleri[25].

Radyasyon Tipi	W_R
Beta Parçacıkları	1
Alfa Parçacıkları	20
X Işınları	1
Gama Işınları	1
Nötronlar (< 10 keV)	5
Nötronlar (10 keV- 100 keV)	10
Nötronlar (10 keV- 2 MeV)	20
Nötronlar (2 MeV- 20 MeV)	10
Nötronlar (> 20 MeV)	5

1.3.5. Etkin Doz Birimi

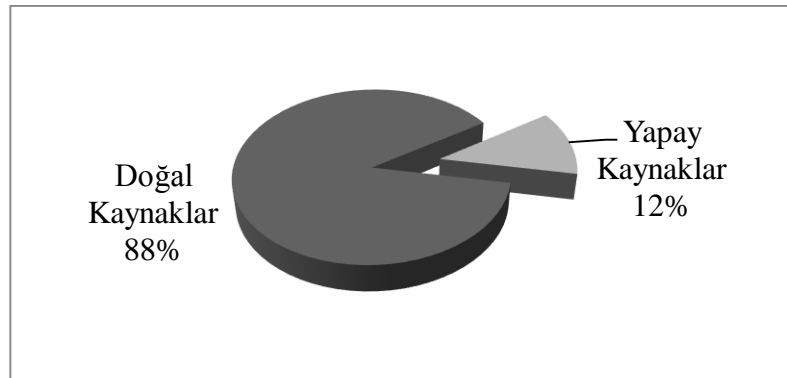
Etkin doz birimi; radyasyona maruz kalınması durumunda, radyasyon türünü ve enerjisini dikkate alarak vücudun tümünün etkilendiği radyasyon dozunu ve ortaya çıkabilecek sağlık risklerini değerlendirmekte kullanılan bir birimdir. Etkin dozun birimi Sievert'tir ve etkin doz denklem (1.7)'de verildiği gibi eşdeğer doz ile doku ağırlık faktörünün çarpımına eşittir.

$$E = \sum_T W_T H_T \quad (1.7)$$

Bu denklemde W_T ; T dokusu veya organının ağırlık faktörü ve H_T ; T dokusu veya organının eşdeğer dozudur[23,24,25].

1.4. Radyasyon Kaynakları

İnsanların sürekli olarak ve kaçınılmaz bir şekilde maruz kaldıkları radyasyon kaynakları, yaygın olarak doğal ve yapay radyasyon kaynakları olmak üzere iki kategoride ele alınmaktadır. Doğal ve yapay radyasyon kaynaklardan maruz kalınan radyasyon seviyeleri bilinmesi, iyonlaştırıcı radyasyon insanlar üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesinde büyük öneme sahiptir[30]. Bu radyasyon kaynaklarından dolayı maruz kalınan küresel radyasyonun oransal değerleri Şekil 1.4 'de verilmektedir[25].



Şekil 1.4: Küresel radyasyonun dozunun oransal değerleri[25].

1.4.1. Doğal Radyasyon Kaynakları

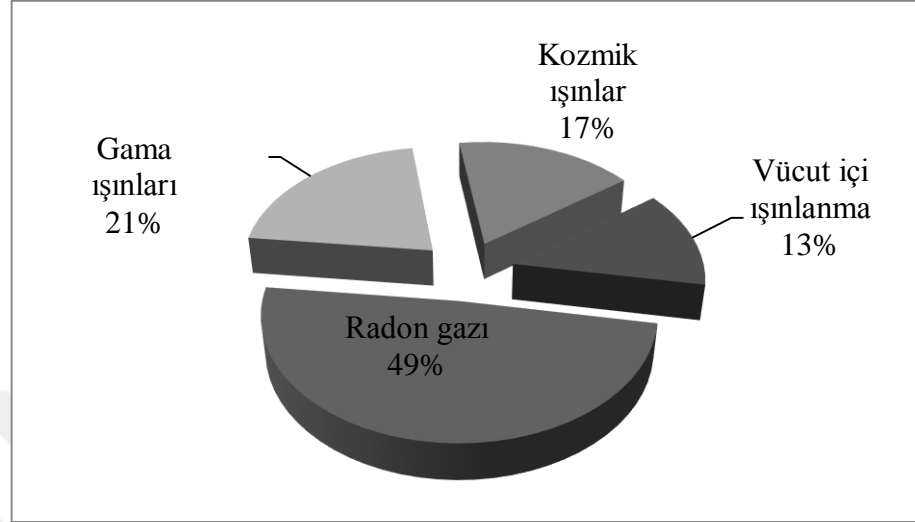
İnsan vücudunun dış kaynaklardan ışınlanması temel olarak ^{238}U ve ^{232}Th serilerindeki radyonüklidlerden ve ^{40}K 'dan gelen gama radyasyonundan kaynaklanmaktadır. Bu radyonüklidler ayrıca insan vücudunda da bulunur ve çeşitli organları alfa parçacıkları, beta parçacıkları ve ayrıca gama ışınları yayınlamaya başlarlar. ^{235}U serileri, ^{87}Rb , ^{138}La , ^{147}Sm ve ^{176}Lu gibi diğer bazı karasal radyonüklidler, doğada düşük seviyelerde var olmakla birlikte, insanların maruz kaldıkları doza katkıları düşüktür[31].

Karasal radyasyon; topraklarda, yapı malzemelerinde, sularda, kayalarda ve atmosferde değişen miktarlarda bulunan radyoaktif nüklidlerden kaynaklanmaktadır. Bu kaynaklardan gelen radyonüklidlerin bazıları, insanlara besin zinciri veya solunum yoluyla aktarılmasıyla direkt olarak iç ışınlanmaya sebep olmaktadır[30]. Çevremiz, içtiğimiz su, soluduğumuz hava ve tükettiğimiz yemekler, çeşitli oranlarda radyasyon yayan izotoplarla kontamine olmuşlardır. Genel olarak, bu izotoplar aşırı derecede tehlikeli olmalarına rağmen, normal değerlerden daha yüksek konsantrasyonlarda olduğu durumlar haricinde, vücudumuza kayda değer bir zarar vermedikleri belirtilmektedir[22].

İnsanların maruz kalınan küresel radyasyon dozunun önemli bir kısmını oluşturan doğal radyasyonun bir kısmını da Güneş ve yıldızlardan gelen yüksek enerjili kozmik ışınlar oluşturmaktadır. Dış uzaydan gelen birincil kozmik ışınlardan kaynaklanan kozmojenik radyasyon direkt olarak dış ışınlanmaya sebep olmaktadır[30]. Dış uzaydan gelen kozmik ışınların atmosferin alt tabakalarındaki elementlerle etkileşmesi sonucunda trityum, karbon, berilyum ve sodyum gibi çeşitli radyoizotoplar oluşturmaktadır. Bu radyoizotopların da solunum veya sindirim yoluyla vücuda alınması çeşitli doku ve organları iç ışınlamaya maruz bırakmaktadır[25].

İnsan vücudu, doku ve organların sürekli olarak düşük seviyede radyasyona maruz kalmasına neden olan eser miktarda radyoaktif elementler içermektedir. Bu içsel (dahili) radyasyon birincil olarak Potasyum-40 ve Karbon-14 izotoplarından kaynaklanmaktadır. Fakat bu radyasyonun doku ve organlara verdiği radyasyon

tehlikesi ihmal edilecek kadar azdır[22]. Şekil 1.5 doğal radyasyon kaynaklarından maruz kalınan küresel radyasyon dozunun oransal değerlerini göstermektedir.



Şekil 1.5: Doğal radyasyon kaynaklarından maruz kalınan küresel radyasyon dozunun oransal değerleri[25].

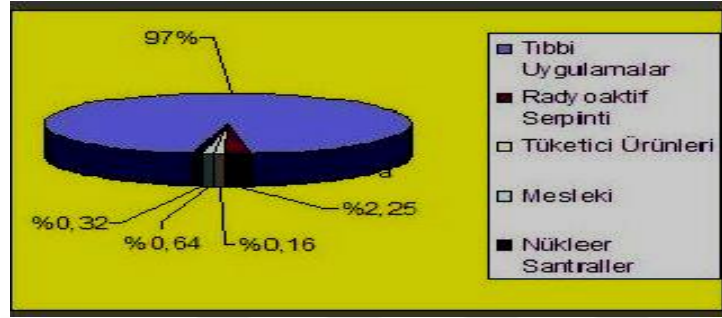
1.4.2. Yapay Radyasyon Kaynakları

Doğal kaynaklı radyonüklidlerin yanı sıra yapay orjinli bir çok radyonüklid çeşitli süreçlerle çevreye yayılmaktadır. ^{90}Sr , ^{137}Cs ve ^{131}I bu radyonüklidlerden bazılarıdır ve nükleer silah denemeleri, Çernobil kazası gibi nükleer reaktör kazaları, nükleer yakıt çevrimi gibi çeşitli süreçlerle çevreye yayılmaktadırlar[31].

1945 ile 1980 yılları arasında gerçekleştirilen nükleer silah denemeleri insanların maruz kaldığı en önemli yapay radyasyon kaynağını oluşturmaktadır[31]. Daha sonra 26 Nisan 1986 yılında meydana gelen Çernobil nükleer santral kazası ile birlikte yaklaşık $9.6 \times 10^{15} \text{Bq}$ ^{137}Cs stratosfere yayılmıştır. Ülkemiz özellikle de Karadeniz bölgesi bu kazadan etkilenmiş ve günümüzde ülkemizde azalan konsantrasyonlarda ^{137}Cs radyonüklidine halen daha rastlanmaktadır[31].

Bunların yanı sıra sağlık alanındaki bazı hastalıkların teşhisinde kullanılan cihazlar ve tedavi uygulamalarında kullanılan yapay radyoaktif maddeler, endüstride tahribatsız muayene, seviye ve yoğunluk ölçümü, tıbbi malzemelerin sterilizasyonu gibi

uygulamalar, iyonlaştırıcı ışınlar yayan televizyon gibi aygıtlarda kullanılan radyasyon yayan kaynaklar ve araştırmalarda kullanılan radyoaktif kaynaklar başlıca yapay radyasyon kaynaklarıdır[25]. İnsanların yapay radyasyon kaynaklarından maruz kaldıkları radyasyon doz oranları Şekil 1.6 'da verilmiştir.

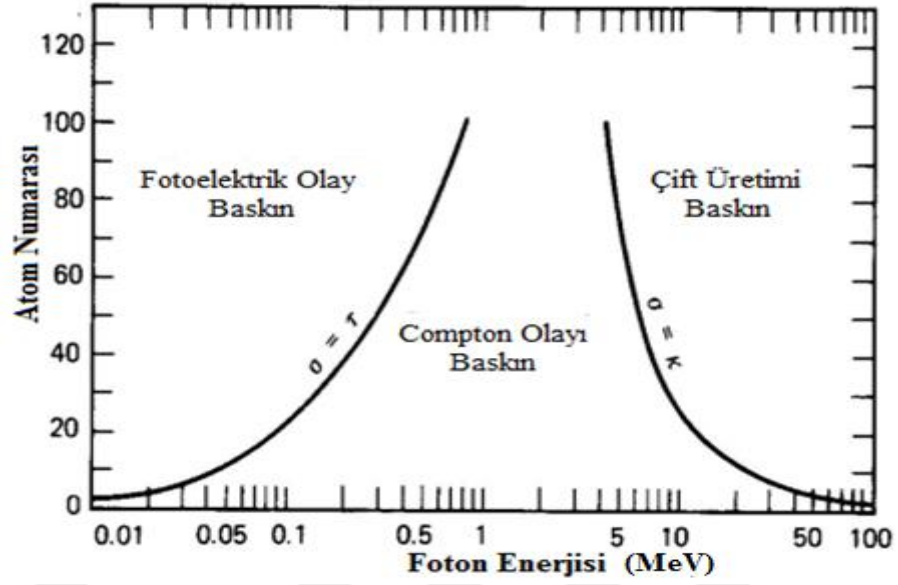


Şekil 1.6: Yapay radyasyon kaynaklarından maruz kalınan küresel radyasyon dozunun oransal değerleri[25].

1.5. Gama Işınlarnın Madde İle Etkileşmesi

Gama ve X ışını gibi bütün elektromanyetik radyasyonlar birçok olayda parçacıklara benzer davranış gösterdiği için, çok küçük enerji paketleri anlamına gelmek üzere bu radyasyonların birim elemanına foton adı verilmiştir. Bir foton, durgun kütlesi ve yükü sıfır olan, ışık hızıyla ($c = 3 \times 10^8$ m/s) hareket eden ve $E = hv$ ($h = 6.62 \times 10^{-34}$ j.s) enerjisine sahip bir parçacıktır. Düşük enerjili ölçümler fotonların dalga özelliklerine, diğer tüm durumlar ise fotonların parçacıklar gibi etkileşimlerine dayanır[19].

Radyasyon ölçümlerinde üç temel etkileşim büyük rol oynamaktadır ve bu etkileşimler Compton saçılması, fotoelektrik olay ve çift oluşumdur. Gelen fotonun enerjisine ve etkileştiği malzemenin atom numarasına bağlı olarak bu etkileşimlerin meydana gelme olasılıkları değişmektedir[19,33]. Gelen fotonun enerjisine ve fotonun etkileşime girdiği malzemenin atom numarasına bağlı olarak bu üç temel etkileşimin baskın olduğu bölgeler Şekil 1.7'de gösterilmektedir[33].

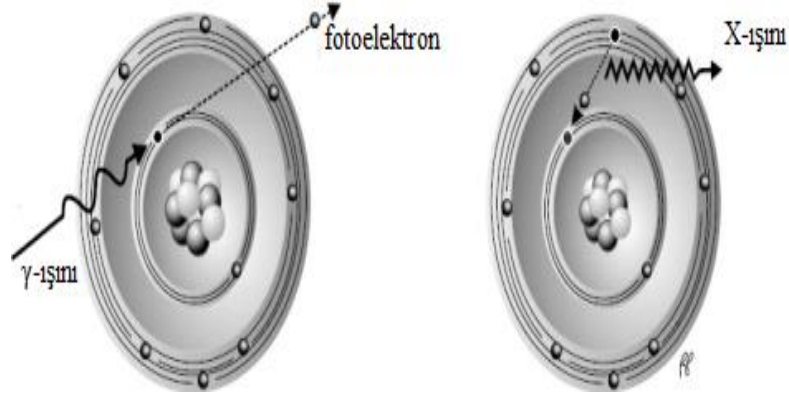


Şekil 1.7: Fotoelektrik olay, Compton saçılması ve Çift oluşumun baskın olduğu bölgeler[33].

Şekil 1.7’de görülebileceği gibi düşük enerjili fotonlarda ve büyük Z (atom numaralı) numaralı atomlarda fotoelektrik olay, yüksek enerjili fotonlarda ve büyük Z numaralı atomlarda çift oluşumu ve orta enerjilerde ise compton saçılması baskındır[33].

1.5.1. Fotoelektrik olay

Fotoelektrik olay, bir kaynaktan yayınlanan yüksek enerjili fotonun (gama ışını veya X ışınlarının) bir hedef ile etkileşmesi sonucu hedeften elektron yayınlanması olayı olarak tanımlanabilir. Hedeften yayınlanan bu elektronlar ise fotoelektron olarak adlandırılır. Fotoelektrik olayın şematik diyagramı Şekil 1.8 ’de gösterilmiştir. Şekilde gösterildiği gibi fotoelektrik olay sonucu, atomdan bir elektron koparılması ile oluşan boşluğun, üst yörüngedeki elektron tarafından doldurması ile birlikte karakteristik X ışınları veya auger elektronları yayınlanır. Yayınlanan bu X ışınları, ikincil elektronlar tarafından soğurular ve tekrar elektron yayınlanmasına neden olur. Böylece enerji kaybı engellenmiş olacaktır[9].



Şekil 1.8: Fotoelektrik olayın şematik gösterimi[34].

Hedef üzerine gelen fotonun enerjisi (E_γ) ve hedeften elektron koparmak için gerekli olan enerji (E_B) olmak üzere bir fotoelektronun kinetik enerjisi denklem (1.8) bağıntısı ile verilir.

$$T_e = E_\gamma - E_B \quad (1.8)$$

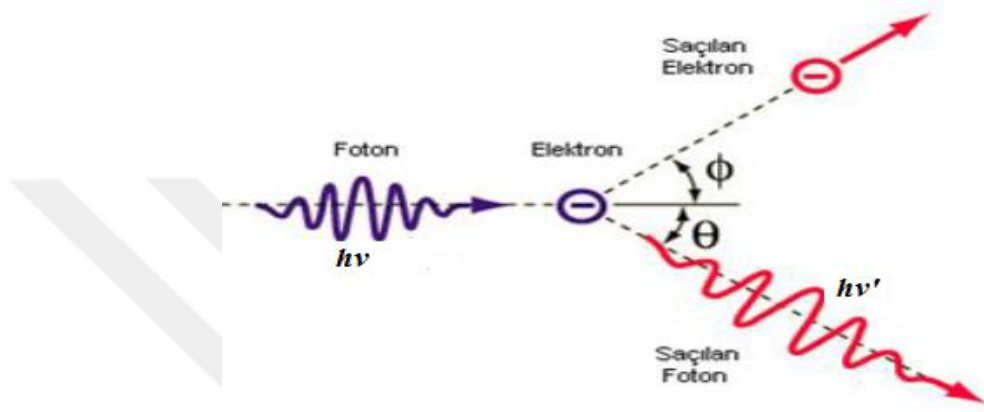
Burada T_e , fotoelektronun kinetik enerjisi, E_B ise elektronun bağlanma enerjisidir. Fotoelektrik olayın meydana gelme olasılığı veya fotoelektrik tesir kesiti, soğurucu atomun Z sayısı ile doğru, gelen fotonun enerjisi ile ters orantılı olup

$$\tau \cong \frac{Z^n}{E_\gamma^{3,5}} \quad (1.9)$$

bağıntısı ile verilir. (1.9) denkleminde verilen Z atom numarası, E_γ ise gelen fotonun enerjisidir[19,33,35]. Gama ışını spektroskopisi için en ideal etkileşme türü fotoelektrik olaydır. Çünkü dedektörle gelen gama ışını enerjisinin çoğu fotoelektronlar tarafından taşınır, geriye kalan kısmı ise X ışınları veya auger elektronları tarafından taşınır. İdeal bir dedektörde; bu enerjilerin toplamı, dedektöre gelen gama ışının enerjisine eşit olacaktır. Bu da gelen gama ışınlarının enerjisinin doğru bir şekilde ölçülmesini sağlamaktadır[33].

1.5.2. Compton saçılması

Compton saçılması soğurucu ortamın bir elektronu ile gelen gama ışını arasında meydana gelir[36]. Compton saçılmasında fotonun enerjisinin tamamı soğurulmaz, fotonun hareket doğrultusu ve enerjisi değişir[19]. Şekil 1.9’da gösterildiği gibi gelen foton, enerjisinin bir kısmını elektrona aktararak θ açısıyla saçılır.



Şekil 1.9: Compton Saçılmasının şematik olarak gösterimi[39].

Saçılan fotonun enerjisi ile gelen fotonun enerjisi arasındaki ilişki aşağıdaki (1.9) bağıntısı ile verilmiştir.

$$hv' = \frac{hv}{1 + \frac{hv}{m_0c^2}(1 - \cos \theta)} \quad (1.10)$$

Bu bağıntıda hv' , saçılan fotonun enerjisi, hv , gelen fotonun enerjisi, m_0c^2 , elektronun durgun kütle enerjisi ve θ ise saçılma açısıdır[36].

Compton saçılma tesir kesiti (σ), saçılmayı yapan maddenin atom numarası (Z) ile orantılı olup aşağıdaki Klein-Nishina bağıntısı ile verilir.

$$\frac{d\sigma}{d\Omega} = Zr_0^2 \left(\frac{1}{1 + \alpha(1 - \cos \theta)} \right)^2 \left(\frac{1 + \cos^2 \theta}{2} \right) \left(1 + \frac{\alpha^2(1 - \cos \theta)^2}{(1 + \cos^2 \theta)[1 + \alpha(1 - \cos \theta)]} \right) \quad (1.11)$$

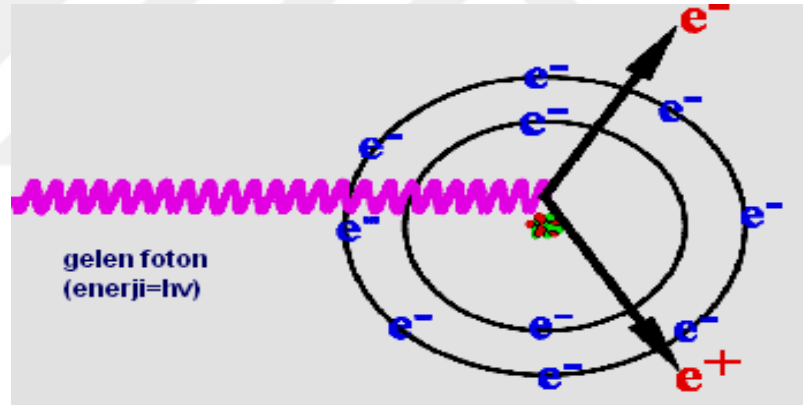
(1.11) bağıntısında $\alpha = h\nu/m_0c^2$ ve r_0 klasik elektron yarıçapıdır[36].

1.5.3. Çift oluşumu

Şekil 1.10’da şematik gösterimi verilen Çift oluşumu, bir fotonun yüksek atom numaralı bir elementin çekirdeğinin yakınından geçerken enerjisini kaybederek bir elektron-pozitron çiftine dönüşmesi olayıdır[28]. Elektron-pozitron çifti gama ışınının enerjisinin, elektronun durgun kütlesi pozitronun durgun kütlesine eşit olduğundan, $2m_e c^2$ (1.02 MeV) olduğu durumlarda meydana gelir[39]. Eğer fotonun enerjisi bu değerden büyükse fazla enerji elektron-pozitron çiftinin kinetik enerjileri olur ve

$$E_{e^-} + E_{e^+} = h\nu - 2m_e c^2 \quad (1.12)$$

bağıntısı ile verilir. Bu bağıntıda çekirdeğin geri tepme enerjisi çok küçük olduğundan ihmal edilmiştir.



Şekil 1.10: Çift oluşumu olayının şematik gösterimi[34].

Oluşan pozitron kinetik enerjisinin çoğunu kaybettikten sonra soğurucu ortamdaki bir elektronla birleşerek yok olur (anihilasyon) ve enerjileri eşit yönleri zıt olan iki foton meydana getirir. Enerjinin korunumu gereği oluşan her bir fotonun enerjisi 0,511 MeV’dir[34].

Çift oluşum olayının meydana gelme ihtimali (κ), gama foton enerjisi ve soğurucu maddenin atom numarasının karesi (Z^2) ile orantılıdır[10] ve aşağıdaki bağıntı ile ifade edilir[37].

$$\kappa \propto Z^2 f(E_\gamma, Z) \quad (1.13)$$

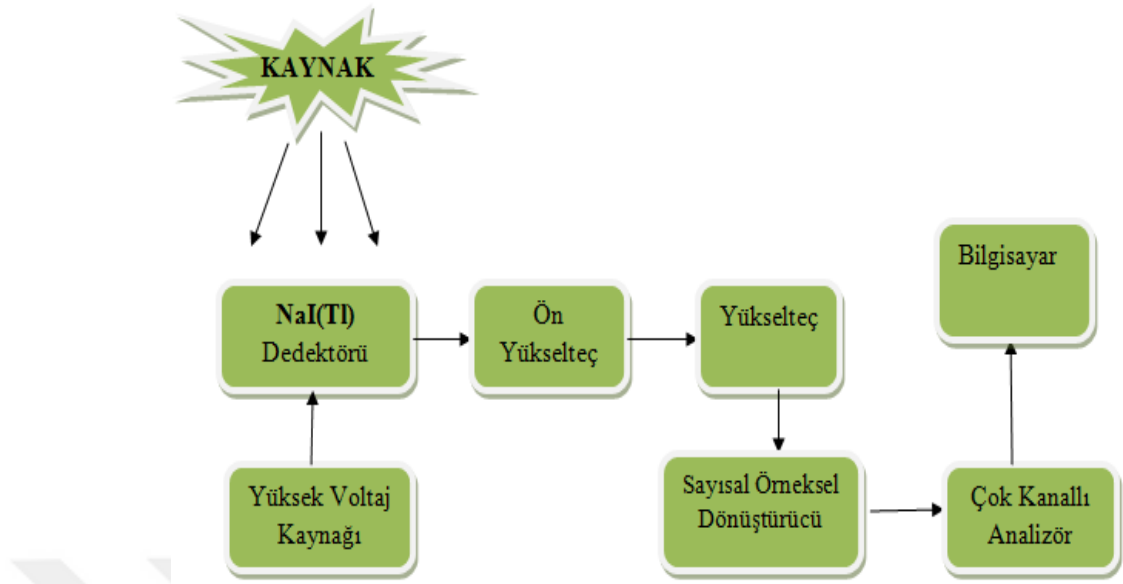
Bu bağıntıda Z soğurucu maddenin atom numarasıdır. Fotoelektrik soğurma (τ), Compton saçılması (σ) ve çift oluşumu (κ) olasılıklarının toplamı, hedef üzerine gelen bir fotonun yok olması için birim uzunluk başına toplam azaltmayı verir ve lineer azaltma katsayısı (μ) olarak adlandırılır[38].

1.6. Gama Işını Spektrometresi

Gama ışını spektrometresi, hava, bitki, toprak, bitkisel ve hayvansal gıdalar gibi farklı matris ve geometrilerdeki çevresel örneklerin radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesine ve gama ışını yayan radyonüklidlerin tanımlanması, aktivitelerinin tespit edilmesine yönelik yapılan çalışmalarda en yaygın kullanılan tekniktir[40].

Bu yöntemin çevresel örneklerin radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesine yönelik yapılan çalışmalarda yaygın olarak kullanılmasının sebebi örneklerin hazırlanmasında karışık işlemler gerektirmemesi, analizlerin doğrudan ve hızlı bir şekilde yapılabilmesi, bir tek ölçümle örnek içinde bulunan çok sayıda gama yayınlı radyonüklidin aynı anda gözlenmesi ve analiz edilen bilgilerin güvenilirliklerinin yüksek olmasıdır[41].

Gama spektrometrik bir sistem bir dedektör (D), ön yükseltici (PA), güç kaynağı (HV), yükseltici (MA), analog sayısal dönüştürücü (ADC), çok kanallı analizör (MCA) ve bilgisayardan (PC) oluşmaktadır[40]. Şekil 2.1 deneysel çalışmalarda kullandığımız Talyum katkılı sodyum iyodür NaI(Tl) dedektörünün kurulum şemasını göstermektedir[34].



Şekil 1.11: NaI(Tl) sintilasyon dedektörünün kurulum şeması[34].

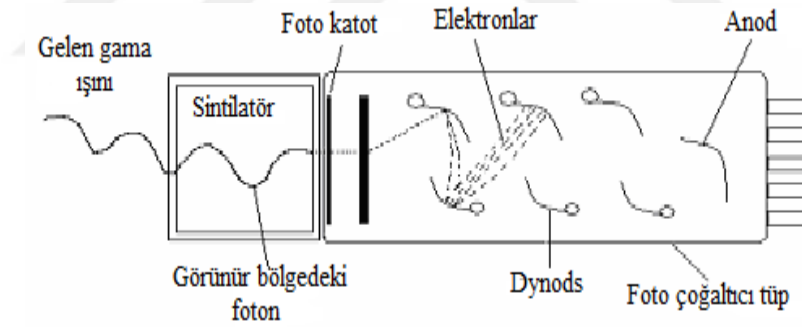
Dedektöre yüksek voltaj verilerek dedektör çalıştırılır ve dedektör ile etkileşen radyasyonun enerjisi ile orantılı bir akım pulsu meydana gelir. Daha sonra bu puls, yükselticilerle voltaj pulslarına çevrilir, yükseltilir, şekillendirilir ve analog sayısal dönüştürücüde sayısal bilgilere dönüştürülür. Çok kanallı analizöre gelen bu bilgiler uygun bir yazılım programı yardımıyla bilgisayar ekranında spektrum olarak gözlemlenir[42].

Gama ışınları enerjilerine bağlı olarak, dedektör kristali ile etkileşim sırasında enerjilerini fotoelektrik olay, Compton saçılması ve çift oluşumu sonucu kristal içerisindeki elektronlara aktarırlar. Dedektörden elde edilen elektrik pulsları, bir seri elektronik bileşenden geçirilerek enerji dağılımlı gama spektrumu olarak gözlenir. Bu spektrum analiz edilerek gama ışını yayan radyoizotopların nitel ve nicel tanımlanması yapılır. Bir gama spektrumunda herhangi bir fotopikinin (ful enerji piki) altındaki alan gama dedektörünün o enerjide algıladığı gama ışını sayısına eşittir. Bu sayı örnek içinde o enerjide gama ışını yayınlayan radyoaktif atom sayısı ile orantılıdır. Elde edilen bu sayım, sistemin geometri faktörü, dedektörün seçilen gama enerjisindeki verimi, spektrometrenin ölü zamanı, gibi faktörler dikkate alınarak ve uygun standartlar kullanılarak örnekteki aktivite ve radyoaktif atom sayısı bulunur[27].

1.6.1. Sintilasyon Dedektörleri

Gama ışınları veya X ışınları ile etkileştiğinde görünür ışık yayan cisimlere sintilatör ve yayılan görülebilir ışıklara da sintilasyon(parıltı) adı verilir. Etkileştiği X veya gama ışınının enerjisini önce ışık fotonlarına ve daha sonra foto çoğaltıcı tüp ve bir dizi elektronik modül yardımıyla bu fotonları elektrik pulslarına dönüştüren dedektörlere de sintilasyon dedektörleri adı verilir[27].

Sintilasyon dedektörleri; temelde sintilatör ve foto çoğaltıcı tüp olmak üzere iki kısımdan oluşmaktadır ve sintilasyon dedektörlerinin çalışma şekli iki adımda ele alınır. Bunlardan birincisi sintilatöre gelen radyasyon enerjisinin soğurulması ve elektromanyetik spektrumun görülebilir kısmında foton üretilmesidir. İkincisi ise foto çoğaltıcı tüp yardımıyla ışığın yükseltilmesi ve çıkış sinyalinin üretilmesidir. Şekil 2.2 ' de bir sintilasyon dedektörünün temel çalışma prensibi şematik olarak gösterilmiştir[19,43].



Şekil 1.12: Bir sintilasyon dedektörünün kısımları[20].

Şekil 1.12'den de görüldüğü gibi, gelen gama ışınının sintilatör maddesi ile etkileşmesi sonucunda uyarılmış durumda kalan atom, taban duruma geçerken görünür bölgede, şiddeti dedektörle etkileşen gamanın enerjisiyle orantılı foton yayınlamasına sebep olur. Sintilatörden yayınlanan foton, foto çoğaltıcı tüp içerisindeki foto katotta elektronlara dönüştürülür. Foto çoğaltıcı tüp içerisinde hızlandırılan elektronlar "dynode" adı verilen elektrotlara çarparak buradan daha fazla elektron kopararak çoğalırlar. Bunun sonucunda elektronlar foto çoğaltıcı tüpün anod kısmına doğru gelir ve foto çoğaltıcı

tüpün çıkış kısmında bir elektrik sinyali oluşur. Daha sonra, bu sinyal bir seri elektronik bileşende işlenerek spektrum elde edilir[34,43,44].

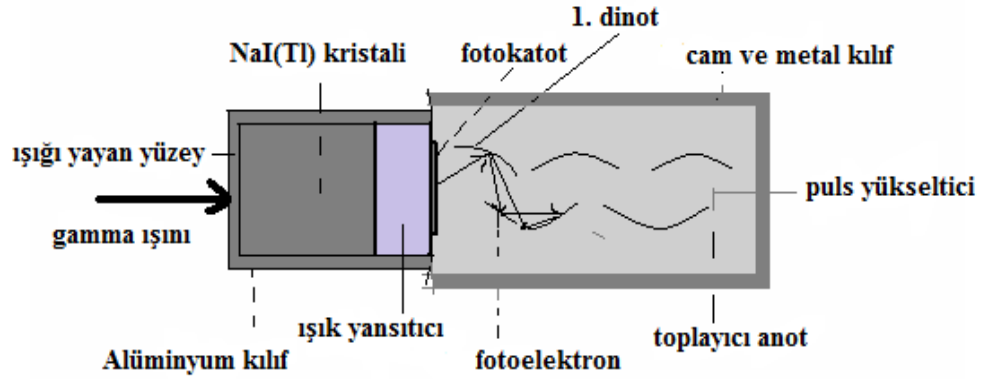
Sintilasyon kristalinde bulunması gereken başlıca özellikler; saydamlık, büyük boyutlarda elde edilebilme ve gama enerjisiyle orantılı yüksek ışık çıktısıdır. NaI kristali bu özelliklere sahip az sayıda sintilasyon malzemesinden en yaygın kullanılanıdır. Gama spektrometrik sayımlarda NaI(Tl) dedektörler ekonomik olmaları ve diğer dedektörlere göre nispeten daha az bakım gerektirmeleri nedeniyle yoğun olarak kullanılmaktadır[25].

1.6.1.1. NaI(Tl) Sintilasyon Dedektörü

Talyum katkılı sodyum iyodür NaI(Tl) dedektörü, gama ışınlarının dedeksiyonunda en fazla kullanılan sintilasyon dedektörüdür. NaI(Tl) sintilasyon sayıcıları enerji çözünürlüğünün, ölçümlerin en önemli faktörü olmadığı durumlarda kullanılır[22]. Bu kristal ekonomiktir ve iyi bir enerji ayırma gücüne sahiptir. ¹³⁷Cs radyonüklidinden yayınlanan 662 keV'lik gama ışını için, "3x3" boyutlarında bir NaI(Tl) kristali yaklaşık olarak %7,5 ile %8,5 oranında bir enerji çözünürlüğüne sahiptir. Ayrıca iyodun yüksek atom numarasına sahip olması, fotonların NaI(Tl) kristalinde soğurulma ihtimalini arttırarak yüksek verim elde edilmesini sağlar[46].

Sintilasyon oluşumunda, foton yayınlama olasılığını arttırmak için sintilatöre aktivatör denilen küçük miktarlarda safsızlıklar ilave edilir[42]. NaI sintilatörlerinde iletim bandı ile valans bandı arasında büyük bir enerji aralığı vardır ve uyarılmış durumdaki elektron iletim bandından taban duruma inerken görünür bölgeden uzakta foton yayınlamaları. Bu sintilatörlerde foton yayınlama olasılığını arttırmak için aktivatör olarak Talyum kullanılmaktadır[47]. Aktivatör kullanılarak, iletim bandı ile valans bandı arasındaki bölgede ilave enerji durumları oluşturulur. Bu da uyarılmış durumdaki elektronun iletim bandından taban duruma inerken aktivatörün uyarılmış enerji seviyesinden, taban duruma inme olasılığının ortaya çıkmasını ve bunun sonucunda katkısız sintilatörlere göre enerjisi daha düşük olan görünür bölgede fotonların yayınlanmasını sağlayacaktır[42].

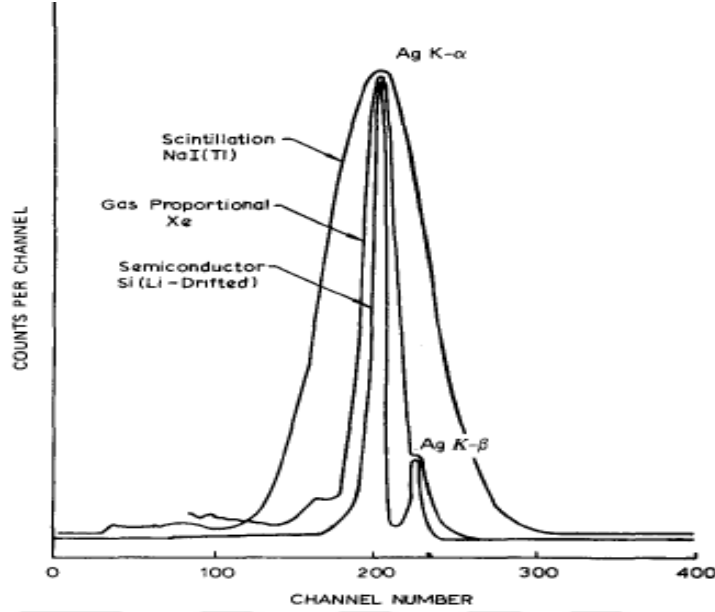
Gama ışınlarının kristal ile yaptığı etkileşmeden meydana gelen fotoelektronlar, Compton elektronları ve pozitron- elektron çiftleri kinetik enerjilerini kristal atomlarına aktararak bu atomları iyonize edip uyarırlar. Uyarılan bu atomlar, görünür bölgede foton yayınlamaya tekrar taban durumuna dönerler. Giriş penceresinin arkasında bulunan foto çoğaltıcı tüpün (PMT) foto katodu bu ışığı fotoelektronlara çevirir. Ancak bu elektronların oluşturduğu puls yeterli olmadığından elektronlar, belirli ve artan potansiyellerin olduğu bölgelerde hızlandırılarak dinot adı verilen elektrotlara çarparak dinotlardan elektron kopararak çoğalır. Bunun sonucunda elektronlar foto çoğaltıcı tüpün anod kısmına doğru gelir ve daha sonra yükselteçler yardımıyla bu elektronlar foto çoğaltıcı tüpün çıkış kısmında gözlenebilir bir elektrik pulsuna dönüştürülür. Genliği dedektöre gelen fotonun enerjisi ile orantılı olan bu puls, diğer elektronik donanımlar yardımı ile ölçülür ve analiz edilir[43,48,39]. Şekil 1.13 'de NaI(Tl) dedektörü şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 1.13: NaI(Tl) dedektörünün şematik gösterimi[11].

NaI(Tl) sintilasyon dedektörlerinin, yarı iletken dedektörlere göre daha ekonomik olması, büyük boyutlarda elde edilebilmesi ve verimlerinin yüksek olması gibi avantajları vardır[19]. Yarı iletken dedektörler ise sintilasyon dedektörlerine göre çözünürlüğü daha yüksek dedektörlerdir. Yani yarı iletken dedektörlerden elde edilen gama spektrumunda çeşitli radyonüklidlere ait pikler birbirlerinden ayrılmış bir şekilde daha net olarak gözlenebilmektedir. Örneğin ^{137}Cs radyonüklidinden yayınlanan 662 keV'lik gama ışını piki için, HpGe yarı iletken dedektörünün yarı yükseklikteki tam genişliği (FWHM) yaklaşık 1.5 keV iken NaI(Tl) sintilasyon dedektörünün ise yaklaşık

45 keV'dir[34]. Ayrıca yarı iletken dedektör karakteristikleri yüksek sıcaklıkla değişebileceği için çalışırken sıvı azot sıcaklığında olması gerekmektedir[20,49].



Şekil 1.14: Farklı dedektörlerden elde edilen piklerin karşılaştırılması[37].

NaI(Tl) kristalinin göz ardı edilemeyen bazı dezavantajları vardır. Bunlar kırılma katsayıları, sıcaklık değişimlerine ve ısı şoklarına karşı hassastırlar. Ayrıca nem kapıcıdırlar. Bundan dolayı foto çoğaltıcıya optik kontak yapılan yüzü haricinde bütün çevresi Al levha ile kaplıdır[27].

NaI(Tl) sintilasyon dedektörleri aktivite seviyelerinin düşük olduğu çevresel örneklerin analizlerinde, yeterli ayırma gücü ve yüksek verimliliği nedeni ile yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu dedektörler sayım ve aynı zamanda enerji ayırımı için kullanılır[19].

1.6.1.2. Ön yükselteç (PM)

Ön yükseltici gama ışınlarının dedektör ile etkileşmesi sonucunda oluşan yükü toplayarak voltaj sinyaline çeviren kısımdır[37]. Ön yükselteçte puls şekillendirmesi yapılmaz, yükselteç ve dedektör arasında bir empedans uyumunu sağlar[50].

1.6.1.3. Yükselteçler (MA)

Yükselteçler, ön yükselteçten gelen sinyali yükseltmek ve yeniden şekillendirmek amacıyla kullanılır. En iyi sinyal gürültü oranını elde etmek için, dedektör çıkışındaki puls bir yükselticide yükseltip şekillendirilir[40].

ORTEC *digiBASE*TM sistemci ön yükselteç, yüksek voltaj kaynağı ve dijital sinyal işlemcisini foto çoğaltıcıya bir USB kablosuyla bilgisayara bağlanacak şekilde foto çoğaltıcıya dahil eder[51].

1.6.1.4. Çok Kanallı Analizör (MCA)

Gama spektrometrelerinde, çok kanallı analizörler ADC'deki verileri depolayıp, spektrum olarak gösteren ünitelerdir. Verilerin kanallarda depolanmasını, analizlerinin yapılmasını ve rapor edilmesini sağlayan bir programdır[50]. Sinyal işleme aşamasında hafızada kaydedilen spektrum monitörde gözlenir ve bilgisayara aktarılır[42].

1.6.1.5. Analog Sayısal Dönüştürücü

Analog sayısal dönüştürücü, ADC (Analog to Digital Converter) yükselteçten gelen puls yüksekliğinin analog büyüklüğünü (Volt), kanal başına düşen sayısal niceliğe dönüştürür[40,43]. Daha sonra bu sayımlar puls yüksekliklerine göre sıralanır ve uygun kanallara gönderilir[52].

1.6.1.6. Kaydedici

Bilgisayar ile bağlantılı çok kanallı analizörden alınan bilgilerin kaydedilmesi için, yazıcı veya grafik çizici kullanılır[40]. Gama spektrometrik analizlerde, etrafı kurşunla zırhlanmış NaI(Tl) detektörü ile buna bağlı çok kanallı analizör ve ilgili elektronik birimlerden oluşmuş bir ölçüm sistemi kullanılmaktadır. Ölçüm sonucunda elde edilen veriler uygun yazılım programlı sistemi ile otomatik olarak elde edilmektedir[48].

2. MATERYAL VE YÖNTEM

Çalışma bölgesinden alınan toprak ve yem bitkisi örneklerinin gama spektrometrik analizleri, Kafkas Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Fizik Bölümü Radyasyon Ölçüm Laboratuvarında, Şekil 2.1’de gösterilen ve önceki bölümde tanıtılan ORTEC marka, 3"x3" NaI(Tl) sintilasyon dedektörü kullanılarak yapılmıştır. Elde edilen gama spektrumlarının analizinde bilgisayar programı olarak Scintivision™-32 (A35-B32) programı kullanılmıştır.



Şekil 2.1: NaI(Tl) Sintilasyon dedektörü.

2.1. Enerji ve Verim Kalibrasyonu

Gama spektrometrik sistemin kalibrasyonu enerji ve verim kalibrasyonu olmak üzere iki basamaktan oluşur. İncelenecek olan örneklerin nitel ve nicel analizlerinin yapılabilmesi için bu kalibrasyonlar yapılmak zorundadır.

2.1.1. Enerji Kalibrasyonu

Bilgisayar hafızasında toplanan spektrumların analizlerinin yapılabilmesi için, çok kanallı analizörün (MCA) kalibre edilmesi gerekmektedir. Enerji kalibrasyonu işlemi ile

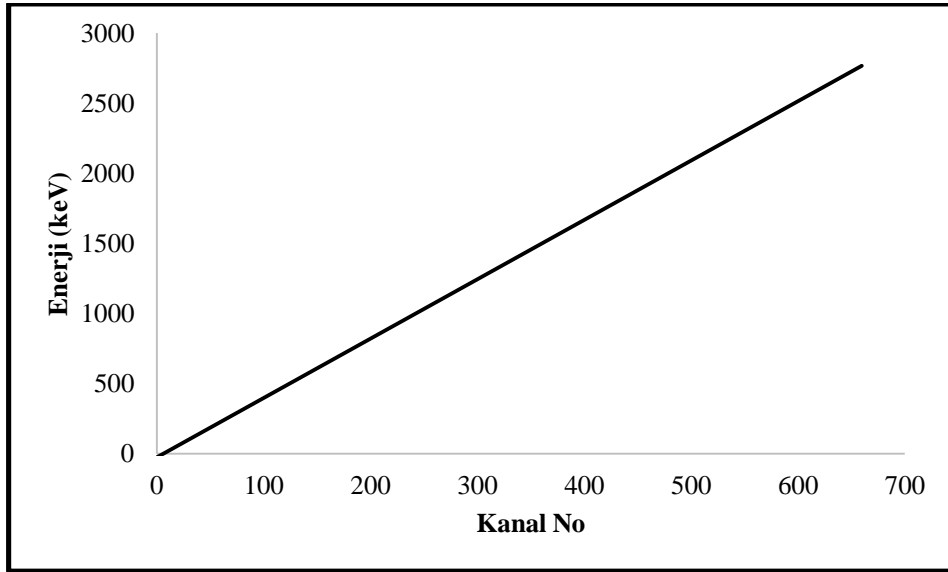
hangi kanalın hangi enerjiye karşılık geldiği tespit edilir ve kanal başına düşen enerji miktarı hesaplanır[17].

Enerji kalibrasyonu yapılırken, değişik enerjilere sahip standart kalibrasyon kaynakları dedektöre yerleştirilir ve yeterli istatistik alınana kadar sayılır. Kaynakların spektrumunda oluşturduğu piklerin tepe noktalarına göre, o enerjideki piklerin hangi kanallarda olduğu tespit edilir. Daha sonra bu kanallardaki enerji değerleri aşağıda denklemdeki gibi bir fonksiyona fit edilerek kalibrasyon eğrisinin denklemi elde edilir.

$$E = a_0 + a_1(X) + a_2(X)^2 + \dots \quad (2.1)$$

Burada; E : ilgilenilen pikin enerjisi (keV), $\langle X \rangle$: kanal numarası, a_0 : başlangıç kanalındaki enerji, a_1 : eğim (keV/kanal) ve a_2 : doğrusallıktan sapma katsayısı (keV/kanal²)'dir.

Kullandığımız NaI(Tl) sintilasyon dedektörünün enerji kalibrasyonu; ²⁴¹Am (59.54 keV), ⁵⁷Co (122.07 keV) ve ¹³⁴Cs (604.66 ve 795.76 keV) kaynakları kullanılarak yapılmıştır. Şekil 2.2' de kullandığımız NaI(Tl) dedektörünün enerji-kanal kalibrasyon grafiği görülmektedir.



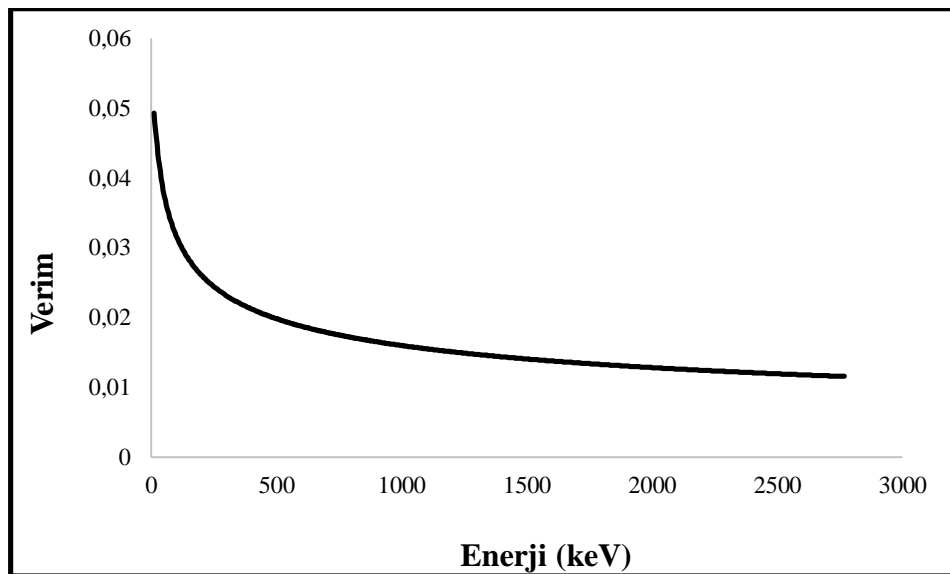
Şekil 2.2: Ölçümlerde kullandığımız NaI(Tl) dedektörünün enerji kalibrasyon grafiği.

2.1.2. Verim Kalibrasyonu

Gama ışını spektrometresinde belirlenmesi gereken en önemli parametre verimdir. Dedektörün verim kalibrasyonu, aktivitesi bilinen ve belirli geometrideki standart kaynaklar kullanılarak yapılır. Analizi yapılacak örnek ile aynı geometride, aktivitesi bilinen ve farklı enerjilere sahip radyonüklidler içeren bir kaynaktan alınan spektrum kullanılarak dedektör verimi, çeşitli gama enerjileri için aşağıdaki bağıntı kullanılarak belirlenir

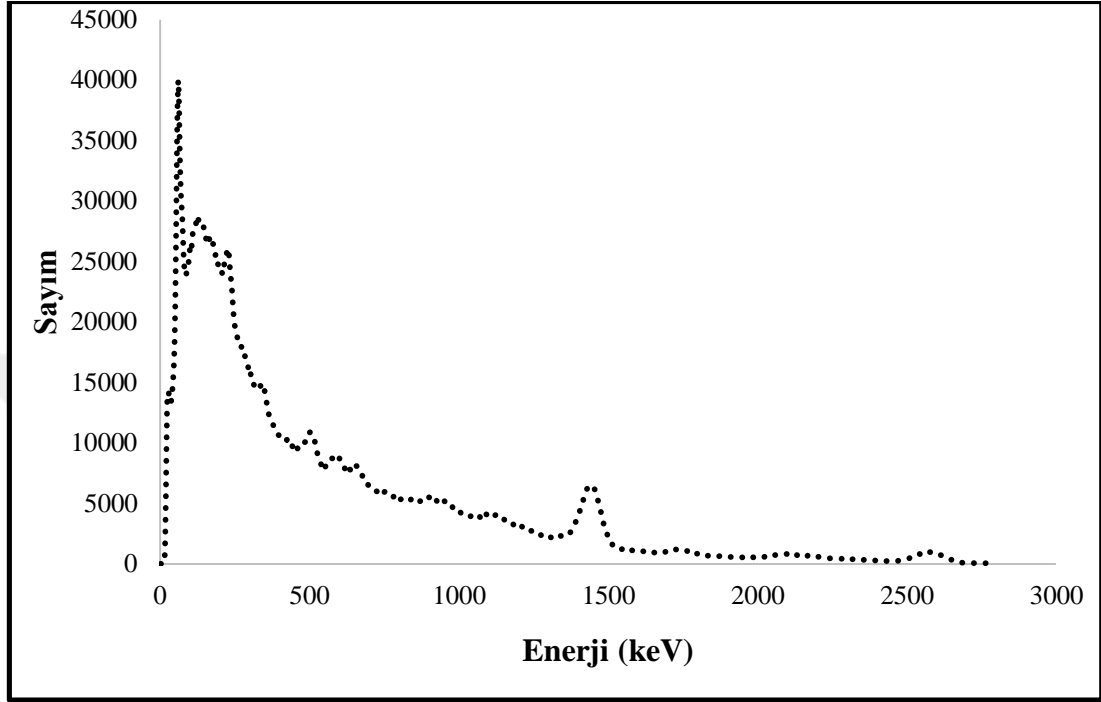
$$\varepsilon_{\gamma} = \frac{N}{A \cdot P_{\gamma} \cdot t_m \cdot K} \quad (2.2)$$

Bu bağıntıda ε_{γ} , verim, N , ilgili fotopikinin altındaki net alan, A , söz konusu radyonüklidin aktivitesi, P_{γ} ilgilenilen E_{γ} enerjisine karşılık gelen gama ışını yayılma ihtimali, t_m saniye cinsinden ölçüm süresi, K ise düzeltme faktörüdür[19,30]. Çok sayıdaki değişik gama enerjileri için denklem 2.2 'den elde edilen verim ve enerji değerleri kullanılarak bir enerji-verim eğrisi oluşturulur. Elde edilen verim eğrisi bir fonksiyona uydurulur. Böylece herhangi bir enerjideki verim değeri hesaplanabilir. Şekil 2.3 'de bu çalışmada kullanılan NaI(Tl) dedektörün mutlak verim eğrisi görülmektedir.



Şekil 2.3: Ölçümlerde kullandığımız NaI(Tl) dedektörünün mutlak verim grafiği.

Enerji ve verim kalibrasyonu yapıldıktan sonra NaI(Tl) dedektörlü gama ışını spektrometremizden çevresel örnekler için alınan bir gama ışını spektrumu Şekil 2.4 'de gösterilmiştir.



Şekil 2.4: NaI(Tl) dedektörü ile alınmış bir spektrum.

2.2. Standartla Karşılaştırma Yöntemi

Standartla karşılaştırma yönteminde ölçümü yapılacak numunelerle aynı geometride, benzer matris ve yoğunluğa sahip standart kaynak ölçülerek sayım hızları bulunur ve daha sonra ölçülen örneklerin sayım hızları ile oranlanır. Standart kaynağın aktivitesi bilindiğinden, örneğin aktivitesi sayım hızları oranından kolaylıkla bulunur[63].

Standartla karşılaştırma yöntemi kullanılarak, incelenen örneklerin aktiviteleri aşağıdaki denklem (2.3) yardımıyla belirlenmiştir.

$$\frac{A_s}{A_0} = \frac{N_s t_0 m_0}{N_0 t_s m_s} \quad (2.3)$$

Gama piki altındaki net alanın ölçüm süresine oranı sayım hızı (CPS) olarak ifade edilirse incelenen örneğin aktivitesi;

$$A_{\bar{0}} = A_S \times \frac{(CPS)_{\bar{0}} m_S}{(CPS)_S m_{\bar{0}}} \quad (2.4)$$

(2.4) denklemini kullanılarak hesaplanır. Bu denklemde A_S ve $A_{\bar{0}}$; sırasıyla standardın ve incelenen örneğin aktivitesi, N_S ve $N_{\bar{0}}$; sırasıyla standardın ve incelenen örneğin ilgilenilen gama piki altındaki net alan, m_S ve $m_{\bar{0}}$; sırasıyla standardın ve incelenen örneğin kütlesi, t_S ve $t_{\bar{0}}$; ise sırasıyla standardın ve incelenen örneğin ölçüm süresidir.

Bu yöntemde standart ve ölçülen örneğin sayım hızları oranlanırken dedektör verimleri birbirini yok eder ve bunun sonucunda da verime bağlı hatalar ortadan kalkmaktadır. Ayrıca standartla karşılaştırma yönteminin en önemli avantajlarından biri, gerçek çakışma düzeltmesi gibi sonuca fazladan belirsizlik getiren bazı düzeltmelerin ortadan kalkmasıdır[35,63].

Hesaplanan aktivite değeri ölçme işleminin bir parçası olan belirsizlik ile birlikte verilmelidir. Belirsizlik değeri ölçme sonuçlarının ortalama değeri etrafındaki dağılımı gösterir. Ayrıca ölçüm sonucunun kesinliğini de ifade etmektedir. Bundan dolayı ilgili belirsizlik kaynakları hesaplanarak her aktivite değeri için bir belirsizlik hesabı yapılmalıdır. İncelenen örneklerin aktivitesindeki mutlak belirsizlik (U), $A_{\bar{0}}$; incelenen örneğin aktivitesi, $CPS_{\bar{0}}$; incelenen örneğin sayım hızı, CPS_{df} ; doğal fon sayım hızı, CPS_S ; standardın sayım hızı, $U_{CPS_{\bar{0}}}$; örneğin sayım hızındaki belirsizlik, $U_{CPS_{df}}$; doğal fon sayım hızındaki belirsizlik, U_{CPS_S} ; standardın sayım hızındaki belirsizlik ve U_{A_S} ; standardın aktivitesinin bağıl belirsizliği olmak üzere,

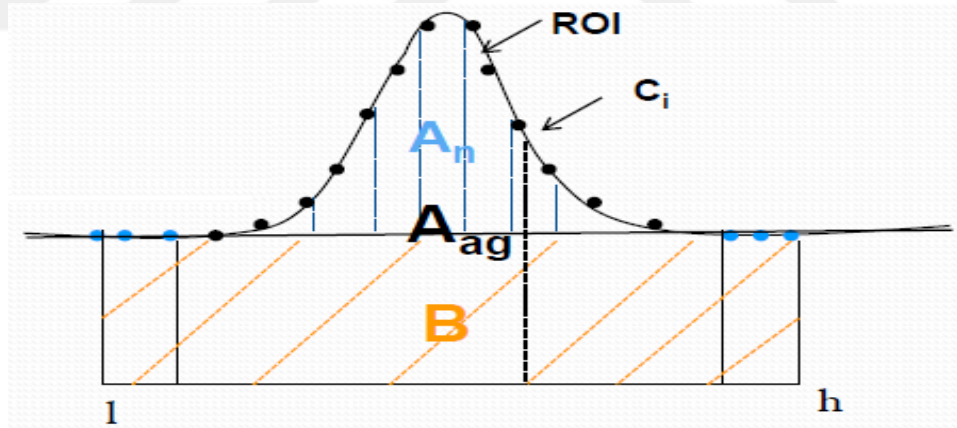
$$U = A_{\bar{0}} \times \sqrt{(U_{A_S})^2 + \frac{(U_{CPS_{\bar{0}}})^2 + U_{CPS_{df}})^2}{(U_{CPS_{\bar{0}}} - U_{CPS_{df}})^2} + \frac{(U_{CPS_S})^2 + U_{CPS_{df}})^2}{(U_{CPS_S} - U_{CPS_{df}})^2}} \quad (2.5)$$

(2.5) denklemini ile hesaplanır.

2.3. Fotopik Alanı Hesabı

Ölçümler alındıktan sonra, analiz işlemine spektrumda pik araması yapılarak başlanır. Radyoaktif çekirdeklerin; gama enerjilerinin, yayımlanma olasılıklarının ve yarı ömürlerin bulunduğu bir kütüphane kullanılarak, spektrumda gözlenen piklerin enerjilerine göre örnekte hangi radyoaktif çekirdekler olduğu belirlenir. Yapılan analizlerde incelenen radyonüklidlerin aktivitelerinin doğru bir şekilde belirleyebilmek için fotopik alanının doğru bir şekilde hesaplanması büyük önem taşımaktadır. Eğer fotopik alanı doğru bulunmazsa, diğer işlemler ne kadar hassas olursa olsun, sonuç hatalı bulunur[27,29].

Fotopik alanı, ilgilenilen enerjideki pikin compton sürekliliği bölgesinin (background) üstündeki toplam sayım olarak tanımlanır[27,29]. Net pik alanı hesaplanırken, ilk önce pikin uç noktalarındaki kanal sayısı tespit edilir ve her bir kanaldaki sayımlar toplanır. Daha sonra toplam sayımdan doğal fon alanı çıkarılarak net pik alanı belirlenir. Pik alanının hesabı Şekil 2.5’de verilen örnek üzerinde açıklanmıştır[27,29].



Şekil 2.5: Pik alanının hesaplanmasında kullanılan parametrelerin gösterimi[11].

Compton Sürekliliği:

$$B = \left(\sum_{i=1}^{l+2} C_i + \sum_{i=h-2}^h C_i \right) \cdot \left(\frac{h-l+1}{6} \right) \quad (2.6)$$

ROI içindeki toplam sayımı:

$$A_{ag} = \left(\sum_{i=l+3}^{h-3} C_i \right) \quad (2.7)$$

Net alan:

$$A_n = A_{ag} - \frac{B(h-l-5)}{(h-l+1)} \quad (2.8)$$

Formülüyle hesaplanabilir. Net alandaki belirsizlik ise

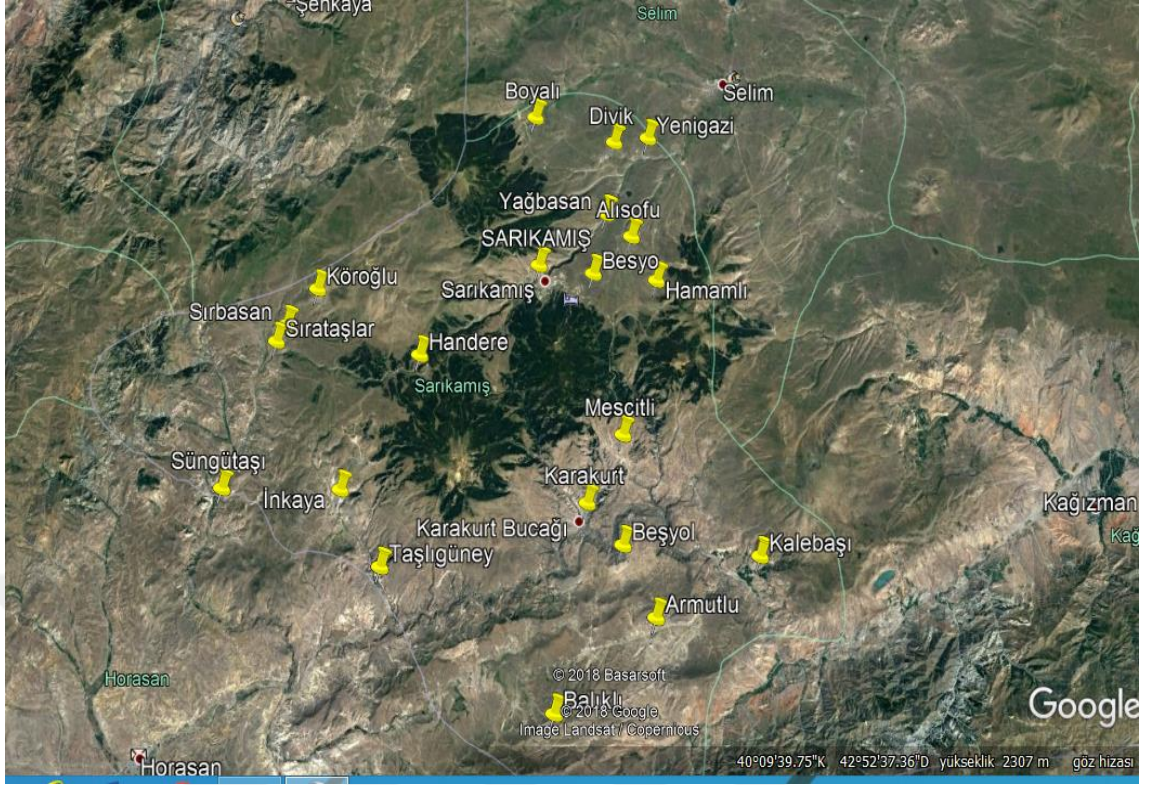
$$\sigma_{A_n} = \sqrt{A_{ag} + B \left(\frac{h-l-5}{6} \right) \cdot \left(\frac{h-l-5}{h-l+1} \right)} \quad (2.9)$$

formülüyle hesaplanabilir. Burada; l: pikin başlangıç kanal numarasını, h: pikin bitiş kanal numarasını, C_i : i. kanaldaki sayım miktarını ve B ise doğalfon ortalama sayım miktarını ifade etmektedir[11].

2.4. Çalışma Bölgesi ve Örnek Hazırlama Yöntemi

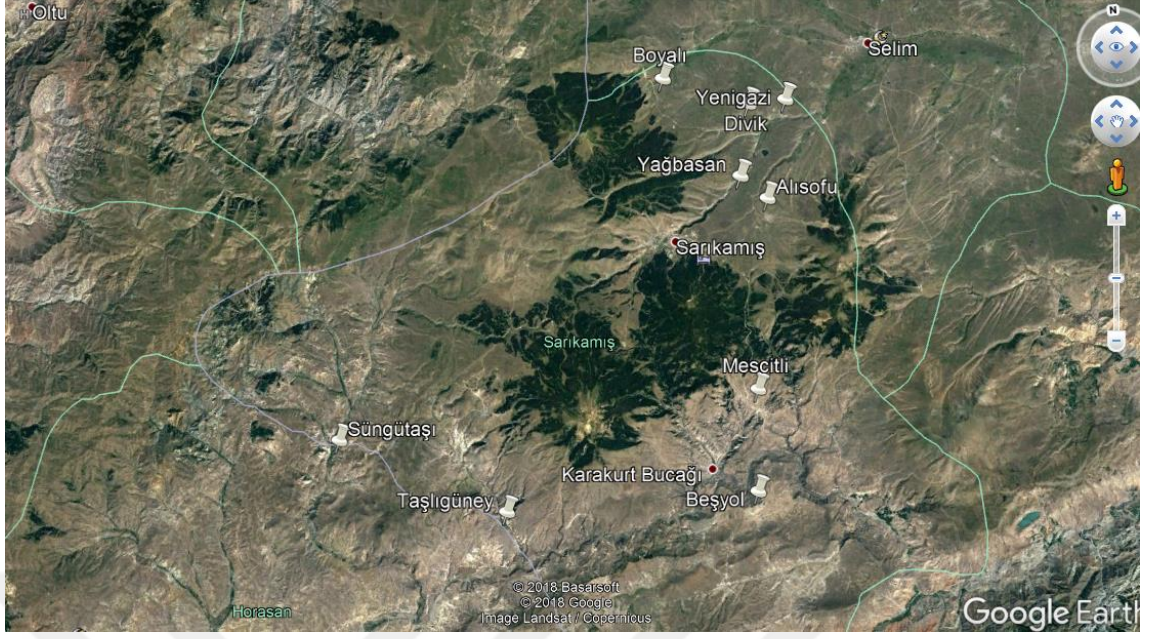
Bu çalışmada, ölçüm sahası olarak Kars ilinin Sarıkamış ilçesi ve çevresi seçilmiştir. Çalışma bölgesi numunelerinin alındığı çalışma istasyonları şekil 2.6'da verilmektedir. Örnekleme noktaları, GPS (global position system) ile belirlenmiş ve konumlar kaydedilmiştir. Bu istasyonlardan alınan örneklerinin doğal radyoaktivite konsantrasyonları deneysel olarak belirlenmiştir.

Şekil 2.6'da verilen çalışma istasyonu olarak seçilen bölgelerin homojen bir dağılım göstermesine dikkat edilerek, 24 istasyondan toplam 121 toprak örneği alınmıştır. Örnekler alınırken, toprak yüzeyi temizlenerek yüzeyden yaklaşık olarak 15 cm kadar bir derinlikten numune toplama aracı ile alınmış ve içerisinde taş, ot, odun parçaları, ağaç kabukları gibi yabancı cisimler ayıklanmıştır.



Şekil 2.6: Toprak örneklerinin alındığı istasyonlar.

Ayrıca bu çalışmada, Kars ilinin Sarıkamış ilçesinde yetiştirilen ve hayvan besiciliğinde yaygın olarak kullanılan arpa, buğday, fiğ, korunga ve yulaf örnekleri her biri en az 3'er kg olacak şekilde içlerindeki taş, toprak, ot, odun parçaları ve ağaç kabukları gibi yabancı cisimler ayıklanarak çalışma bölgesindeki yerel çiftçilerden temin edilmiştir. Yöre halkının günlük hayatta özellikle ekmek yapımında kullandıkları buğday unu örnekleri, 9 farklı istasyonda her biri en az 2'şer kg olacak şekilde çalışma bölgesindeki evlerden temin edilmiştir. Buğday unu örneklerinin ve yem bitkilerinin toplandığı istasyonlar şekil 2.7'de verilmektedir.



Şekil 2.7: Buğday unu ve tarım ürünlerinin alındığı istasyonlar.

Toplanan tüm örnekler naylon torbalara konmuş ve torbalar etiketlenmiştir. Daha sonra toplanan örnekler laboratuara getirilmiştir. Laboratuara getirilen örnekler içlerinde bulunan yabancı maddelerden iyice arındırıldıktan sonra laboratuvar ortamında 15 gün süreyle kurutulmuştur.

Laboratuarda mikserle toz haline getirilen örnekler elekten geçirilmiş ve 105C° 'de 24 saat süreyle etüvde kurutulmuştur. Daha sonra numuneleri 100 ml hacimli, 65x55 mm ebatlı, darası alınmış vida kapaklı şeffaf patolojik numune kaplarına yerleştirilip hassas teraziyle tartılarak, ağırlıkları kilogram cinsinden kaydedilmiştir. Örneklerde bulunan; toryum, radyum ve bunların bozunma ürünlerinin dengeye gelmesini sağlamak amacıyla kapların ağız kısmı hava geçirmeyecek şekilde bantlanmış ve örnekler kırk günlük süreyle bekletilmiştir.

3. BULGULAR

Kars ilinin Sarıkamış ilçesi ve köylerinden 24 farklı çalışma istasyonundan toplanan 121 adet toprak örneğinin, buğday unu örneklerinin ve bazı yem bitkilerinin ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları, NaI(Tl) sintilasyon dedektörlü gama ışını spektrometrisi kullanılarak ölçülmüştür. Her bir numune istatistiksel belirsizlikleri azaltabilmek için 86400 saniye sayılmıştır. Net pik alanını hesaplanırken çevreden gelecek katkıların hesaplanabilmesini sağlamak amacıyla, aynı şartlar altında doğalfon ölçümü ayrıca gerçekleştirilmiştir.

Toplanan örneklerde bulunan ^{226}Ra aktivite konsantrasyonları hesaplanırken, ^{238}U 'in bozunum serisi içinde yer alan ^{214}Bi 'un bollukları sırasıyla %46 , %15 ve %16 olan 609 keV, 1120 keV, ve 1764 keV'deki piklerinden yararlanılmıştır. Benzer şekilde, ^{208}Tl 'e ait bollukları sırasıyla %30.7, ve %35.6 olan 583 keV ve 2614.5 keV enerjideki pikler ^{232}Th 'nin aktivite konsantrasyonunun tayininde kullanılmıştır. Toprakta oldukça yüksek konsantrasyonlarda bulunan ^{40}K ve yapay bir radyoizotop olan ^{137}Cs 'nin aktivite konsantrasyonları sırasıyla 1460.8 keV ve 661.7 keV gama pikleri kullanılarak belirlenmiştir.

Yapılan analizler sonucunda ^{226}Ra , ^{232}Th , ve ^{40}K doğal radyoizotopların yanı sıra, nükleer silah denemeleri veya nükleer kazalar sonucunda çevreye yayılan ^{137}C radyoizotopunun da aktivite konsantrasyonları tespit edilmiştir. Daha sonra bu sonuçlar kullanılarak Kars ilinin Sarıkamış ilçesi radyolojik açıdan incelenmiş ve bu bölgede yaşayan insanların maruz kaldıkları doz değerlendirmeleri yapılarak yaşam boyu kanser riskleri hesaplanmıştır.

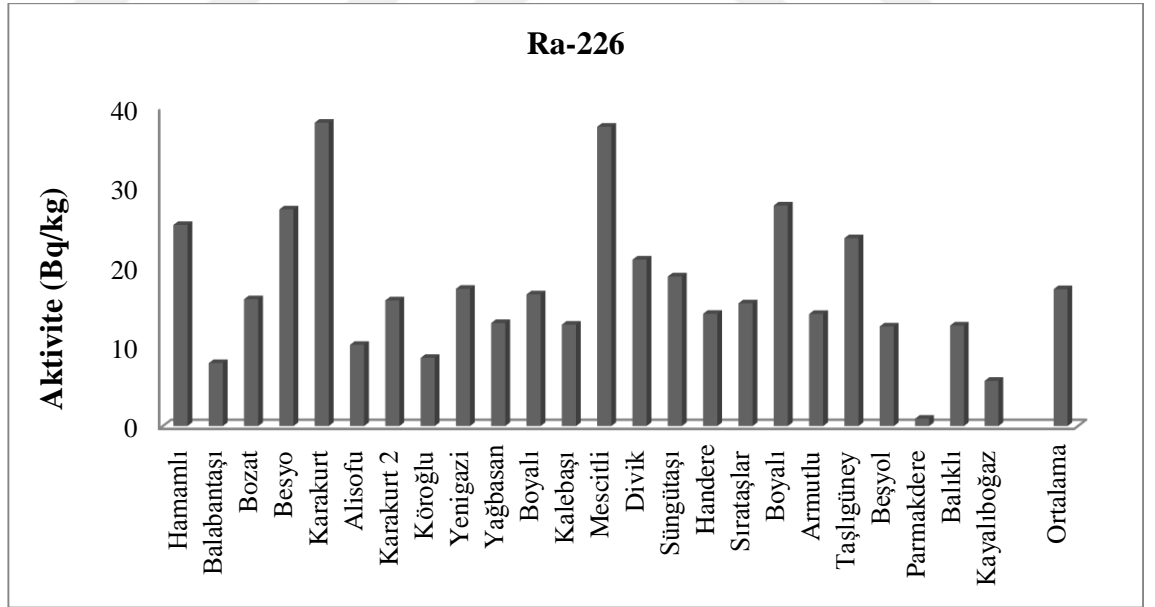
3.1. Toprak Örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}C Aktivite Konsantrasyonları

Çalışma bölgesinden 24 farklı çalışma istasyonundan toplanan 121 adet toprak örneğinin gama spektrometrik analizleri NaI(Tl) sintilasyon dedektörü kullanılarak yapılmış ve ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonları

belirlenmiştir. Daha sonra incelenen toprak örneklerinin ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları Türkiye’de yapılan bazı çalışmalarla daha sonra Kars il merkezi ve diğer ilçelerinde aynı spektrometre kullanılarak elde edilen ortalama değerler, Türkiye ortalaması ve Dünya ortalaması ile karşılaştırılmıştır. Bu radyoizotopların aktivite konsantrasyonları aşağıda ayrı ayrı ele alınmaktadır.

3.1.1.1. Toprak Örneklerinde ^{226}Ra (^{238}U)’in Aktivite Konsantrasyonu

Çalıştığımız toprak örneklerinde ^{226}Ra ’nın aktivite konsantrasyonu minimum dedekte edilebilir aktivite (MDA) ile $38.1\pm 8.9 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $17.9\pm 7.7 \text{ Bqkg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir. Şekil 3.1’de Sarıkamış ilçesinden alınan toprak örneklerindeki ^{226}Ra ’nın aktivite konsantrasyonları verilmektedir. Şekil 3.1’den de görüldüğü gibi incelenen toprak örneklerindeki en düşük ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu Parmakdere köyünde, en yüksek ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ise Karakurt köyünde gözlemlenmiştir.



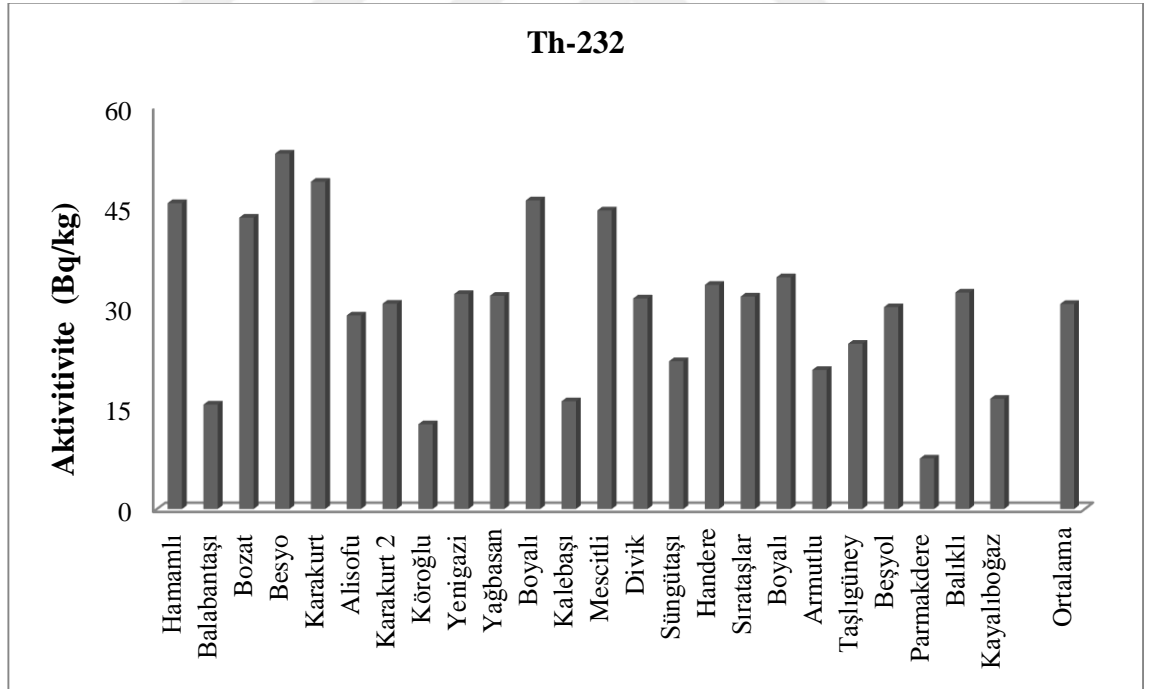
Şekil 3.1: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ^{226}Ra dağılımı.

Kars ve çevre illerde yapılan doğal radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesine yönelik bazı çalışmalarda, ^{226}Ra (^{238}U)’nin ortalama aktivite konsantrasyonunu; Kars il merkezi

topraklarında 6.85 ± 1 Bqkg⁻¹ ile 74.5 ± 7 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 49.79 ± 5.36 Bqkg⁻¹ [38], Iğdır ili toprak örneklerinde, ortalama 19 Bqkg⁻¹ [62] ve Ardahan ili toprak örneklerinde 7.9 ± 2.5 Bqkg⁻¹ ile 48.6 ± 7.4 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 29.9 ± 6.5 Bqkg⁻¹ [63] olarak tespit edilmiştir.

3.1.2. Toprak Öneklerinde ²³²Th'nin Aktivite Konsantrasyonu

Çalıştığımız toprak örneklerinde, ²³²Th'nin aktivite konsantrasyonu 7.6 ± 0.7 ile Bqkg⁻¹ ile 53.0 ± 7.4 Bqkg⁻¹ değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama 30.7 ± 6.8 Bqkg⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Şekil 3.2'de ²³²Th aktivite konsantrasyonlarının toprak örneklerindeki dağılımı verilmektedir. Şekil 3.2'den de görüldüğü gibi incelenen toprak örneklerindeki en düşük ²³²Th aktivite konsantrasyonu Parmakdere köyünde en yüksek ²³²Th aktivite konsantrasyonu ise Sarıkamış ilçe merkezinde gözlemlenmiştir.



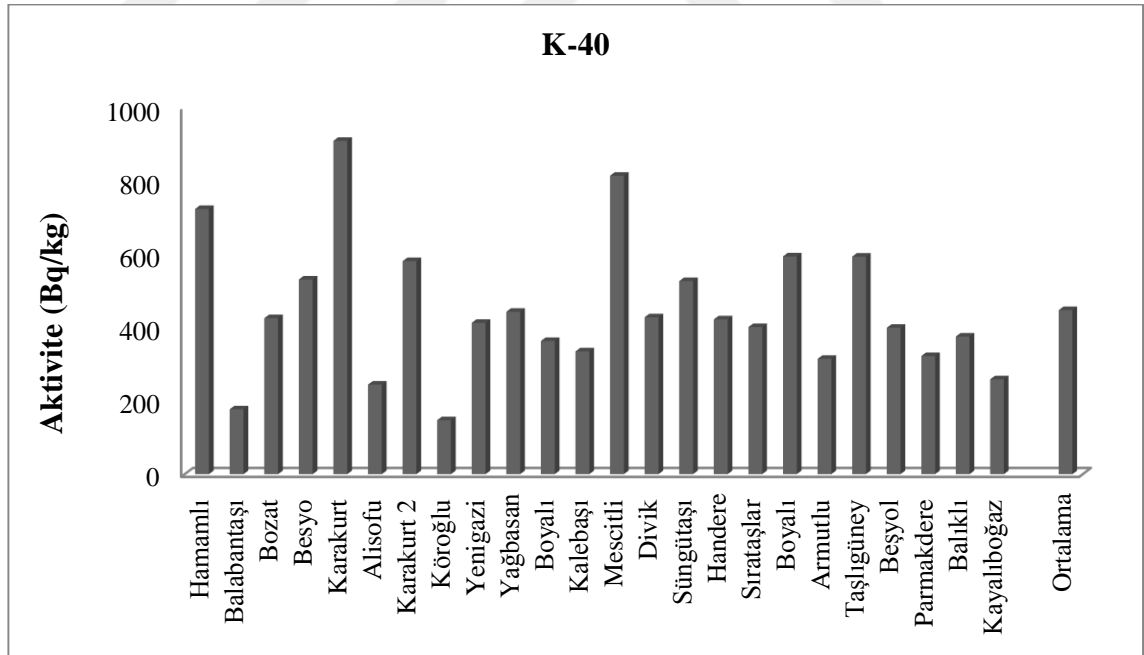
Şekil 3.2: Sarıkamış toprak örneklerindeki ²³²Th dağılımı.

Kars ve çevre illerde yapılan bazı çalışmalarda, ²³²Th'nin ortalama aktivite konsantrasyonunu; Kars il merkezi topraklarında 7 ± 3 Bqkg⁻¹ ile 90.3 ± 15 Bqkg⁻¹

değerleri arasında ortalama $31.5 \pm 5.13 \text{ Bqkg}^{-1}$ [38], Iğdır ili toprak örneklerinde, ortalama 18 Bqkg^{-1} [62] ve Ardahan ili toprak örneklerinde $11.8 \pm 2.9 \text{ Bq kg}^{-1}$ ile $55.5 \pm 9.0 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $36.7 \pm 6.8 \text{ Bqkg}^{-1}$ [63] olarak tespit edilmiştir.

3.1.3. Toprak Örneklerinde ^{40}K 'nın Aktivite Konsantrasyonu

Kars ilinin Sarıkamış ilçesinden toplanan toprak örneklerinde, değişik konsantrasyonlarda ^{40}K radyoizotopuna rastlanmıştır. Toprak örneklerindeki ^{40}K aktivite konsantrasyonu; $148.0 \pm 31.2 \text{ Bqkg}^{-1}$ ile $909.2 \pm 38.4 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $448.7 \pm 34.6 \text{ Bqkg}^{-1}$ olarak tespit edilmiştir. Şekil 3.3'te çalışma bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonları verilmektedir. Şekil 3.3'ten de görüldüğü gibi çalışma bölgesinde en düşük ^{40}K aktivite konsantrasyonu Köroğlu köyünde, en yüksek ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise Karakurt köyünde gözlemlenmiştir.



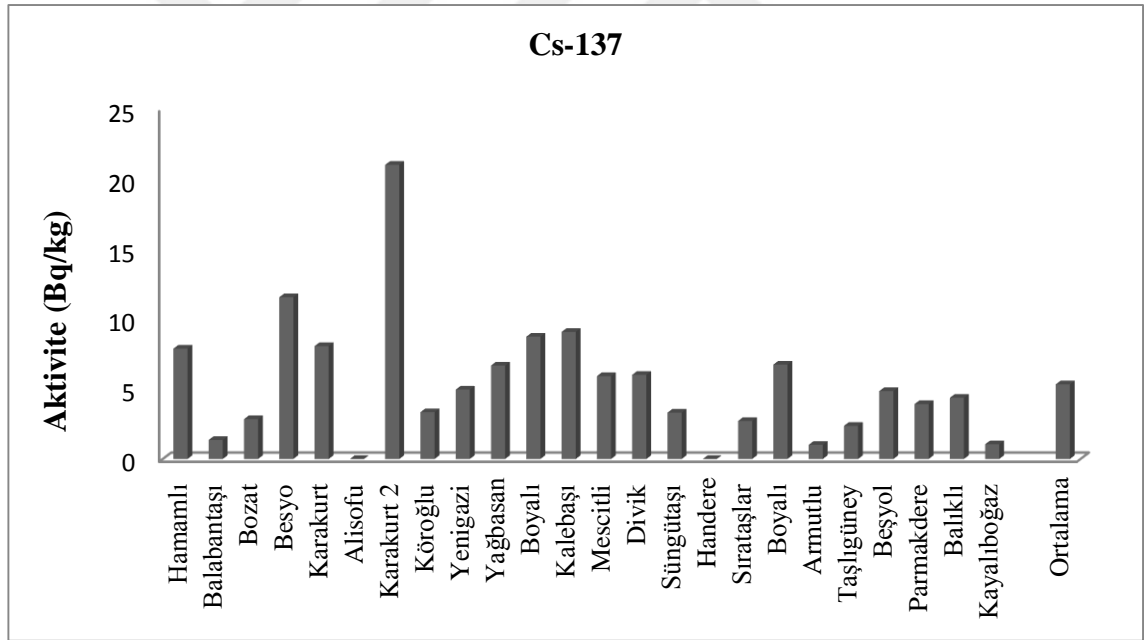
Şekil 3.3 Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ^{40}K dağılımı.

Kars ve çevre illerde yapılan bazı çalışmalarda, ^{40}K 'ın aktivite konsantrasyonunu; Kars il merkezi topraklarında $224 \pm 51 \text{ Bqkg}^{-1}$ ile $1068 \pm 82 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında ortalama $536 \pm 55 \text{ Bqkg}^{-1}$ [61], Iğdır ili toprak örneklerinde, ortalama 33 Bqkg^{-1} [62] ve Ardahan ili

toprak örneklerinde 256.2 ± 26.4 Bqkg⁻¹ ile 667.6 ± 27.4 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 435.1 ± 23.9 Bqkg⁻¹[63] olarak tespit edilmiştir.

3.1.4. Toprak Örneklerinde ¹³⁷Cs'nin Aktivite Konsantrasyonu

Çalıştığımız toprak örneklerinde ¹³⁷Cs'nin aktivite konsantrasyonu; minimum dedekte edilebilir aktivite (MDA) ile 21.0 ± 1.1 Bqkg⁻¹ değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama 5.8 ± 1.0 Bqkg⁻¹ olarak ölçülmüştür. Şekil 3.4'te çalışma bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyonları verilmektedir. Alısofu ve Handere köylerinden alınan örneklerde ¹³⁷Cs aktivitesi minimum dedekte edilebilir seviyenin altında kalırken, en yüksek ¹³⁷Cs aktivite konsantrasyonu Karakurt köyünde ölçülmüştür.



Şekil 3.4: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki ¹³⁷Cs dağılımı.

Kars ve çevre illerde yapılan bazı çalışmalarda, ¹³⁷Cs'nin aktivite konsantrasyonunu; Kars il merkezi topraklarında 5.15 ± 3.6 Bqkg⁻¹ ile 43.3 ± 3.6 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 18.3 ± 2.7 Bqkg⁻¹[61], Iğdır ili toprak örneklerinde, ortalama 17.7 Bqkg⁻¹[62] ve Ardahan ili toprak örneklerinde 1.3 ± 0.6 Bq kg⁻¹ ile 39.50 ± 1.2 Bqkg⁻¹ değerleri arasında ortalama 15.5 ± 0.8 Bqkg⁻¹[63] olarak tespit edilmiştir.

3.2. Toprak Örneklerinin Aktivite Konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi

Tablo 3.1’de incelenen Toprak örneklerinin ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs ortalama aktivite konsantrasyonlarının Kars il merkezi ve ilçelerinde aynı spektrometre kullanılarak yapılan çalışmalarda rapor edilen değerlerle, ülkemizin ve dünyanın farklı bölgelerinde gerçekleştirilen bazı çalışmalarda verilen değerlerle ve UNSCEAR 2000 raporunda verilen Dünya ortalama değerleriyle karşılaştırılması verilmektedir.

Tablo 3.1: İncelenen toprak numunelerindeki doğal radyoaktivite seviyelerinin literatürde bildirilen değerlerle karşılaştırılması.

Referanslar	Çalışılan Bölge	Aktivite konsantrasyonları (Bqkg^{-1})			
		^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
Bu çalışma	Sarıkamış	17.9±7.7	30.7±6.8	448.7±34.6	5.8±1.0
[61]	Kars Merkez	49.79±5.36	32±6	536±52	18.3±2.7
[64]	Akyaka	31.3±7.4	29.9±4.9	483.8±20.5	8±2.8
[64].	Arpaçay	28.9±6.8	23.3±4.8	383.0±19.3	21.68±2.8
[64].	Susuz	37.7±7.2	29.5±5.0	510.4±21.2	14.36±2.6
[65]	Selim	19.9±7.5	57.9±14.6	562±132	6.1±1.2
[66].	Diğor	31.3±8.4	67.1±13.7	574.7±7.4	8.1±1.4
[67]	Rize	85.75	27.17	431.43	236.38
[16]	Adana	17.6	21.1	297.5	6.8
[68]	Kırklareli	28±13	40±18	667±282	8.0±5.0
[69]	Mersin	27.1	34.3	370.5	18.6
[70]	Yalova	22.36	26.87	419.32	2.53
[71]	Pakistan	31.25 ±0.5	44.1±1.07	575±8.9	15.04±0.3
[72]	Filistin	41.4	19.5	113.3	2.8
[73]	Hindistan	19.16	48.56	1146.88	
[74]	Nijerya	25.498	77.772	710.704	
[75]	Malezya	102.08±3.9	133.96±2.92	325.8 ±9.8	
[76]	Türkiye Ortalaması	34.7±1.7	35.4±0.8	450.0±18	11.6±0.5
[31]	Dünya Ortalaması	35.0	30.0	400.0	14.8

Tablo 3.1'den de görülebileceği gibi; çalışma bölgesindeki ²²⁶Ra ortalama aktivite konsantrasyonu Selim ilçesi için rapor edilen ortalama değer ile yaklaşık olarak aynı değerde, Kars il merkezi ortalaması ve diğer ilçeleri için rapor edilen ortalama değerlerden ise daha düşüktür. Tablo 3.1'de belirtilen ülkemizde ve dünyada yapılan çalışmalarla kıyaslandığında da çalışma bölgesinin ²²⁶Ra ortalama aktivite konsantrasyonu Adana ili ortalamasıyla yaklaşık olarak aynı değerde diğer bölgelere ait ortalama değerlerden ise daha düşük olduğu görülmektedir.

²³²Th ortalama aktivite konsantrasyonunun Kars il merkezi, Selim ve Digor ilçeleri için rapor edilen ortalama değerlerden daha düşük, Akyaka, Arpaçay ve Susuz ilçeleri için rapor edilen ortalama değerlerle uyumlu olduğu görülmektedir. Tablo 3.1'de belirtilen ülkemizde ve dünyada yapılan çalışmalarla kıyaslandığında da çalışma bölgesinin ²³²Th ortalama aktivite konsantrasyonu Kırklareli, Mersin, Pakistan, Hindistan, Nijerya ve Malezya ortalama konsantrasyonlarında daha düşük, Rize, Adana Yalova ve Filistin ortalama konsantrasyonlarından biraz daha yüksek olduğu görülmektedir.

İncelenen toprak örneklerinin ⁴⁰K ortalama aktivite konsantrasyonunun ise Arpaçay ilçesi rapor edilen değerinin biraz üzerinde, Kars il merkezi ve diğer ilçeleri için rapor edilen değerlerden daha düşük olduğu görülmektedir. Tablo 3.1'de belirtilen ülkemizde ve dünyada yapılan çalışmalarla kıyaslandığında da çalışma bölgesinin ⁴⁰K ortalama aktivite konsantrasyonu Rize, Adana, Mersin, Yalova, Filistin ve Malezya ortalama konsantrasyonlarından daha yüksek Kırklareli, Pakistan, Hindistan ve Nijerya ortalama konsantrasyonlarından ise daha düşük olduğu görülmektedir.

¹³⁷Cs radyonüklidinin ölçülen ortalama aktivite konsantrasyonu Selim ilçesinin ortalama aktivite konsantrasyonu ile yaklaşık olarak aynı, Kars il merkezi ortalaması ve diğer ilçeleri için rapor edilen ortalama değerlerden biraz daha düşük olduğu görülmektedir.

Tablo 3.1'de belirtilen ülkemizde ve dünyada yapılan çalışmalarla kıyaslandığında da çalışma bölgesinin ¹³⁷Cs ortalama aktivite konsantrasyonu Rize, Adana, Kırklareli, Mersin ve Pakistan ortalama konsantrasyonlarından biraz düşük, Yalova ve Filistin ortalamalarından daha yüksek olduğu görülmektedir.

Türkiye Atom Enerjisi Kurumunun 2010 yılı raporunda, ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs ortalama aktivite konsantrasyonlarının Türkiye ortalamaları sırasıyla, $34.7\pm 1.7 \text{ Bqkg}^{-1}$, $35.4\pm 0.8 \text{ Bqkg}^{-1}$, $450.0\pm 18 \text{ Bqkg}^{-1}$ ve 14.8 Bqkg^{-1} olarak rapor edilmiştir. ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs ortalama aktivite konsantrasyonlarının Dünya ortalamaları ise UNSCEAR 2000 raporunda sırasıyla 35.0 Bqkg^{-1} , 30.0 Bqkg^{-1} , 400.0 Bqkg^{-1} ve 14.8 Bqkg^{-1} olarak rapor edilmiştir. Ölçümlerden elde ettiğimiz sonuçlarla karşılaştırıldığında, çalışma bölgesinde ölçülen ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonu Türkiye ortalamasının biraz altında Dünya ortalamasının ise biraz üzerindedir. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{137}Cs ortalama aktivite konsantrasyonları ise Türkiye ve Dünya ortalamalarının altındadır. Bunların yanı sıra, çalışma bölgesinde ölçülen aktivite konsantrasyonlarının Tablo 3.1’de verilen Ülkemizin ve Dünyanın farklı bölgelerinde yapılan çalışmalarla uyumlu olduğu görülmektedir.

3.3. Radyasyon Dozları ve Radyolojik Riskler

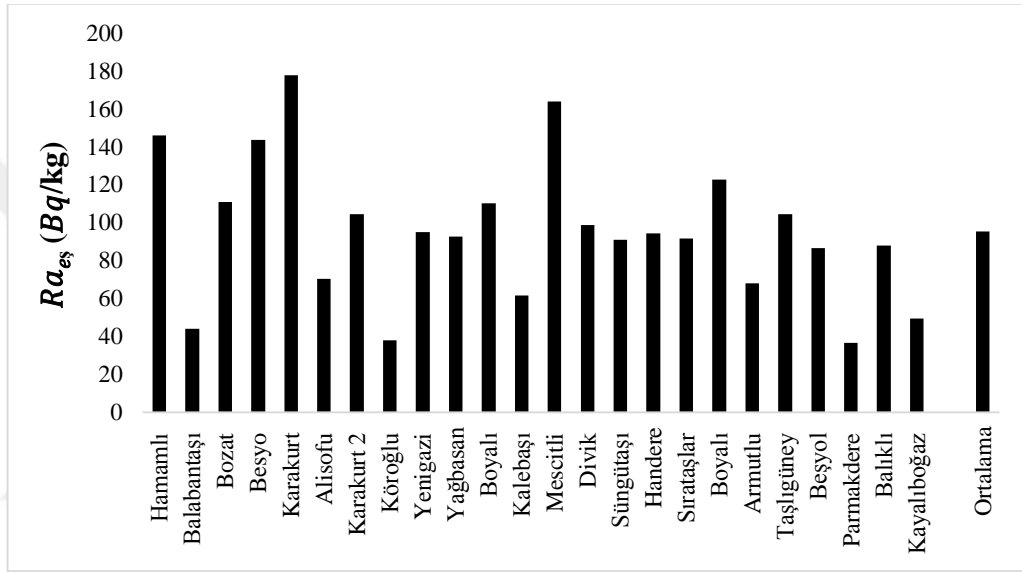
Çalışma bölgesinde yaşayan insanların yaşamları boyunca topraktaki doğal radyoaktiviteden dolayı maruz kaldıkları radyasyon dozunu ve doğal radyoaktif kaynaklardan meydana gelen gama radyasyonunun insan sağlığı üzerinde oluşturduğu radyolojik riskleri değerlendirebilmek amacıyla, radyum eşdeğeri aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri, yaşam boyu kanser riski ve dış tehlike indeksleri miktarları hesaplanmıştır.

3.3.1. Radyum Eşdeğer Aktivitesi

Radyum eşdeğer aktivitesi farklı konsantrasyonlarda ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K içeren malzemelerin spesifik aktivitelerini kıyaslamak ve bu radyonüklidlerden kaynaklanan radyolojik tehlikeleri değerlendirmek amacıyla yaygın olarak kullanılan radyasyon tehlike indekslerinden biridir. Toprak örnekleri için Radyum eşdeğer aktivitesi aşağıda verilen (3.1) denklemi kullanılarak hesaplanabilir[5].

$$Ra_{eş}(Bqkg^{-1}) = A_{Ra} + 1.43A_{Th} + 0.077A_K \quad (3.1)$$

Burada $Ra_{eş}$ Radyum eşdeğer aktivitesi, A_{Ra} , A_{Th} ve A_K , sırasıyla $Bqkg^{-1}$ cinsinden ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarıdır. Bu denklem 1 $Bqkg^{-1}$ 'lik ^{226}Ra , 1.43 $Bqkg^{-1}$ 'lik ^{232}Th ve 0.077 $Bqkg^{-1}$ 'lik ^{40}K aktivitelerinin aynı gama ışını dozu oranını oluşturdukları varsayımına dayanmaktadır[77]. Denklem (3.1) kullanılarak toplanan numuneler için hesaplanan $Ra_{eş}$ değerleri Şekil 3.5'te verilmiştir.



Şekil 3.5: Sarikamis bölgesi toprak örneklerinin $Ra_{eş}$ dağılımı.

Toprak numuneleri için ölçülen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları kullanılarak hesaplanan radyum eşdeğer aktivitesinin minimum değeri 36.7 $Bqkg^{-1}$ (Parmakdere Köyü), maksimum değeri 177.9 $Bqkg^{-1}$ (Karakurt köyü) olup ortalama değeri 95.5 $Bqkg^{-1}$ 'dir.

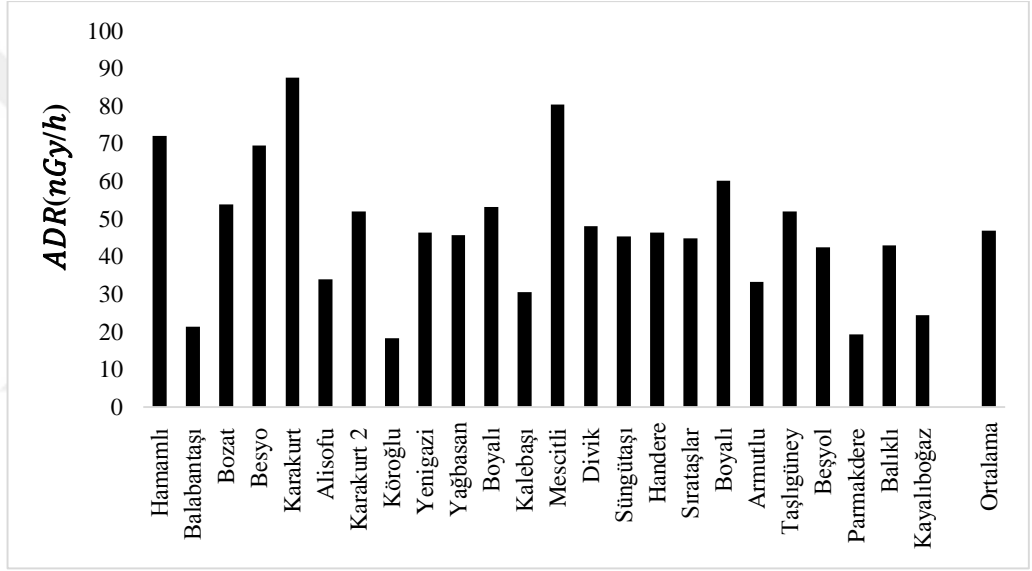
3.3.2. Soğurulan gama doz oranı (ADR)

Yeryüzü kaynaklı gama ışınları için yerden 1m yükseklikte soğurulan gama doz oranı (ADR), toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarından hesaplanabilir[78]. Bu radyonüklidler dışında ^{90}Sr , ^{235}U gibi diğer radyonüklidlerin soğurulan gama doz oranına katkıları çok az olduğu için ihmal edilmektedir[31].

Toprak örneklerinde ölçülen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları için sırasıyla, 0.462, 0.604 ve 0.0417 ($\text{nGyh}^{-1}/\text{Bqkg}^{-1}$) dönüşüm faktörleri uygulanarak, yerden 1m yükseklikte insanların maruz kaldığı toplam doz oranı (ADR) eşitlik (3.2) ile hesaplanır[79,80].

$$ADR(\text{nGyh}^{-1}) = 0.462A_{Ra} + 0.604A_{Th} + 0.0417A_K \quad (3.2)$$

Bu denklemde, A_{Ra} , A_{Th} ve A_K sırasıyla toprak örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K için aktivite konsantrasyonları olup birimleri Bqkg^{-1} 'dir. Toprak numuneleri için hesaplanan ADR değerleri Şekil 3.6'da verilmiştir.



Şekil 3.6: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerindeki soğurulan gama doz hızı dağılımı.

Çalışmalarımızda elde edilen soğurulan gama doz oranı değerlerinin, 18.44 nGyh^{-1} (Köroğlu köyü) ile 87.69 nGyh^{-1} (Karakurt köyü) değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama değer ise 46.91 nGyh^{-1} olduğu görülmüştür.

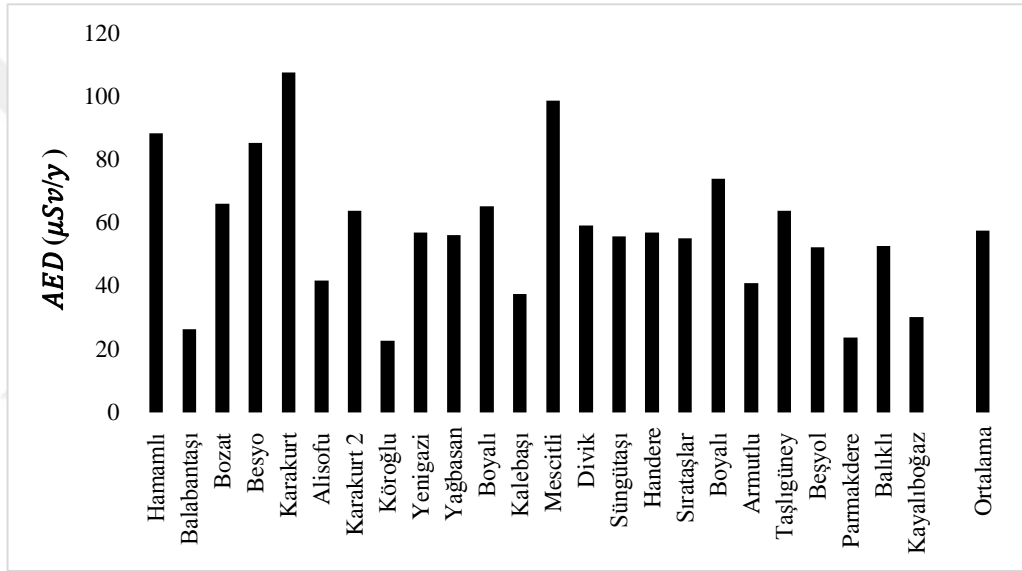
3.3.3. Yıllık etkin doz eşdeğeri

Yıllık etkin doz eşdeğeri (AED), soğurulan gama doz oranını etkin doza dönüştürme katsayısı ve ev dışı meşguliyet faktörü kullanılarak tespit edilebilir[81]. UNSCEAR

2000 raporunda önerilen yetişkinler için havada soğurulan gama dozunu etkin doza dönüştürme katsayısı 0.7 Sv/Gy ve insanların bir yıl boyunca zamanlarının yaklaşık %20'sini açık alanlarda geçirdiği göz önünde tutularak ev dışı meşguliyet faktörü 0.2 alınarak Yıllık etkin doz eşdeğeri aşağıdaki denklem yardımıyla bulunabilir[65].

$$AED(\mu Sv y^{-1}) = ADR(nGy h^{-1}) \times 0.7 Sv Gy^{-1} \times 86000 h \times 0.2 \times 10^{-3} \quad (3.3)$$

denklem (3.3)'te verilen AED yıllık etkin doz eşdeğeri ve ADR ise yerden 1 m yükseklikteki açık havadaki toplam soğurulan gama radyasyon doz oranıdır. Toprak numuneleri için hesaplanan ADR değerleri Şekil 3.7'de verilmiştir.



Şekil 3.7: Sarıkamış bölgesinden alınan toprak örneklerinin yıllık etkin doz dağılımı.

Şekil 3.7'den de görülebileceği gibi çalışma bölgesinde toprak numuneleri için hesaplanan yıllık etkin doz oranını 22.6 $\mu Sv y^{-1}$ (Köroğlu köyü) ile 107.5 $\mu Sv y^{-1}$ (Karakurt köyü) arasında değişmekle birlikte ortalama değeri ise 57.5 $\mu Sv y^{-1}$ 'dir.

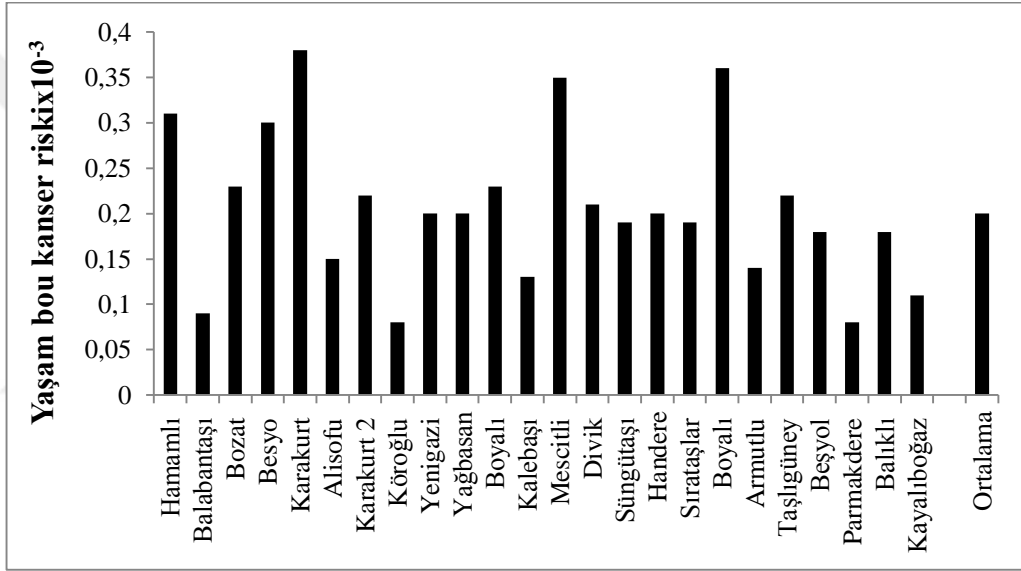
3.3.4. Yaşam Boyu Kanser Riski

Yaşam boyu kanser riski (LCR), belli dozda radyasyona maruz kalınması durumunda bir ömür boyu kanser gelişme olasılığıyla ilgili bir indeks olup karasal gama

radasyonundan kaynaklanan yaşam boyu kanser olma riski denklem (3.4) kullanılarak hesaplanabilir[65].

$$LCR = AED \times YS \times RF \quad (3.4)$$

Burada, AED yıllık etkin doz eşdeğeri, YS, ortalama yaşam süresi (ortalama 70 yıl) ve RF ise risk faktörü olup Sievert başına ölümcül kanser riskini ifade eder ve stokastik etkilerde, toplumun tamamında ölümcül kanser için ICRP 60 raporunda RF'yi $5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ olarak kullanmaktadır[31,68]. Çalışma bölgesinden alınan toprak örneklerinin Yaşam boyu kanser riski dağılımları Şekil 3.8'de verilmektedir.



Şekil 3.8: Sarıkamış toprakları yaşam boyu kanser risk oranı dağılımı.

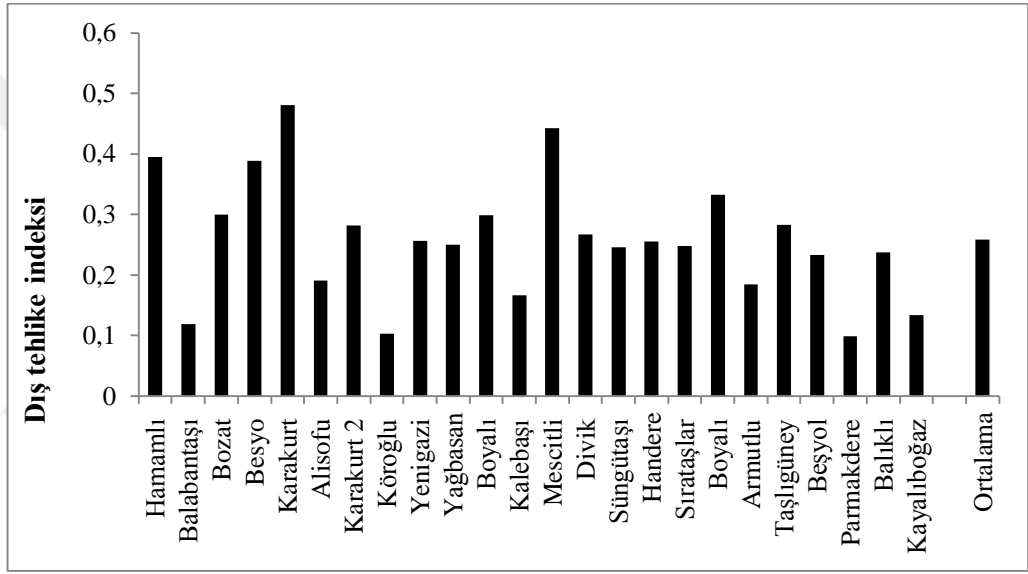
İncelediğimiz toprak örnekleri için hesaplanan yaşam boyu kanser olma riski $0,08 \times 10^{-3}$ ile $0,38 \times 10^{-3}$ değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama $0,20 \times 10^{-3}$ olarak bulunmuştur.

3.3.5. Dış Tehlike İndeksi (Hex)

Dış tehlike indeksi doğal radyoaktif çekirdekler içeren malzemelerin sağlık etkilerini değerlendirmek amacıyla kullanılan bir indeks olup H_{ex} ile gösterilir ve incelenen örnekler için aşağıda verilen denklem kullanılarak hesaplanabilir.

$$H_{ex} = \frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \quad (3.5)$$

denklem (3.5)'te verilen A_{Ra} , A_{Th} , ve A_K sırasıyla, $Bqkg^{-1}$ biriminde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarıdır. Radyasyon tehlikesinden korunmak için dış tehlike indeksinin değeri, 1'den küçük veya en fazla 1'e eşit olmalıdır ($Hex \leq 1$) ve dış tehlike indeksinin maksimum değeri olan 1 radyum eşdeğer aktivitesinin üst limitine ($370 Bq/kg^{-1}$) eşittir[5]. İncelenen toprak örneklerinin dış tehlike indeksleri Şekil 3.9'da verilmiştir.



Şekil 3.9: Sarıkamış bölgesi toprakları dış tehlike indeksi dağılımı.

İncelenen toprak örneklerinde, dış tehlike indeksi gibi 0.099 ile 0.048 değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama 0.258 olarak tespit edilmiştir. Şekil 3.9' dan görüldüğü gibi toprak örnekleri için hesaplanan dış tehlike indeksi değerlerinin tümü belirlenen 1 değerinden daha düşüktür.

3.4. Radyasyon Dozlarının ve Radyolojik Risklerin Değerlendirilmesi

Tablo 3.2'de radyum eşdeğeri aktivitesi, soğrulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri ve yaşam boyu kanser riski miktarlarının Kars il merkezi ve ilçelerinde aynı

spektrometre kullanılarak yapılan çalışmalarda rapor edilen değerlerle, ülkemizin ve dünyanın farklı bölgelerinde gerçekleştirilen bazı çalışmalarda verilen değerlerle ve UNSCEAR 2000 raporunda verilen Dünya ortalama değerleriyle karşılaştırılması verilmektedir.

Tablo 3.2. İncelenen toprak örneklerinin Radyasyon Dozlarının ve Radyolojik Risklerinin literatürde bildirilen değerlerle karşılaştırılması

Referanslar	Çalışılan Bölge	Ra _{eş} (Bqkg ⁻¹)	ADR (nGyh ⁻¹)	AED (μSvy ⁻¹)	LCR x10 ⁻³
Bu çalışma	Sarıkamış	95.5	46.9	57.53	0.20
[61]	Kars Merkez	218.2	110.69	36.0	0.48
[64]	Akyaka	117.7	56.9	69.8	0.730
[64].	Arpaçay	91.7	44.9	55.1	0.570
[64].	Susuz	112.5	55.1	67.6	0.705
[65]	Selim	146.0	71.0	81.7	0.30
[66].	Digor	171.5	79.0	96.8	0.34
[67]	Rize	218.2	110.69	136.0	0.48
[16]	Adana		67.0	82.0	
[68]	Kırklareli		71.0	87.0	0.51
[69]	Mersin		51.0	62.0	0.22
[70]	Yalova		48.89	59.96	0.42
[71]	Pakistan		89	164.0	0.543
[72]	Filistin	77.6	35.3	40.0	1.02
[73]	Hindistan				0.70
[74]	Nijerya		148.22		0.635
[75]	Malezya	458.8	141.62	169.0	
[76]	Türkiye Ortalaması		54.6	70.0	
[31]	Dünya Ortalaması		60.0	70.0	0.29

Ölçümler sonucunda elde ettiğimiz ortalama radyum eşdeğer aktivitesi ortalama değerinin tablo 3.2'den de görülebileceği gibi Arpaçay ilçesi ortalamasından biraz yüksek, Kars merkez, Akyaka, Susuz, Selim ve Digor ortalama değerlerinden ise daha düşük olarak bulunmuştur. Ülkemizde ve Dünyanın farklı bölgelerinde yapılan çalışmalarla karşılaştırdığımızda ise Rize ilinin ortalamasının yaklaşık %43'ü kadar, Malezya ortalamasının yaklaşık %20'si kadar, Filistin ortalamasından ise biraz daha yüksek olduğu görülmektedir. Analiz sonuçlarına göre radyum eşdeğer aktivitesi değerlerinin uluslararası izin verilen limit değerinin (370 Bqkg^{-1}) çok altında olduğu görülmektedir (UNSCEAR 2000).

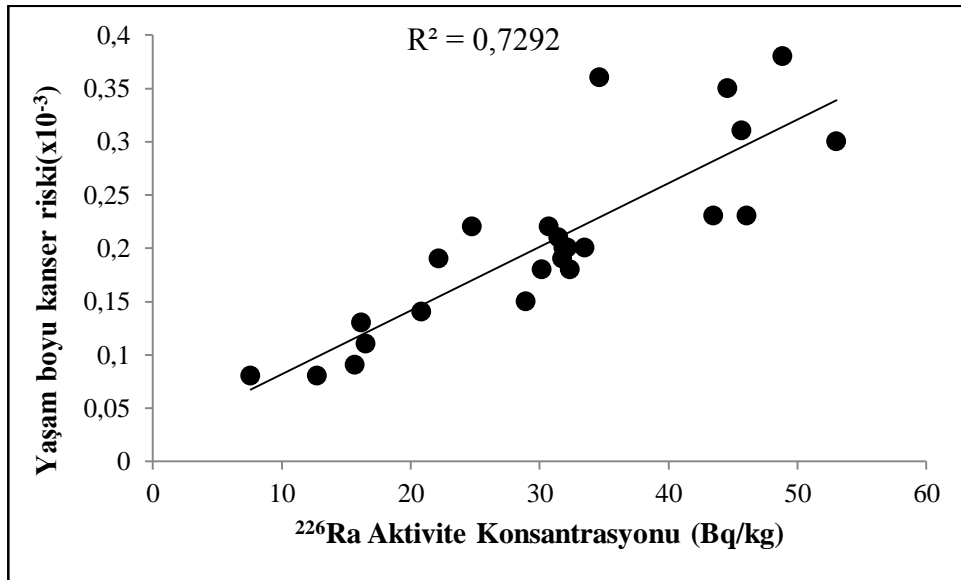
Yapılan analizler sonucunda elde ettiğimiz soğurulan gama doz oranının (ADR) ortalama değerinin Kars merkez Arpaçay Susuz, Selim ve Digor ilçeleri için rapor edilen değerlerden daha düşük, Akyaka ilçesi ortalama değerinden ise biraz yüksek olduğu görülmektedir. Adana, Kırklareli, Mersin ve Yalova ortalama soğurulan gama doz oranlarının altında olduğu görülmektedir. Dünyanın farklı bölgelerinde yapılan çalışmaların sonuçlarıyla karşılaştırıldığında ise Sarıkamış'ın ortalama soğurulan gama doz oranı ortalama değerinin Nijerya ve Malezya ortalama değerlerinin düşük, Filistin ortalamasından ise yüksek olduğu görülmektedir. Son olarak, hesaplanan soğurulan gama doz oranı ortalama değerinin Türkiye ve Dünya ortalama değeri olan 60.0 nGyh^{-1} 'den daha düşük olduğu görülmektedir[31,76].

Kars ilinde yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında çalışma bölgesinin yıllık etkin doz eşdeğeri ortalama değerinin Kars merkez, Arpaçay, Susuz, Selim ve Digor ilçeleri için rapor edilen ortalama değerlerden daha düşük, Akyaka ilçesi ortalama değerinden ise biraz yüksek olduğu görülmektedir. Tablo 3.2'den de görülebileceği gibi yıllık etkin doz eşdeğeri ortalama değerinin Yalova ortalama değerine çok yakın Adana, Kırklareli, Mersin ve Rize ortalamalarından düşük olduğu gözlemlenmiştir. Dünyanın farklı bölgelerinde yapılan çalışmaların sonuçlarıyla karşılaştırıldığında ise Filistin değerinden biraz yüksek Pakistan, Nijerya ve Malezya ortalamalarından oldukça düşük olduğu görülmektedir. Elde edilen yıllık etkin doz oranının ortalama değerinin Türkiye ve UNSCEAR 2000 raporunda bildirilen Dünya ortalama değerinden ($70.0 \mu\text{Svy}^{-1}$)'den daha düşük olduğu gözlemlenmiştir.

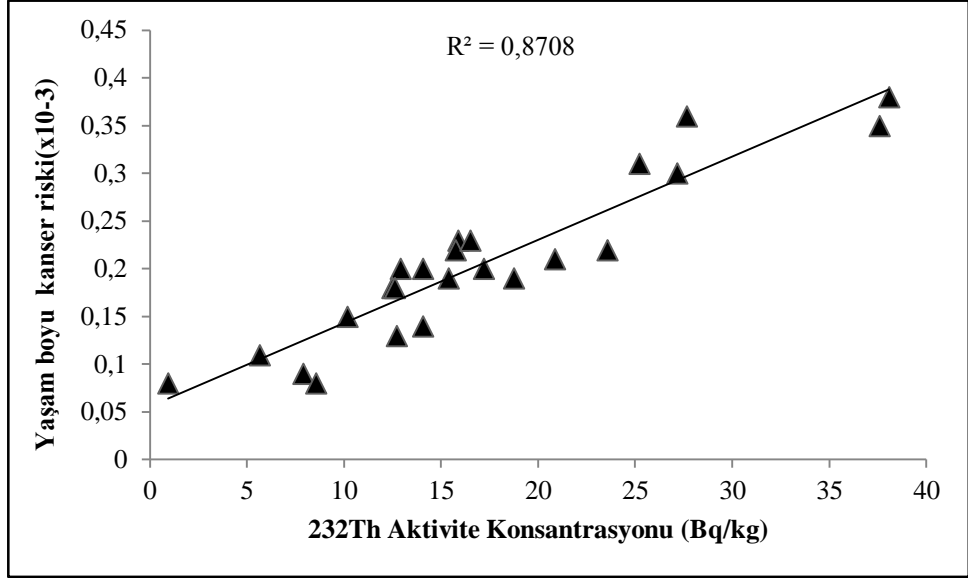
Yapılan hesaplamalar sonucunda elde ettiğimiz yaşam boyu kanser riski (LCR) ortalama değerinin Kars merkez ve diğer ilçelerinin ortalamasından daha düşük, Ülkemizin farklı coğrafi bölgelerinde yapılan çalışmaların sonuçlarıyla kıyaslandığında Mersin ortalamasıyla uyumlu Adana, Kırklareli ve Yalova ortalamalarının altında ve son olarak Hindistan ve Pakistan ortalamasının altında olduğu görülmektedir. Sarıkamış ilçesi için hesaplanan yaşam boyu kanser riski ortalaması dünya ortalaması olarak kabul edilen $0,29 \times 10^{-3}$ [31] değerinden daha düşüktür.

3.5. Toprak örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları ile Yaşam Boyu Kanser Riski Arasındaki İlişki

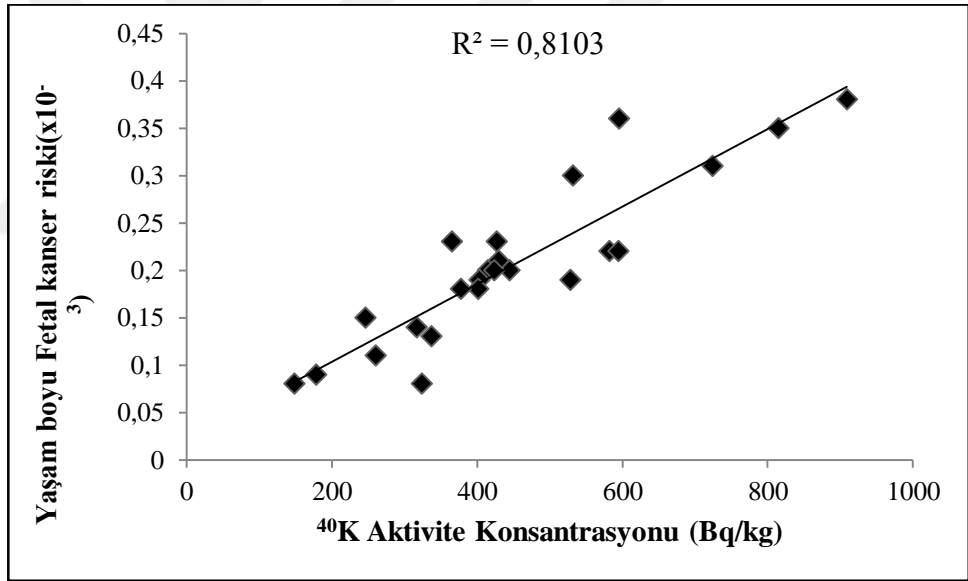
İncelenen toprak örneklerindeki doğal radyonüklidlerin aktivite konsantrasyonları ile yaşam boyu kanser riski (YKR) arasındaki ilişki korelasyon analizi ile belirlenmiştir. Şekil 3.10, Şekil 3.11 ve Şekil 3.12 sırasıyla bu çalışmada elde edilen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları ile yaşam boyu kanser riski (YKR) arasındaki ilişkileri göstermektedir.



Şekil 3.10: ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki



Şekil 3.11: ²³²Th aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.



Şekil 3.12: ⁴⁰K aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.

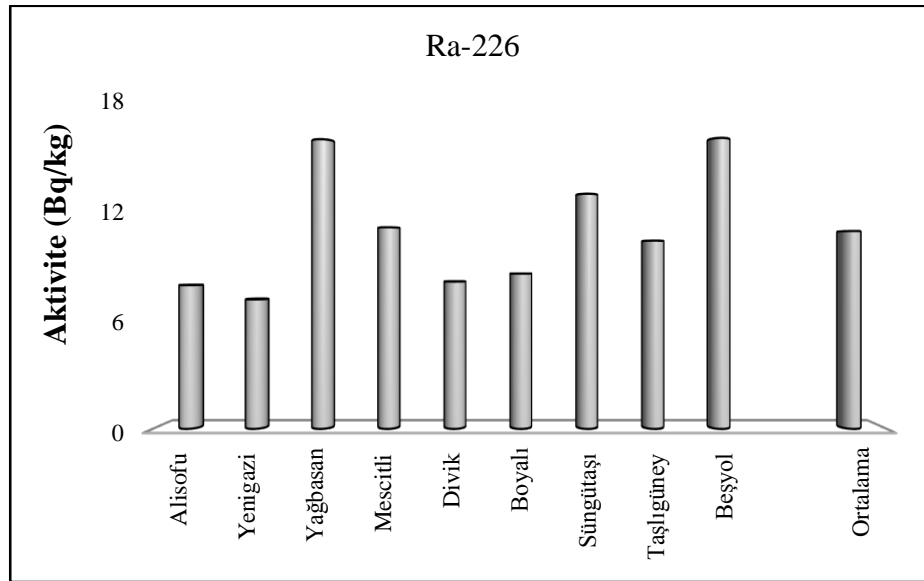
Şekil 3.10, Şekil 3.11 ve Şekil 3.12'den de görülebileceği gibi ²²⁶Ra ($R^2 = 0.7292$), ²³²Th ($R^2 = 0.8708$) ve ⁴⁰K ($R^2 = 0.8103$) aktivite konsantrasyonları ile yaşam boyu kanser riski (YKR) arasında oldukça kuvvetli bir ilişki vardır. Bunun nedeni incelediğimiz toprak örneklerinin uranyum ve potasyum konsantrasyonu bakımından zengin olması ve yıllık etkin doz eşdeğeri ve yaşam boyu kanser riskine en büyük katkıyı ²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K aktivite konsantrasyonlarının yapmasıdır.

3.6. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Aktivite Konsantrasyonları

Kars ili Sarıkamış ilçesinde yerel çiftçilerden temin edilen arpa buğday, fiğ, korunga ve yulaf yem bitkilerinin ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs aktivite konsantrasyonları ve dağılımları belirlendi. Çalışma bölgesinde yetiştirilen buğday un haline dönüştürülerek yöre halkı tarafından ağırlıklı olarak ekmek yapımında kullanılmaktadır. Bu nedenle insanlar tarafından tüketilen buğdayın doğal radyoaktivite seviyelerinin belirlenmesi, insan sağlığı açısından büyük öneme sahiptir. Ayrıca bölgede yetiştirilen buğday ve diğer yem bitkileri küçük ve büyükbaş hayvan besiciliğinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu hayvanlardan elde edilen et, süt, peynir, yumurta gibi besinlerin hem yöre halkı hem de ülkemizin farklı bölgelerinde yaşayan insanlar tarafından beslenme amaçlı tüketilmesi nedeniyle çevre sağlığı açısından incelenmesi faydalı olacaktır.

3.6.1. Buğday Unu Örneklerinde ^{226}Ra Aktivite Konsantrasyonları

Çalışma bölgesinde 9 farklı istasyondan alınan buğday unu örneklerinde ^{226}Ra ortalama aktivite konsantrasyonu $11.0 \pm 2.2 \text{ Bqkg}^{-1}$ olarak bulunmuştur.



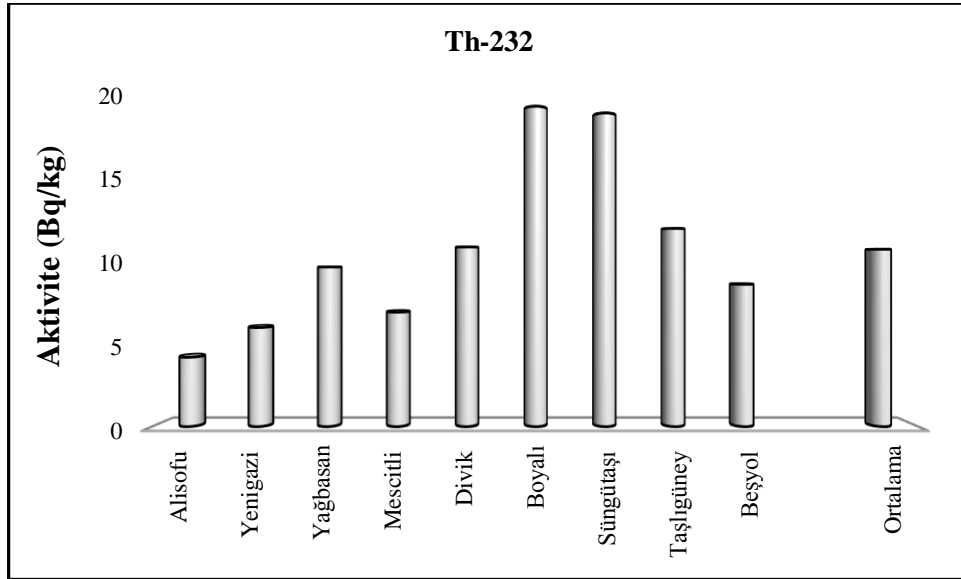
Şekil 3.13: Buğday unu örneklerinde ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu.

^{226}Ra aktivite konsantrasyonu minimum değeri 7.2 ± 0.9 , maksimum değeri ise 16.1 ± 2.6 Bqkg^{-1} olarak ölçülmüştür. Şekil 3.13'te ^{226}Ra aktivite konsantrasyonlarının çalışma istasyonlarına göre dağılımı verilmektedir.

Şekil 3.13'ten de görülebileceği gibi en düşük ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu Yenigazi köyünden alınan örneklerde, en yüksek ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ise Beşyol köyünden alınan örneklerde ölçülmüştür.

3.6.2. Buğday Unu Örneklerinde ^{232}Th Aktivite Konsantrasyonları

İncelenen buğday unu örneklerinde ^{232}Th ortalama aktivite konsantrasyonu 10.8 ± 2.3 Bqkg^{-1} olarak bulunmuştur. ^{232}Th aktivite konsantrasyonu en düşük değeri 4.2 ± 1.9 Bqkg^{-1} , en yüksek değeri ise 19.5 ± 2.0 Bqkg^{-1} olarak ölçülmüştür. Şekil 3.14 'te buğday unu örneklerindeki ^{232}Th aktivite konsantrasyonlarının çalışma istasyonlarına göre dağılımı verilmektedir.

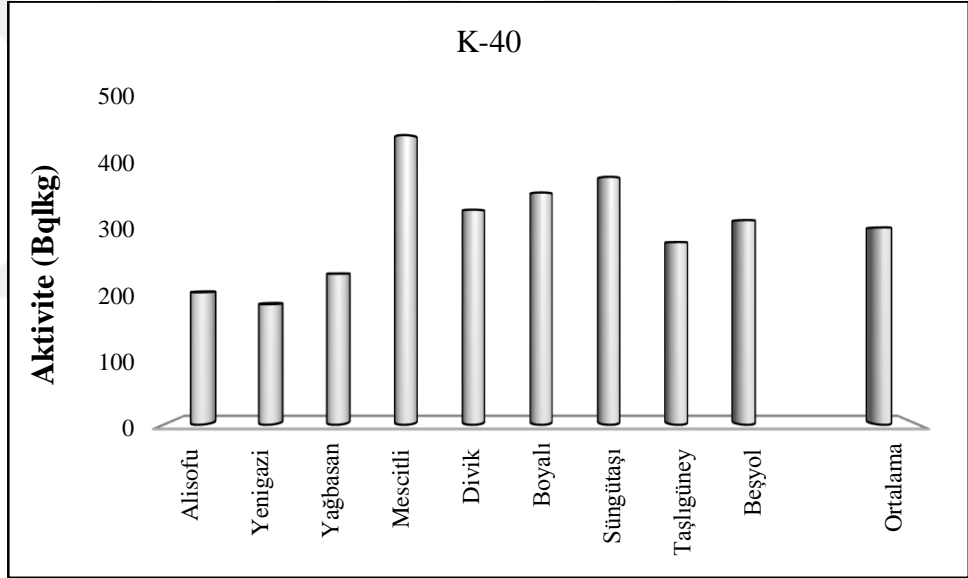


Şekil 3.14: Buğday Unu Örneklerinde ^{232}Th Aktivite Konsantrasyonları.

Şekil 3.14'ten de görüldüğü gibi en düşük ^{232}Th aktivite konsantrasyonunun Alısofu köyünden alınan örneklerde, en yüksek ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ise Boyalı köyünden alınan örneklerde ölçülmüştür.

3.6.3. Buğday Unu Örneklerinde ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları

İncelenen buğday unu örneklerinde ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonu 304.1 ± 25.5 Bqkg^{-1} olarak bulunmuştur. ^{40}K aktivite konsantrasyonu en düşük değeri 185.7 ± 26.0 , en yüksek değer 446.1 ± 27.0 Bqkg^{-1} olarak ölçülmüştür. Şekil 3.15'te ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının çalışma istasyonlarına göre dağılımı verilmektedir.



Şekil 3.15: Buğday Unu Örneklerinde ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları.

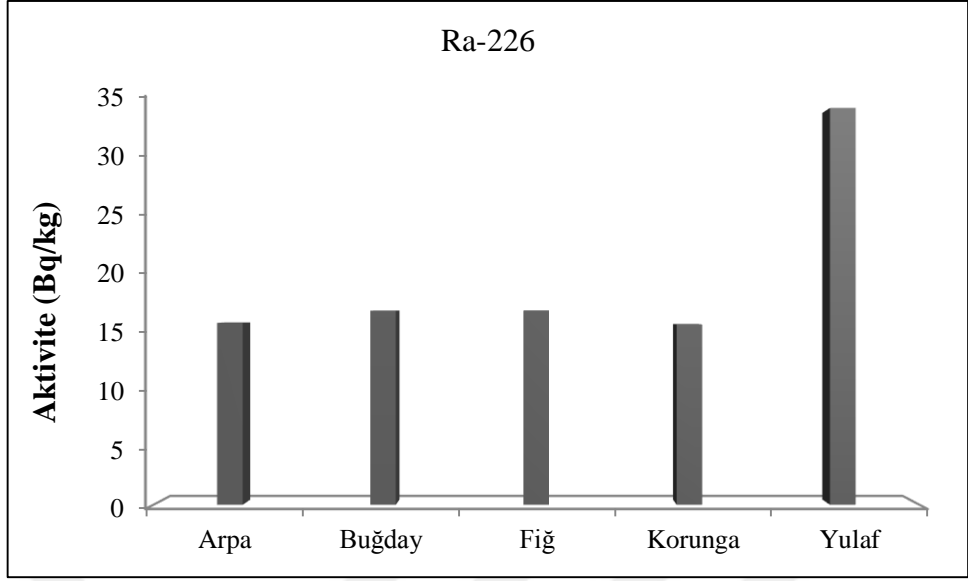
Şekil 3.15'ten de görüldüğü gibi en düşük ^{40}K aktivite konsantrasyonu Yenigazi köyünden alınan örneklerde, en yüksek ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise Mescitli köyünden alınan örneklerde ölçülmüştür. İncelenen buğday unu örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları Tablo 3.3 'te verilmektedir. İncelenen buğday unu yem örneklerinde ^{137}Cs radyonüklidine hiç rastlanmamıştır.

Tablo 3.3. Buğday unu örneklerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları

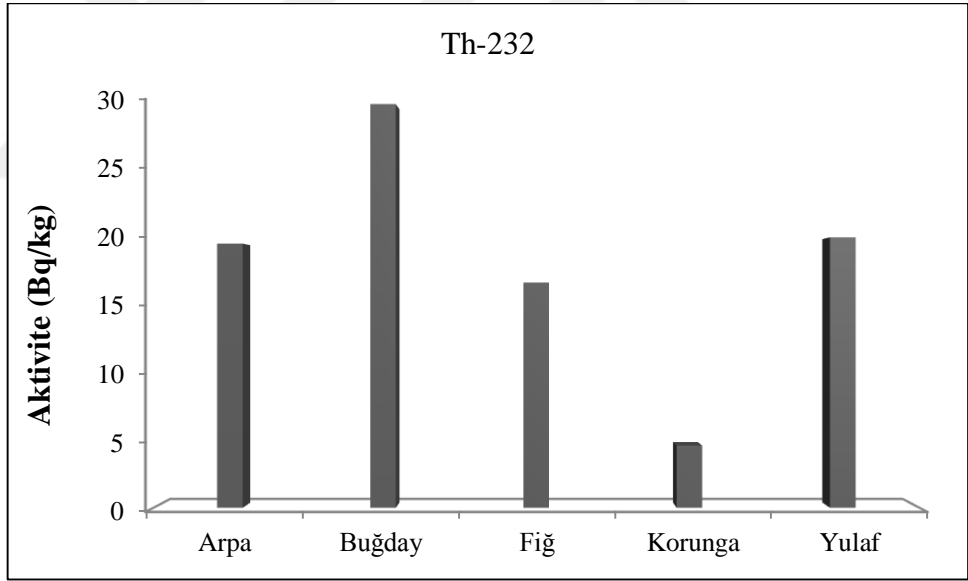
İstasyon Adı	Aktivite konsantrasyonları (Bqkg ⁻¹)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Alisofu	8.0±1.3	4.2±1.9	204.1±24.5
Yenigazi	7.2±0.9	6.0±5.1	185.7±26.0
Yağbasan	16.0±2.8	9.7±1.9	232.8±26.1
Mescitli	11.2±2.9	7.0±2.5	446.1±27.0
Divik	8.2±1.4	10.9±1.9	331.3±25.2
Boyalı	8.6±3.0	19.5±2.0	357.8±26.5
Süngütaş	13.0±2.9	19.1±2.3	381.9±27.1
Taşılgüney	10.4±2.5	12.1±1.7	281.5±22.9
Beşyol	16.1±2.6	8.7±1.8	315.4±24.6
Ortalama	11.0±2.2	10.8±2.3	304.1±25.5

3.7. Yem bitkilerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları

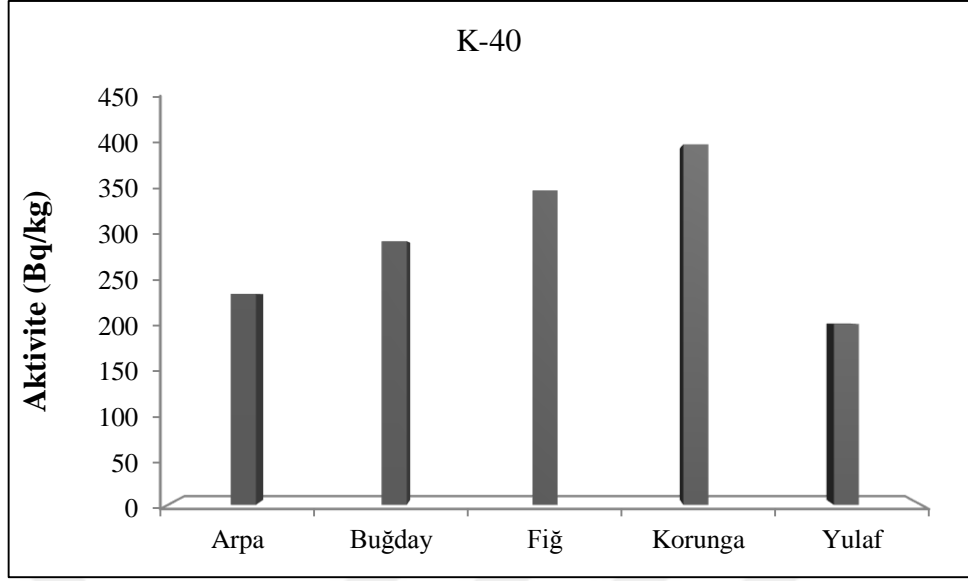
Çalıştığımız yem bitkilerinde ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonları sırasıyla arpa örnekleri için 15.79 ± 3.70 Bqkg⁻¹, 19.62 ± 2.35 Bqkg⁻¹, 235.2 ± 45.7 Bqkg⁻¹, buğday örneklerinde 16.84 ± 4.93 Bqkg⁻¹, 29.93 ± 1.85 Bqkg⁻¹, 293.6 ± 42.1 Bqkg⁻¹, fiğ örneklerinde 16.85 ± 2.45 Bqkg⁻¹, 16.74 ± 1.89 Bqkg⁻¹, 350.0 ± 35.4 Bqkg⁻¹, korunga örneklerinde 15.65 ± 2.95 Bqkg⁻¹, 4.64 ± 2.31 Bqkg⁻¹, 401.5 ± 45.1 Bqkg⁻¹ ve son olarak yulaf örneklerinde 34.33 ± 6.75 Bqkg⁻¹, 20.08 ± 2.54 Bqkg⁻¹, 201.71 ± 57.3 Bqkg⁻¹ olarak ölçülmüştür. İncelenen yem bitkilerinde ^{137}Cs radyonüklidine hiç rastlanmamıştır. İncelenen yem bitkilerinin ortalama aktivite konsantrasyonları aşağıdaki Şekil 3.16, 3.17 ve 3.18’de verilmektedir.



Şekil 3.16: Çalışma bölgesinden alınan yem bitkilerinde ^{226}Ra dağılımı.



Şekil 3.17: Çalışma bölgesinden alınan yem bitkilerinde ^{232}Th dağılımı.



Şekil.3.18: Çalışma bölgesinden alınan yem bitkilerinde ^{40}K dağılımı.

Şekillerden de görülebileceği gibi, incelediğimiz yem bitkilerinde en düşük ^{226}Ra ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonları korunga örneklerinde, en düşük ^{40}K aktivite konsantrasyonu ise yulaf örneklerinde ölçülmüştür. En yüksek ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları ise sırasıyla yulaf, fiğ ve korunga örneklerinde ölçülmüştür.

3.8. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinin Aktivite Konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi

Tablo 3.4 'te çalışma bölgesinden toplanan buğday unu ve yem bitkilerinin doğal radyoaktivite düzeylerinin ortalama değerlerinin literatürde bazı çalışmalarda bildirilen değerlerle ve aynı spektrometre ile yapılan çalışmayla karşılaştırılması verilmektedir.

Aynı spektrometre kullanılarak Kars ilinin Digor ilçesinde yapılan çalışmada mera bitkileri için bildirilen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonları buğday unu, arpa, buğday, fiğ, korunga ve yulaf için elde ettiğimiz ortalama aktivite konsantrasyonlarından daha yüksek olduğu görülmektedir.

Tablo 3.4: Bitki örneklerinin doğal radyoaktivite düzeylerinin ortalama değerlerinin literatürde bildirilen değerlerle karşılaştırılması.

Aktivite konsantrasyonları (Bqkg ⁻¹)					
Referanslar	Çalışılan Bölge	Çalışılan Bitki	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Bu çalışma	Sarıkamış	Buğday unu	10.8 ±2.3	11.0 ±2.2	304.1 ±25.5
Bu çalışma	Sarıkamış	Arpa	15.79±3.70	19.62±2.35	235.2 ± 45.7
Bu çalışma	Sarıkamış	Buğday	16.84±4.93	29.93±1.85	293.6 ± 42.1
Bu çalışma	Sarıkamış	Fiğ	16.85±2.45	16.74±1.89	350.0 ± 35.4
Bu çalışma	Sarıkamış	Korunga	15.65±2.95	4.64 ± 2.31	401.5 ± 45.1
Bu çalışma	Sarıkamış	Yulaf	34.33±6.75	20.08±2.54	201.71± 57.3
[18]	Digor	Mera bitkisi	17.9±10.4	75.9±19.5	630.6±12.3
[15]	Gediz	Mısır	25.82± 2.34		491.62 ±52.61
[82]	Batı Anadolu	Lahana		45.5±5.2	766.0±40
[83]	Türkiye	Market Çayı		5.9±1.7	766.0±40
[84]	Hindistan	Buğday	0.7±0.1	1.1±0.02	102.9±9.8
[85]	Suudi Arabistan	Hurma	5.6±1.2	2.8±0.4	181±17
[86]	Sırbistan	Tıbbi Bitki	14.6	9.87	647
[87]	İspanya	Arpa			78.0–222.4
[87]	İspanya	Buğday			67.0–122.6
[87]	İspanya	Mısır			45–118
[88]	Pakistan	Buğday	3.7	8.4	130.7

Gediz havzasında yapılan çalışmada mısır örnekleri için ²²⁶Ra ve ⁴⁰K aktivite konsantrasyonları sırasıyla 25.82 ± 2.3 Bqkg⁻¹ ve 4491.62 ± 52.61 Bqkg⁻¹, Batı Anadolu bölgesinde incelenen lahana örnekleri için ²³²Th ve ⁴⁰K aktivite konsantrasyonları 45.5±5.2 Bqkg⁻¹ ve 766.0±40 Bqkg⁻¹ olarak rapor edilmiş olup incelediğimiz tüm bitki

örnekleri için elde ettiğimiz değerlerin bu değerlerin altında olduğu görülmektedir. İncelediğimiz buğday unu, arpa, buğday, fiğ, ve yulaf için elde ettiğimiz ortalama ^{232}Th ortalama aktivite konsantrasyonları Türkiye’de market çaylarına yönelik yapılan çalışmada market çaylarındaki ^{232}Th ortalama aktivite konsantrasyonunun biraz üzerinde, Yulaf için elde ettiğimiz ^{232}Th ortalama aktivite konsantrasyonunun ise market çaylarındaki ^{232}Th ortalama aktivite uyumlu olduğu görülmektedir. İncelediğimiz buğday unu ve yem bitkilerindeki ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının ise market çaylarındaki ^{40}K ortalama aktivite konsantrasyonunun altında olduğu görülmektedir.

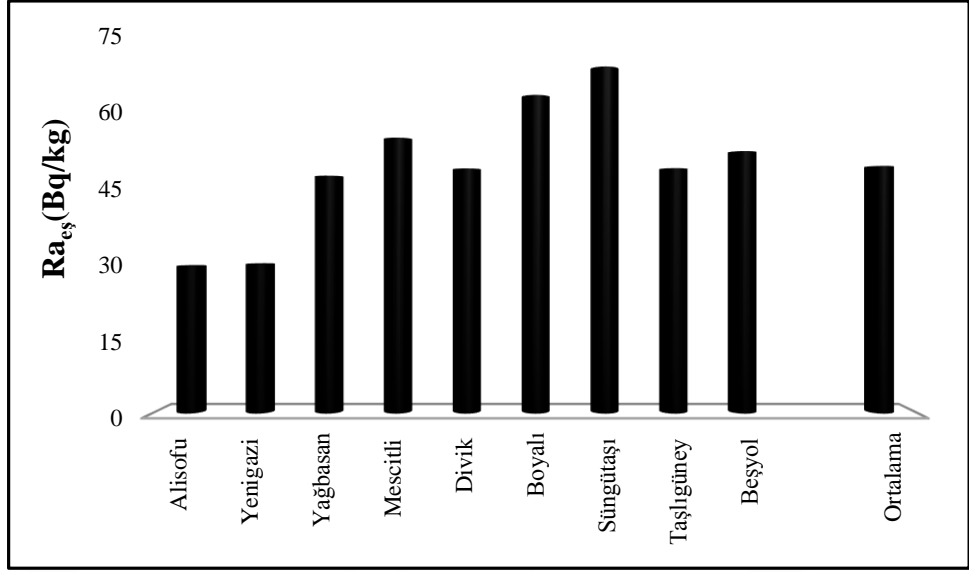
Dünyanın farklı bölgelerinden yapılan çalışmalarla kıyasladığımızda, buğday örnekleri için elde ettiğimiz ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları İspanya, Hindistan ve Pakistan için bildirilen buğday örneklerindeki aktivite konsantrasyonlardan ve Arabistan’da hurma örnekleri için bildirilen aktivite konsantrasyonlardan daha yüksek olduğu görülmüştür. Arpa örnekleri için ölçtüğümüz ^{40}K aktivite konsantrasyonunun İspanya için bildirilen arpa örneklerinin ^{40}K aktivite konsantrasyonuyla uyumlu olduğu görülmüştür.

3.9. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Radyasyon Dozları ve Radyolojik Risklerin Değerlendirilmesi

Çalışma bölgesinde farklı istasyonlardan toplanan buğday unu ve yem bitkilerindeki doğal radyoaktiviteden kaynaklanan radyasyon dozları ve radyasyon tehlike indekslerine ait veriler bu bölümde ayrı ayrı olarak ele alınmıştır.

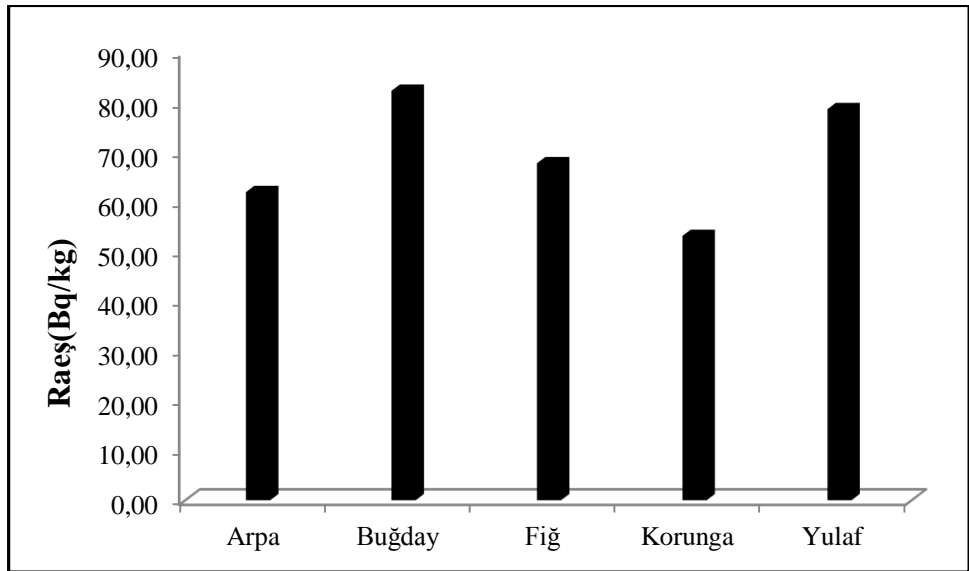
3.9.1. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Radium Eşdeğer Aktivitesi

Buğday unu örneklerinin ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları kullanılarak hesaplanan Şekil 3.19’da verilen radium eşdeğer aktivitesinin minimum değeri 29.72 Bqkg^{-1} (Alisofu Köyü) maksimum değeri 69.75 Bqkg^{-1} (Süngütaş köyü) olup ortalama değeri 49.83 Bqkg^{-1} ’dir.



Şekil 3.19: Buğday unu örneklerinde radyum eşdeğer aktivitesi.

İncelediğimiz yem bitkilerinde denklem (3.1) kullanılarak radyum eşdeğer aktiviteleri hesaplanmış ve Şekil 3.20’de verilmiştir. Radyum eşdeğer aktivitesinin maksimum değeri 82.25 Bqkg-1 (Buğday örneği için), minimum değeri ise 53.16 Bqkg-1 (korunga örneği için) olarak bulunmuştur.

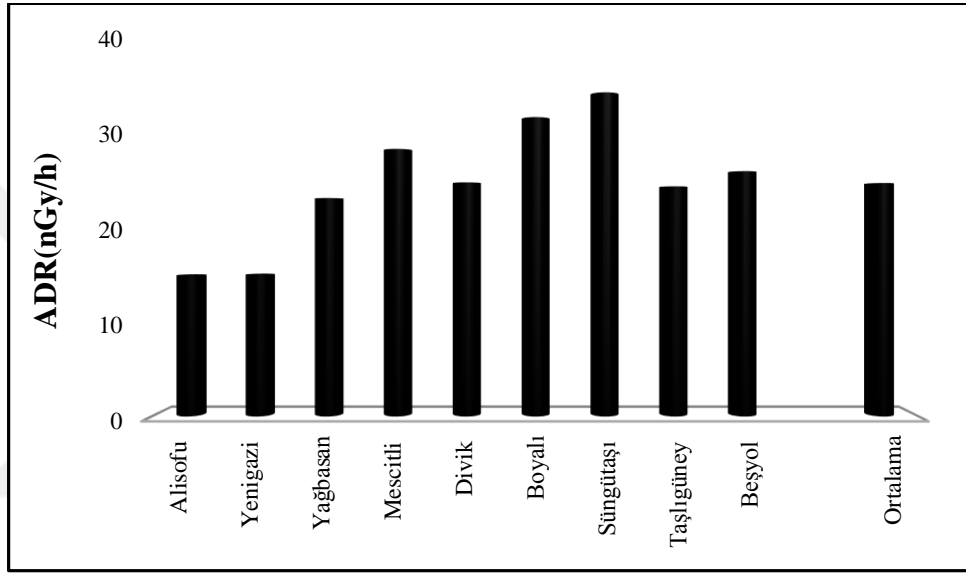


Şekil 3.20: Yem bitkilerinde radyum eşdeğer aktivitesi.

Analiz sonuçlarına göre buğday unu ve yem bitkilerindeki radyum eşdeğer aktivitesi değerlerinin uluslararası izin verilen limit değerinin (370 Bqkg^{-1})[31] çok altında olduğu görülmektedir.

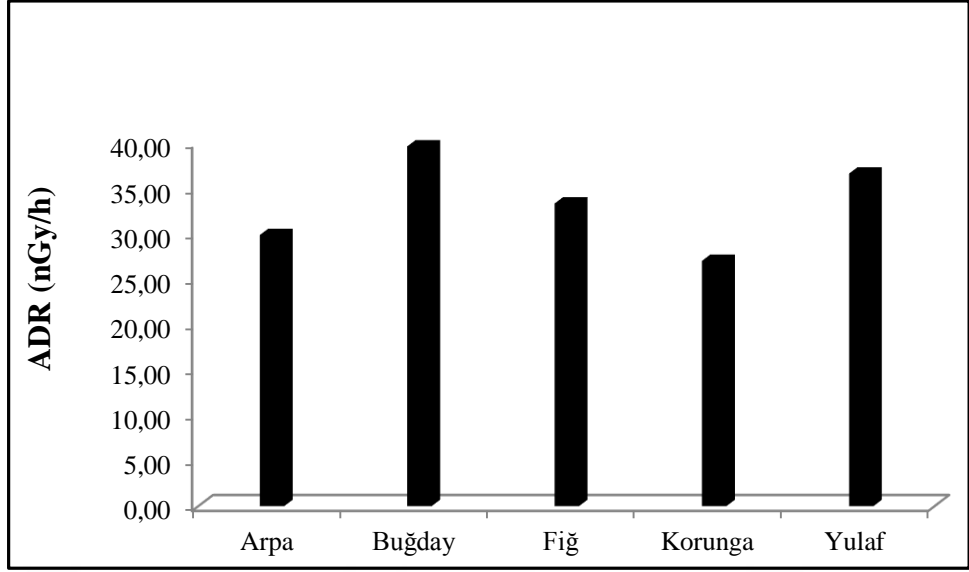
3.9.2. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Soğurulan Gama Doz Oranı

Çalışmalarımızda buğday unu örnekleri için elde edilen soğurulan gama doz oranı değerlerinin, 14.98 nGyh^{-1} (Alısofu köyü) ile 34.63 nGyh^{-1} (Süngütaşı köyü) değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama değer ise 24.91 nGyh^{-1} olduğu görülmüştür. İncelenen buğday unu örnekleri için hesaplanan soğurulan gama doz oranları (ADR) Şekil 3.21’de verilmiştir.



Şekil 3.21: Buğday unu örneklerinde soğurulan gama doz oranı.

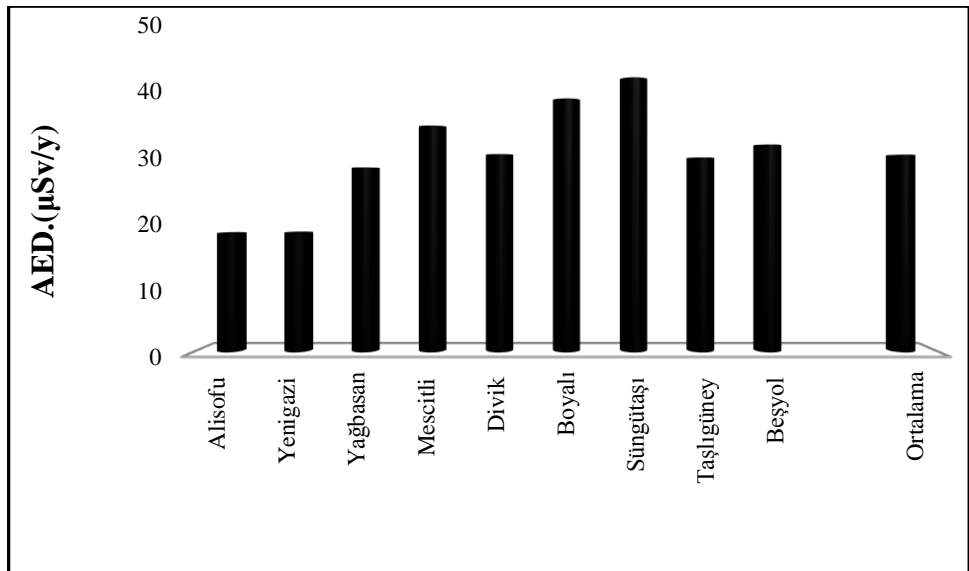
İncelediğimiz yem bitkilerinde denklem (3.2) kullanılarak soğurulan gama doz oranları hesaplanmış ve Şekil 3.22’de verilmiştir. soğurulan gama doz oranının maksimum değeri 39.63 nGyh^{-1} (buğday örneği için), minimum değeri ise 27.0 nGyh^{-1} (korunga örneği için) olarak bulunmuştur. Hesaplanan soğurulan gama doz oranı değerlerinin Türkiye ve Dünya ortalama değeri olan 60.0 nGyh^{-1} ’den[31,76] daha düşük olduğu görülmektedir.



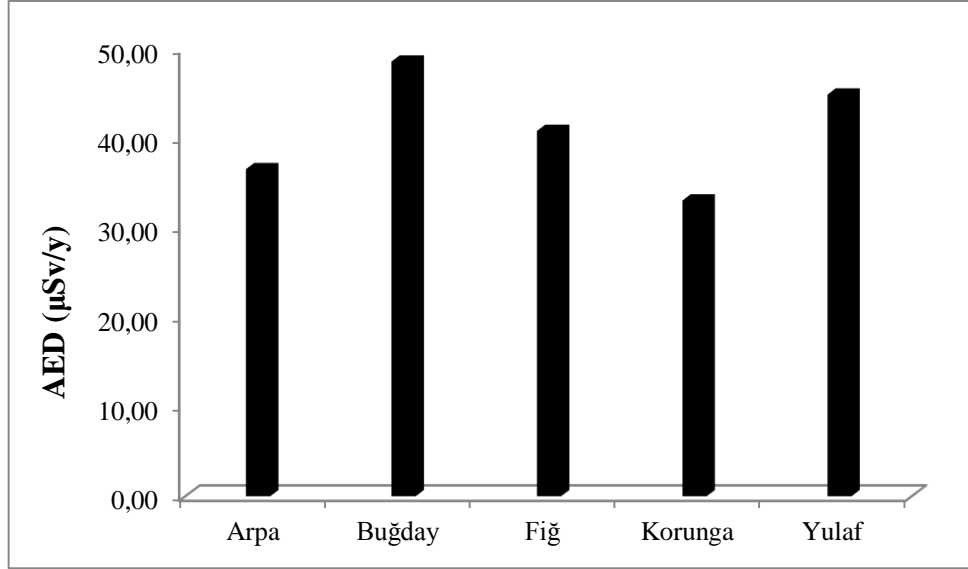
Şekil 3.22: Yem bitkilerinde soğurulan gama doz oranı.

3.9.3. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri

Şekilden 3.23'ten de görülebileceği gibi çalışma bölgesinde buğday unu numuneleri için hesaplanan yıllık etkin doz oranını $18.37 \mu\text{Svy}^{-1}$ (Alısofu köyü) ile $42.47 \mu\text{Svy}^{-1}$ (Süngütaşı köyü) arasında değişmekle birlikte ortalama değeri ise $30.55 \mu\text{Svy}^{-1}$ 'dir.



Şekil 3.23: Buğday unu örneklerinde yıllık etkin doz oranı.

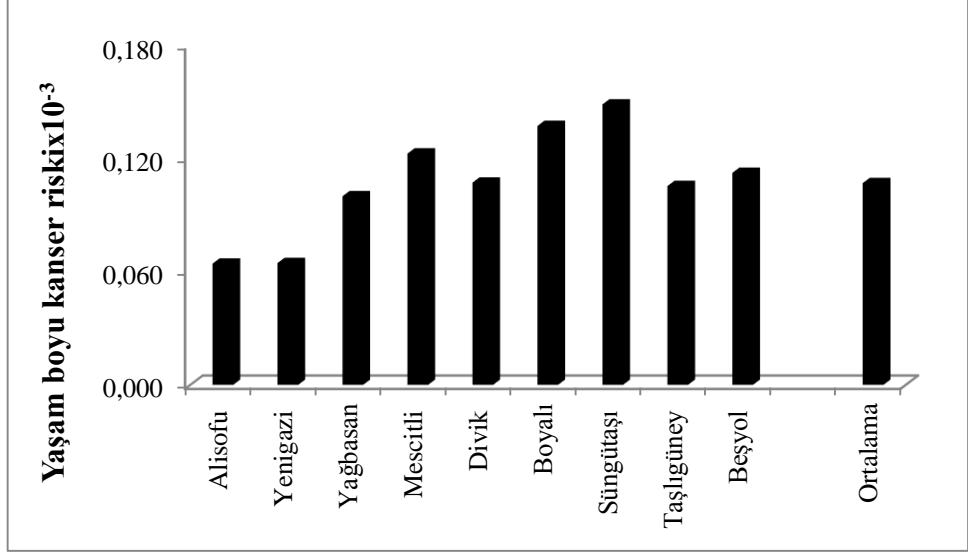


Şekil 3.24: Yem bitkilerinde yıllık etkin doz oranı.

İncelediğimiz yem bitkilerinde denklem (3.3) kullanılarak soğurulan gama doz oranları hesaplanmış ve Şekil 3.24’ te verilmiştir. yıllık etkin doz oranının maksimum değeri $48.61 \mu\text{Sv}^{-1}$ (buğday örneği için), minimum değeri ise $33.11 \mu\text{Sv}^{-1}$ (korunga örneği için) olarak bulunmuştur. Buğday unu örnekleri ve yem bitkileri için hesaplanan yıllık etkin doz oranının ortalama değerinin Türkiye ve Dünya ortalama değerinden ($70.0 \mu\text{Sv}^{-1}$)’den[31,76] çok daha düşük olduğu gözlemlenmiştir.

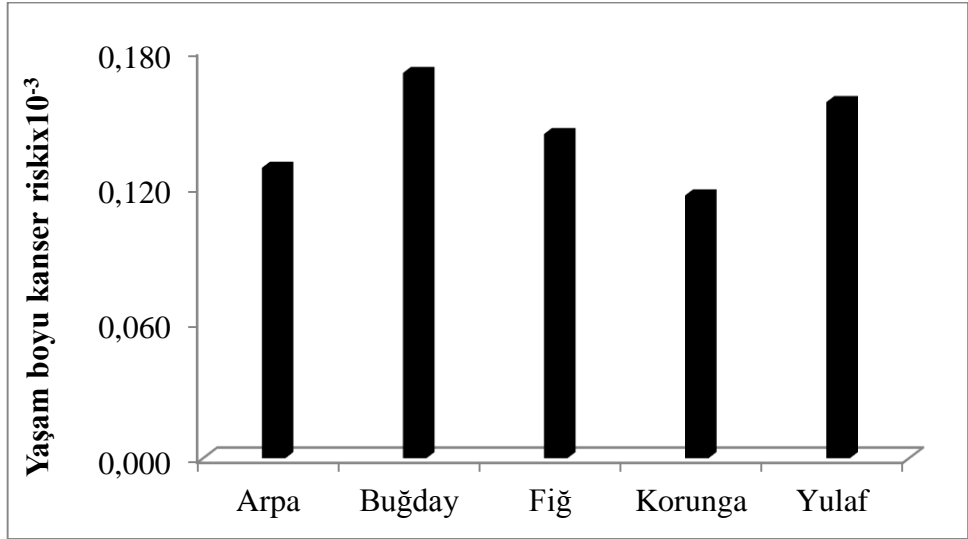
3.9.4. Buğday Unu ve Yem Bitkilerinde Yaşam Boyu Kanser Riski

Çalışmalarımızda incelediğimiz buğday unu örnekleri için elde edilen yaşam boyu kanser riski 0.065×10^{-3} (Alısofu köyü) ile 0.149×10^{-3} (Süngütaşı köyü) değerleri arasında değişmekle birlikte ortalama değerinin ise 0.107×10^{-3} olarak bulunmuştur. Buğday unu örnekleri için hesaplanan yaşam boyu kanser riski değerleri Şekil 3.25’de verilmektedir.



Şekil 3.25: Buğday unu örneklerinde yaşam boyu kanser riski.

İncelediğimiz yem bitkilerinde denklem (3.4) kullanılarak yaşam boyu kanser riskler hesaplanmış ve Şekil 3.26’da verilmiştir. Yaşam boyu kanser riskinin maksimum değeri 0.170×10^{-3} (buğday örneği için), minimum değeri ise 0.116×10^{-3} (korunga örneği için) olarak bulunmuştur.

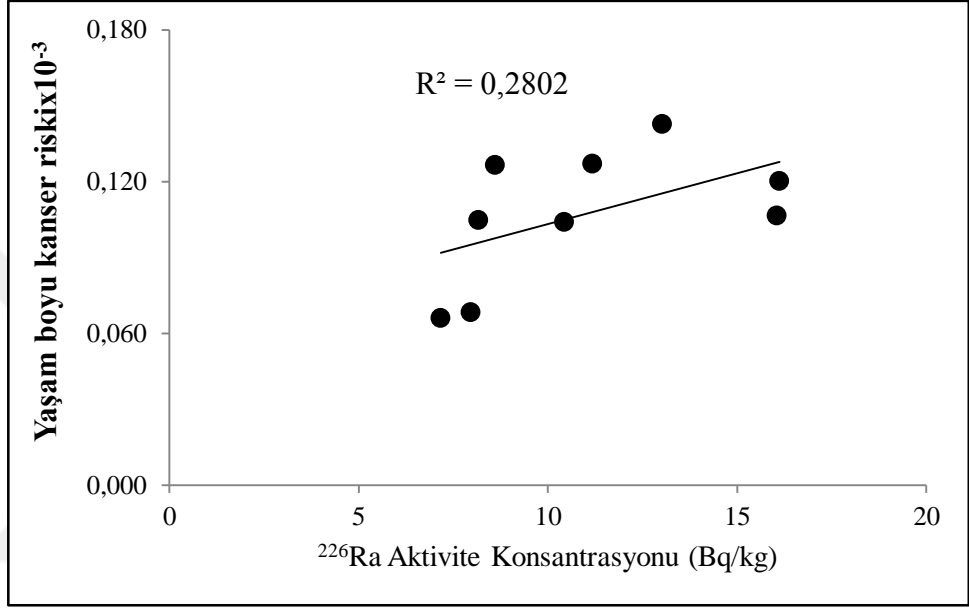


Şekil 3.26: Yem bitkilerinde yaşam boyu kanser riski.

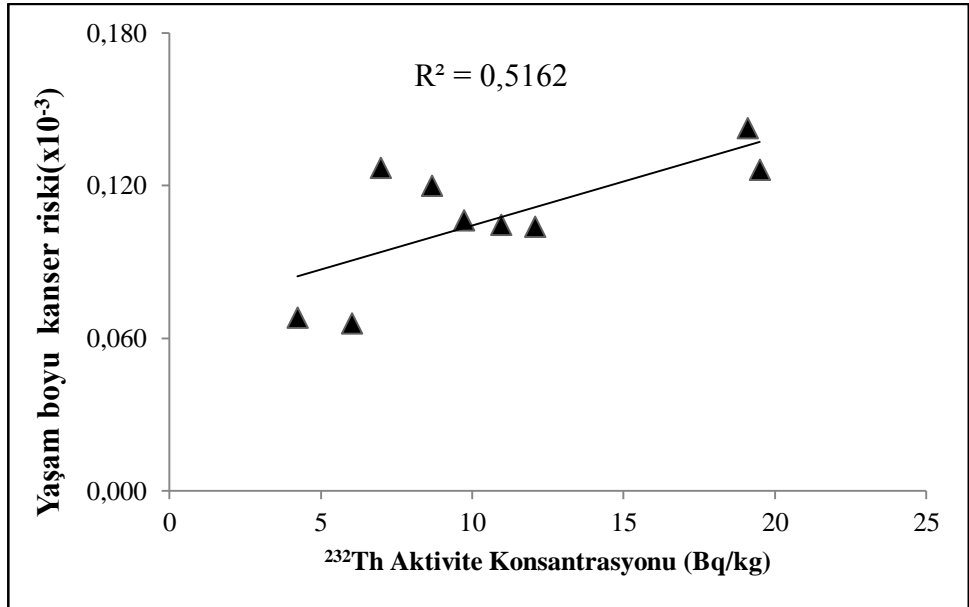
Buğday unu örnekleri ve yem bitkileri için hesaplanan yaşam boyu kanser riski ortalaması dünya ortalama olarak kabul edilen $0,29 \times 10^{-3}$ [31,76] (UNSCEAR 2000) değerinden daha düşüktür.

3.10. Un örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K Aktivite Konsantrasyonları ile Yaşam Boyu Kanser Riski Arasındaki İlişki

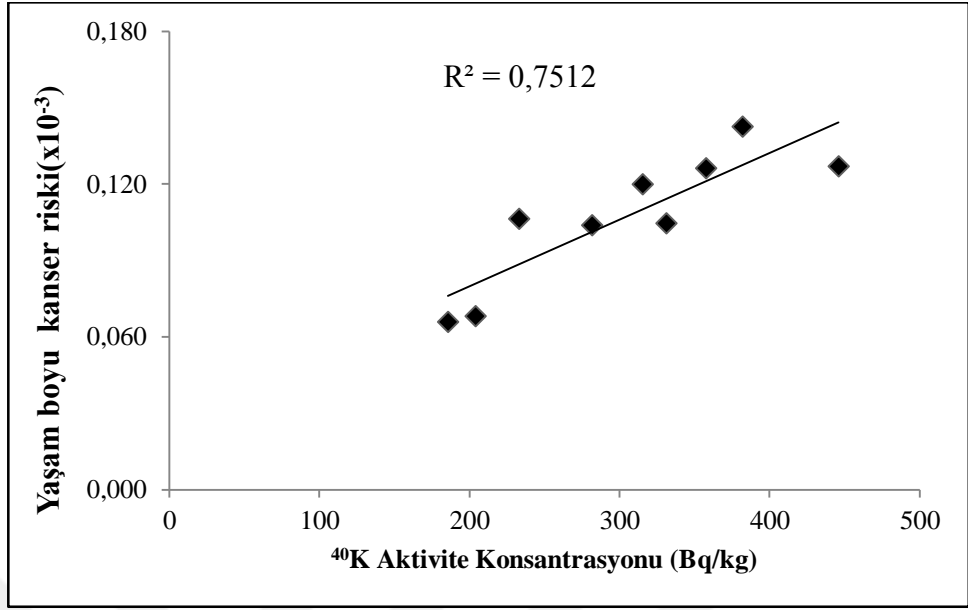
Analiz edilen buğday örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları ile yaşam boyu kanser riski (YKR) arasındaki ilişkiler sırasıyla Şekil 3.27, Şekil 3.28 ve Şekil 3.29'da verilmektedir.



Şekil 3.27: ^{226}Ra aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.



Şekil 3.28: ^{232}Th aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.

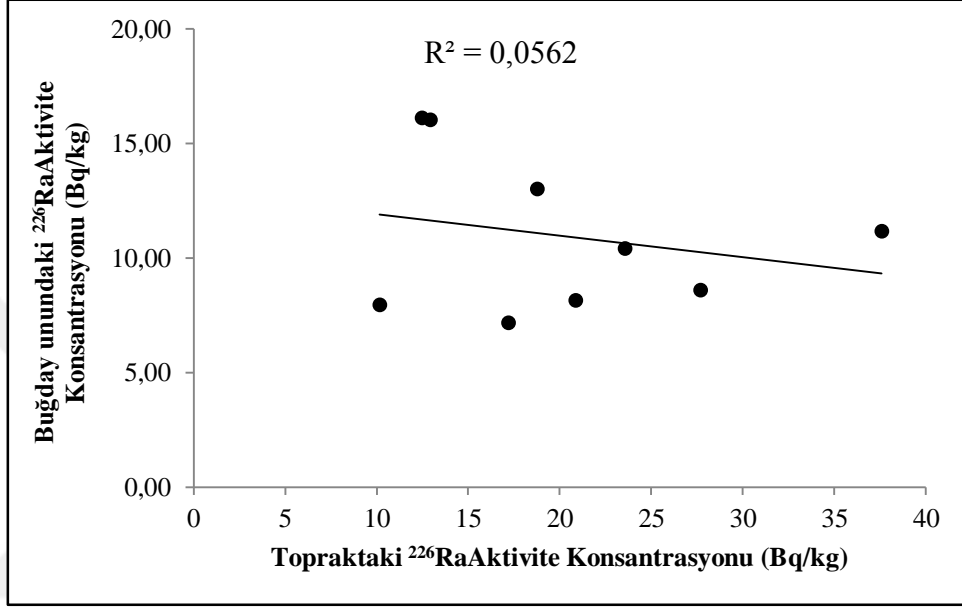


Şekil 3.29: ⁴⁰K aktivite konsantrasyonu ile YKR arasındaki ilişki.

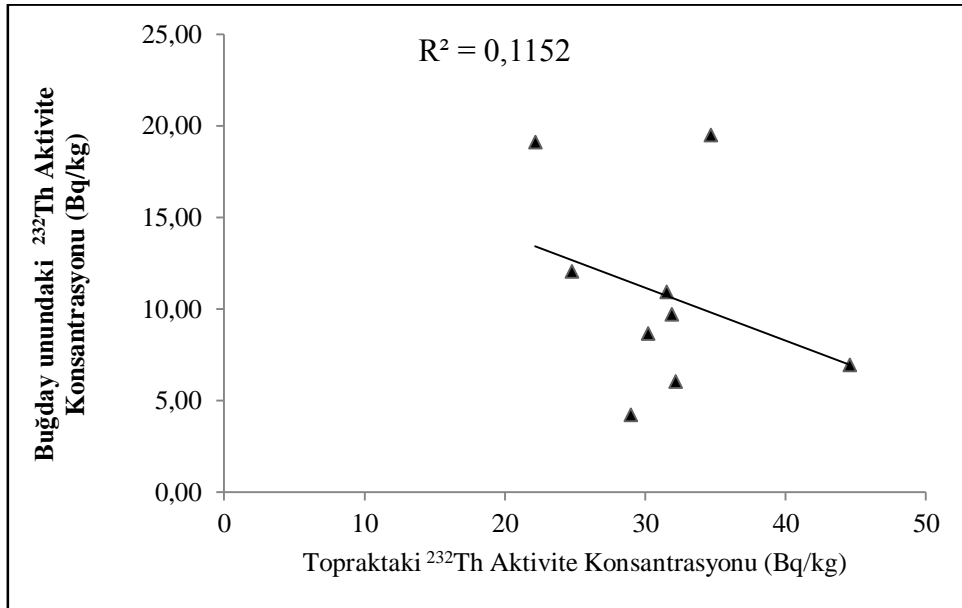
Şekillerden de görülebileceği gibi yaşam boyu kanser riski ile ⁴⁰K ve ²²⁶Ra aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki ²³²Th'ye göre daha kuvvetlidir. Bunun nedeni incelediğimiz buğday unu örneklerinin uranyum ve potasyum konsantrasyonu bakımından zengin olması ve yıllık etkin doz eşdeğeri ve yaşam boyu kanser riskine en büyük katkıyı ⁴⁰K ve ²²⁶Ra aktivite konsantrasyonlarının yapması olabilir.

3.11. Toprak ve Un Örneklerinin Aktivite Konsantrasyonları Arasındaki İlişki

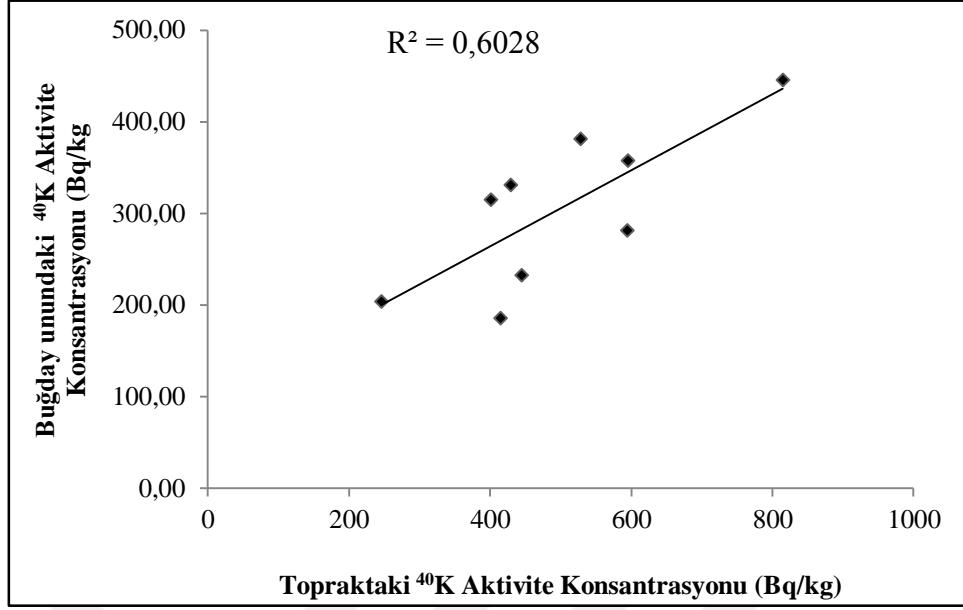
İncelediğimiz toprak ve buğday unu örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişkiler sırasıyla Şekil 3.30, Şekil 3.31 ve Şekil 3.32’de verilmektedir.



Şekil 3.30: Toprak ve yem bitkilerinde ^{226}Ra Ra aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki.



Şekil 3.31: Toprak ve yem bitkilerinde ^{232}Th Th aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki.



Şekil 3.32: Toprak ve yem bitkilerinde ⁴⁰K aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki.

Şekillerden de görülebileceği gibi toprak ve buğday unu örneklerindeki ⁴⁰K aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişki ve ²²⁶Ra ve ²³²Th aktivite konsantrasyonları arasındaki ilişkiye göre daha kuvvetlidir. Bu durum ⁴⁰K radyonüklidinin yer kabuğunda daha fazla konsantrasyonlarda bulunması ve ²²⁶Ra ve ²³²Th'ye göre bitki kökleriyle gövde ve yapraklara daha kolay taşınmasından kaynaklanabilir.

3.12. Transfer Faktörleri

Topraktan-bitkiye transfer faktörü (TF) ile ilgili çevresel radyoaktivite ölçümlerinde temel olarak doğal radyonüklidler incelenmektedir[89]. Topraktan-bitkiye transfer faktörü radyonüklidlerin topraktan bitkilere geçişini tanımlamada yaygın olarak kullanılmaktadır ve transfer faktörü (TF) genellikle bir radyonüklidin; bitki örneklerindeki aktivite konsantrasyonunun topraktaki aktivite konsantrasyonuna oranı olarak tanımlanır. transfer faktörü (TF) aşağıda verilen (3.6) denklemi ile hesaplanır.

$$TF = \frac{A_{Bitki}}{A_{Toprak}} \quad (3.6)$$

Denklem (3.6)'da A_{Bitki} ve A_{Toprak} Bqkg^{-1} biriminde sırasıyla, bitki ve toprak örneklerinin ortalama aktivite konsantrasyonlarıdır. Transfer faktörü değerleri, çalışma alanı içerisinde topraktaki doğal radyonüklidlerin ne kadarının bitkilere aktarıldığını değerlendirmek amacıyla kullanılmaktadır[91]. Çalışma bölgesinden toplanan buğday unu örnekleri ve yem bitkileri için hesaplanan transfer faktörleri Tablo 3.5 ve Tablo 3.6'da verilmiştir.

Tablo 3.5: Buğday unu örneklerinin transfer faktörleri.

İstasyon Adı	Transfer Faktörleri		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Alisofu	0.78±0.20	0.15±0.07	0.83 ±0.15
Yenigazi	0.42±0.24	0.19±0.16	0.45±0.07
Yağbasan	1.24±0,95	0.30±0.09	0.52±0.07
Mescitli	0.30±0.10	0.16±0.05	0.55±0.04
Divik	0.39±0.18	0.35±0.10	0.77±0.09
Boyalı	0.31±0.14	0.56±0.13	0.60±0.06
Süngütaşı	0.69 ±0.35	0.86±0.28	0.72±0.07
Taşlıgüney	0.44±0.18	0.49±0.15	0.47±0.05
Beşyol	1.29±0.95	0.29±0.09	0.79±0.09
Ortalama	0.65±0.37	0.37±0.13	0.63±0.08

Çalıştığımız buğday unu örneklerinde ^{226}Ra radyonüklidi için transfer faktörü 0.30±0.10 ile 1.29±0.95 değerleri arasında ortalama 0.65±0.37 olarak bulunmuştur. ^{232}Th radyonüklidi için transfer faktörü 0.16±0.05 ile 0.86±0.28 değerleri arasında ortalama 0.37±0.13 olarak bulunmuştur. ^{40}K radyonüklidi için ise transfer faktörü 0.45±0.07 ile 0.83 ±0.15 değerleri arasında ortalama 0.63±0.08 olarak bulunmuştur.

Tablo 3.6: Yem bitkilerinin transfer faktörleri.

Örnek	Transfer Faktörleri		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K,
Arpa	0.88 ± 0.43	0.64 ± 0.16	0.52 ± 0.11
Buğday	0.94 ± 0.49	0.98 ± 0.22	0.65 ± 0.19
Fiğ	0.94 ± 0.43	0.545 ± 0.13	0.78 ± 0.10
Korunga	0.87 ± 0.41	0.15 ± 0.08	0.89 ± 0.12
Yulaf	1.92 ± 0.91	0.65 ± 0.17	0.45 ± 0.13

Yem bitkilerinde ²²⁶Ra radyonüklidi için transfer faktörünün en küçük değeri 0.88 ± 0.43 olup arpa örnekleri, en büyük değeri ise 1.92 ± 0.91 olup yulaf örnekleri için hesaplanmıştır. ²³²Th radyonüklidi için transfer faktörünün en küçük değeri 0.15 ± 0.08 olup korunga örnekleri, en büyük değeri ise 0.98 ± 0.22 olup buğday örnekleri için hesaplanmıştır. ⁴⁰K radyonüklidi için ise transfer faktörünün en küçük değeri 0.45 ± 0.13 olup yulaf örnekleri, en büyük değeri ise 0.89 ± 0.12 olup korunga örnekleri için hesaplanmıştır.

Tablo 3.7: Transfer faktörlerinin değerlendirilmesi.

Referanslar	Çalışılan Bölge	Çalışılan Bitki	Transfer Faktörleri		
			²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Bu çalışma	Sarıkamış	Yem Bitkileri	0.30-1.92	0.15-0.98	0.45-0.89
[18]	Digor	Mera bitkisi	0.40 ± 0.20	1.44 ± 0.30	0.99 ± 0.023
[84]	Hindistan	Buğday	0.015	0.019	0.23
[85]	S. Arabistan	Hurma	0.33	0.22	0.51
[86])	Sırbistan	Tıbbi Bitki	0.632	0.320	1.76
[88]	Pakistan	Buğday	0.05	0.13	0.17
[90]	S. Arabistan	Buğday	0.09		
[91]	Filistin	Ot	1.26	1.15	1.20

Tablo 3.7 'den de görülebileceği gibi, bu alıřmada²²⁶Ra, ²³²Th ve ⁴⁰K için hesapladığımız transfer faktörlerinin literatürde bildirilen çalışmalardaki değerlerle uyumlu olduğu görölmektedir.



4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Bu tez çalışmasında Kars ilinin Sarıkamış ilçesi ve çevresinden toplanan toprak, arpa, buğday, fiğ, korunga ve yulaf olmak üzere beş farklı türde yem bitkisi örneklerindeki ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklidlerinin aktivite seviyeleri, bu radyoaktiviteden kaynaklanan radyasyon tehlike seviyeleri ve ayrıca topraktan-bitkiye transfer faktörleri NaI(Tl) sintilasyon dedektörü kullanılarak belirlenmiştir. ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklidlerinin aktivite konsantrasyonlarının toprak örneklerinde sırasıyla, MDA - $38.1\pm 8.9 \text{ Bqkg}^{-1}$, $7.6\pm 0.7 - 53.0\pm 7.4 \text{ Bqkg}^{-1}$ ve $148.0\pm 31.2 - 909.2\pm 38.4 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında, buğday unu örneklerinde sırasıyla, $4.2\pm 1.9 - 19.5\pm 2.0 \text{ Bqkg}^{-1}$, $7.2\pm 0.9 - 16.1\pm 2.6 \text{ Bqkg}^{-1}$ ve $185.7\pm 26.0 - 446.1\pm 27.0 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında, yem bitkileri için ise sırasıyla $10.8\pm 2.3 - 34.33\pm 6.75 \text{ Bqkg}^{-1}$, $11.0\pm 2.2 - 29.93\pm 1.85 \text{ Bqkg}^{-1}$ ve $201.71\pm 57.3 - 304.1\pm 25.5 \text{ Bqkg}^{-1}$ değerleri arasında değiştiği görülmüştür. İncelenen örnekler içerisinde yalnızca toprak örneklerinde yapay bir radyonüklid olan ^{137}Cs 'ye rastlanmış ve ortalama aktivite konsantrasyonu $5.8\pm 1.0 \text{ Bqkg}^{-1}$ olarak bulunmuştur. Ölçülen ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K aktivite konsantrasyonlarının Türkiye ve Dünyada yapılan benzer çalışmalarla ve UNSCEAR (2000) raporunda bildirilen dünya ortalama değerleri ile uyumlu olduğu, ^{137}Cs aktivite konsantrasyonunun ise Türkiye ve Dünya ortalama değerlerinin çok altında olduğu görülmüştür.

Çalışma bölgesinde doğal radyoaktivite dağılımının neden olduğu radyolojik etkileri değerlendirmek amacıyla; radyum eşdeğer aktivitesi, soğurulan gama doz oranı, yıllık etkin doz eşdeğeri, yaşam boyu kanser riski ve dış tehlike indeksi hesaplanmıştır. Radyasyon tehlike indekslerinin hesaplanan değerlerinin uluslararası müsaade edilebilir değerleri aşmadığını ve bölge halkı için herhangi bir sağlık riski oluşturmadığını göstermiştir. Bölgenin radyolojik açıdan güvenli limitler içerisinde olduğu görülmüştür.

Ayrıca incelenen un ve yem bitkileri için ^{226}Ra , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklidlerinin topraktan bitkiye transfer faktörlerinin sırasıyla 0.30-1.92, 0.15-0.98 ve 0.45-0.89 aralıklarında değiştiği görülmüştür. Transfer faktörlerinin literatürdeki benzer çalışmalarda bildirilen değerlerle, uyumlu olmakla birlikte bitki türlerine göre farklılıklar gösterdiği görülmüştür. Bu farklılıkların; yem bitkilerinin yetiştirildiği

toprağın karakteristik özelliklerine, bitkilerin fizyolojisine, toprağın organik madde içeriğine ve bölgenin jeolojik yapısına bağlı olmasıyla açıklanabilir. Yukarıda belirtilen radyasyon tehlike indeksleri göz önüne alındığında; incelenen buğday unu örneklerinin ekmek yapımında ve yem bitkilerinin hayvan besiciliğinde kullanılmasında bir sakınca olmadığı sonucuna varılabilir.



KAYNAKLAR

- [1] Agbalagba E.O., Avwiri G.O., Chad-Umoreh Y.E., (2012). γ -Spectroscopy measurement of natural radioactivity and assessment of radiation hazard indices in soil samples from oil fields environment of Delta State, Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity* Vol. 109; 64-70.
- [2] Sroor A., El-Bahi S.M., Ahmed F., Abdel-Haleem A.S., (2001). Natural radioactivity and radon exhalation rate of soil in southern Egypt. *Applied Radiation and Isotopes* Vol. 55; 873–879.
- [3] UNESCEAR 1998 REPORT. Sources, effects and risks of ionizing radiation.
- [4] Çelik, N., Çevik, U., Çelik, A., Koz, B., (2009). Natural and artificial radioactivity measurements in Eastern Black Sea region of Turkey. *Journal of Hazardous Materials* 162; 146–153.
- [5] Singh, S., Singh B., Kumar A., (2003). Natural radioactivity measurements in soil samples from Hamirpur district, Himachal Pradesh, India. *Radiation Measurements*, Vol 36; 547-549
- [6] Ravisankar R., Chandrasekaran A., Vijayagopal P., Venkatraman B., Senthilkumar G., P. Eswaran P., Rajalakshmi A., (2012). Natural radioactivity in soil samples of Yelagiri Hills, Tamil Nadu, India and the associated radiation hazards *Radiation Physics and Chemistry* 81; 1789–1795.
- [7] Khan Hasan M., Chaudhry Zahid S., Ismail M., Khan K., (2010) Assessment of Radionuclides, Trace Metals and Radionuclide Transfer from Soil to Food of Jhangar Valley (Pakistan) Using Gamma-Ray Spectrometry. *Water Air Soil Pollut* 213:353–362

- [8] Bara S. V., Vishal Arora., Chinnaesakki S., Sartandel S. J., Bajwa B. S., Tripathi R. M. Puranik V. D. (2012) Radiological assessment of natural and fallout radioactivity in the soil of Chamba and Dharamshala areas of Himachal Pradesh, India. *J Radioanal Nucl Chem* 291:769–776
- [9] Morsy Z., Abd El-Wahab M., El-Faramawy M. (2012) Determination of natural radioactive elements in Abo Zaabal, Egypt by means of gamma spectroscopy *Annals of Nuclear Energy* 44; 8–11
- [10] Srilatha M. C., Rangaswamy D. R., Sannappa j., (2015). Measurement of natural radioactivity and radiation hazard assessment in the soil samples of Ramanagara and Tumkur districts, Karnataka, India *Journol Radioanalytical Nucker Chemistry* 303:993–1003
- [11] Harb, S., El-Kamel, A.H., Zahran, E.M., Abbady, A., Ahmed, F.A., (2015) Assessment of Agriculture Soil Primordial Radionuclide Concentrations in Aden Governorate South Of Yemen Region. *International Journal of Horizons in Physics*, 2;81-86.
- [12] Abu Shayeb M., Alharbi T., Muzahir Ali Baloch M.A., Alsamhan O.A.R., (2017) Transfer factors for natural radioactivity into date palm pits *Journal of Environmental Radioactivity* 167; 75-79
- [13] Hilal M.A., Borai E.H., (2018), Hazardous parameters associated with natural radioactivity exposure from black sand. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 92; 245–250
- [14] Erees, F.S. vd, 2006. “Assessment of dose rates around Manisa (Turkey)”. *Radiation Measurements*, 41; 598–601.

- [15] M. Bolca., Saç M.M., Çokuysal B., Karalı T., Ekdal E., (2007) Radioactivity in soils and various foodstuffs from the Gediz River Basin of Turkey. *Radiation Measurements* 42 263 – 270
- [16] Degerlier, M., Karahan, G., Ozger, G., (2008). Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples around Adana, Turkey. *Journal of Enviromental Radioactivity*, 99;1018-1025.
- [17] Celik N., Cevik U., Celik A., Kucukomeroglu B., (2008). Determination of indoor radon and soil radioactivity levels in Giresun, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity* 99; 1349–1354
- [18] Bilgici Cengiz G., (2018). Transfer factors of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K from soil to pasture-grass in the northeastern of Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*
- [19] Nicholas, T., *Measurement and Detection of Radiation*, Washington: Taylor Francis, 1995. 32 9
- [20] Şahin Y., Demir D., “X-Işını Spektroskopisi”; Çimke Yayınları,Erzurum,2013.
- [21] Görür, Ş., “Çevresel Radyoaktivite ile Bu Çevrede Yasayanlara ait Dış Örneklerindeki Radyoaktivite Arasındaki İlişkinin Araştırılması”, Yüksek Lisans Tezi., Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı., 2006. 50
- [22] Syed Naeem Ahmed S.N., *Physics and Engineering of Radiation Detection*. Ontario., (2007).
- [23] TAEK Radyasyon insan ve çevre, iyonlaştırıcı radyasyon, etkileri ve kullanım alanları, güvenli kullanımı için uygulamada olan tedbirler, 2009.
- [24] *Bilim ve Teknik Dergisi*,“ İyonlayıcı Radyasyon”, Sayı: Nisan 2006.

- [25] <http://www.taek.gov.tr.>, (Eriřim Tarihi: 10 02 2019)
- [26] Kulalı, F., “Topraktaki Radon Konsantrasyonu Ölçümü Ve Deprem İlişkisinin Araştırılması”, Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Fizik Anabilim Dalı, 2009.
- [27] Arya Atam.P., “Çekirdek Fiziğinin Esasları”. Çeviri Editörü ŞAHİN Y. Balkanlar Yayıncılık, Erzurum,1989.
- [28] Gören, E., Adana İçme Sularında Tritiyum Aktivitesinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, 2011.
- [29] Oyar O. ve Gülsoy U., “Tıbbi Görüntüleme Fiziği”. Dernek Yayınevi., 2003. 40
- [30] Singh, J., Singh H., Singh S., Bajwa B.S., Sonkawade R.G., (2009). Comparative study of natural radioactivity levels in soil samples from the Upper Siwaliks and Punjab, India using gamma-ray spectrometry”. Journal of Environmental Radioactivity, Vol.100; 94–98
- [31] United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation (2000). Report to the general assembly, Annex B: exposures from natural radiation sources. United Nations, New York
- [32] Celik N., Cevik U., A. Celik A., Koz B., (2009). Natural and artificial radioactivity measurements in Eastern Black Sea region of Turkey Journal of Hazardous Materials 162; 146–153
- [33] Rittersdorf I., “Gamma Ray Spectroscopy Nuclear Engineering & Radiological” Sciencesianrit@umich.edu March 20, 2007.

- [34] Çağlar, İ., (2014). Akyaka, Arpaçay ve Susuz İlçeleri Topraklarında Doğal Radyoaktivite Seviyelerinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Kafkas Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kars.
- [35] Almaz E. “ β^- Parçacıklarının İnternal Bremsstrahlung Spektrumlarının Analizi”, Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Doktora Tezi,2007.
- [36] Knoll, Glenn F., Radiation Detection and Measurements, USA. 1999.
- [37] Gordon R. Gilmore, John Wiley & Sons “Practical Gamma-ray Spectrometry” 2nd Edition Ltd. ISBN: 978-0-470-86196-7 (2008).
- [38] Akkoyun, S., Uzayda Gama Işını Ölçümleri-Bir Geant Simülasyonu, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, 2006.
- [39] Şenyiğit, M., “Nükleer Reaksiyonlar Sonucu Açığa Çıkan Gamma Işınları ve Nötronların Germanyum Dedektör Sistemi İle Etkileşmeleri” Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Doktora Tezi, 2011.
- [40] Ayçık G.,A., “Çevre Radyoaktivitesinin İzlenmesinde Örnekleme Ölçme Ve Analiz Yöntemleri ” Türkiye Atom Enerjisi Kurumu, 1992
- [41] Çavaş M., “NAI(Tl) Dedektörü ile Topraktaki Radyasyonun Ölçümü ve Maruz Kalınan Dozların Hesabı”, Dumlupınar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 2006.
- [42] Reşitoğlu S., “Kars-İl Merkezi Topraklarında Doğal Radyoaktivite Seviyelerinin Belirlenmesi”, Kafkas Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 2011.

- [43] Say M., “Gama Spektroskopisi ve Kullanım Alanları”, Kilis 7 Aralık Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Fizik Bölümü, Lisans Tezi, 2012.
- [44] Baykal S., “Yeni Tip Gama Dedektörleri ve İz Sürme Tekniği” Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 2007.
- [45] Parmaksız A., “Yüksek Çözünürlüklü Gama Spektrometresi ile Fosfajips İçerisindeki Doğal Radyoaktivitenin ölçülmesi”, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 2004.
- [46] Zorer Özlem S., “Bendimahı Çayı’nda Ve Çayın Van Gölü’ne Döküldüğü Noktada Doğal Radyoaktivite Seviyesinin Belirlenmesi” Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Doktora Tezi, 2006.
- [47] Randolph S. Peterson ,“Experimental g Ray Spectroscopy and Investigations of Environmental Radioactivity” 1996.
- [48] Değerliel M.,“ Adana İli Ve Çevresinin Çevresel Doğal Radyoaktivitesinin Saptanması ve Doğal Radyasyonların Yıllık Etkin Doz Eşdeğerinin Bulunması”, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, 2007. 25
- [49] Bostancı S., “Ondokuz Mayıs Üniversitesi Kurupelit Kampüsü ve Samsun İl Merkezinin Doğal Radyoaktivite Seviyesinin Belirlenmesi” Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 2011. 26
- [50] Keskin S., “Tuz Gölü Civarından Alınan Toprak Örneklerinde Doğal Radyonüklidlerin Belirlenmesi” Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 2008. 27

- [51] Olçay, İ., “Radyasyon Dedeksiyonunda Kullanılan Yarı-İletken Dedektör Tipleri, Özellikleri ve Kullanım Alanları”, Yüksek Lisans Tezi, Niğde Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, 2007.28
- [52] Gezer F., “Fosfojips’in Doğal Radyoaktifliğinin Belirlenmesi” Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Fizik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, 2011.
- [60] Gümüş H. “Samsun İli ve Çevresi Gama Radyasyonu Düzeyinin Belirlenmesi Çalışmaları” SAMSUN SEMPOZYONU, 2011. 30
- [61] Cengiz, G. B., S. Reşitoğlu (2014). ‘Determination of natural radioactivity levels in Kars City center’. Turkey. Journal of Nuclear Sciences, 1, 32-37.
- [62] Bilgici Cengiz G., Göksu V., Ertap H.,(2017). Iğdır Yöresinde Çevresel Radyoaktivitenin Belirlenmesi. Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi 7(2): 131-139
- [63] Bilgici Cengiz G. (2017). Natural radioactivity analysis in soil samples of Ardahan province, Turkey for the assessment of the average effective dose. Sakarya University Journal of Science, 21 (6):1583-1590
- [64] Bilgici Cengiz G., Çağlar İ. (2016). Determination of the Health Hazards and Life time Cancer Risk Due to Natural Radioactivity in Soil of Akyaka, Arpaçay and Susuz Areas of Kars, Turkey. International Journal of Scientific & Engineering Research, Volume 7 issue 3,619-626.
- [65] Bilgici Cengiz G. (2017) Selim İlçesinin Toprak Örneklerinde Doğal Radyoaktivite Düzeyleri ve Radyolojik Etkilerinin Değerlendirilmesi Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi Cilt 10, Sayı 1, 37-47.

- [66] Bilgici Cengiz G., Öztanrıöver E., (2018) Analysis of Natural Radioactivity Levels in Soil Samples And Dose Assessment for Dıgor District, Kars, Turkey. *Caucasian Journal of Science* (5) 1; 30-39
- [67] Dizman S., F. K. Görür, R. Keser (2016). ‘Determination of radioactivity levels of soil samples and the excess of lifetime cancer risk in Rize province, Turkey’. *International Journal of Radiation Research*, 14 (3): 237-244.
- [68] Taskin H., M. Karavus, P. Ay, A. Topuzoglu, S. Hidiroglu, G. Karahan (2009). Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kırklareli, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 49-53
- [69] Karataslı M., S. Turhan, A. Varinlioglu, Z. Yegingil (2016). Natural and fallout radioactivity levels and radiation hazard evaluation in soil samples. *Environ Earth Sci*, 75: 424.
- [70] Kapdan, E., Varinlioglu, A. and Karahan, G (2011). ‘Radioactivity Levels and Health Risks due to Radionuclides in the Soil of Yalova, Northwestern Turkey’. *Int. Journal of Environmental Research.*, 5 (4): 837-846.
- [71] Rafique M, S Ur Rahman, M Basharat, W Aziz, I Ahmad, K A Lone, K Ahmad, Matiullah (2014). ‘Evaluation of excess life time cancer risk from gamma dose rates in Jhelum valley’. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 7 29-35.
- [72] Abu Samreh, M. M., K. M. Thabayneh, F. W. Khrais (2014). Measurement of activity concentration levels of radionuclides in soil samples collected from Bethlehem Province, West Bank, Palestine. *Turkish J Eng Env Sci*, 38: 113-125.
- [73] Chandrasekaran A., R. Ravisankar, G. Senthilkumar, K. Thillaivelavan, B. Dhinakaran, P. Vijayagopal, S. N. Bramha, B. Venkatraman (2014). Spatial

distribution and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Yelagiri Hills, Tamilnadu, India. Egyptian journal of basic and applied sciences 1 38-48.

- [74] Oyeyemi K D, M R Usikalu, A P Aizebeokhai, J A Achuka and O Jonathan (2017). 'Measurements of radioactivity levels in part of Ota Southwestern Nigeria: Implications for radiological hazards indices and excess lifetime cancer-risks'. IOP Conf. Series: Journal of Physics: Conf. Series 852, 1-8.
- [75] Alzubaidi, G., Fauziah B. S. Hamid and I. Abdul Rahman (2016). 'Assessment of Natural Radioactivity Levels and Radiation Hazards in Agricultural and Virgin Soil in the State of Kedah, North of Malaysia'. The Scientific World Journal, 1-9.
- [76] TAEK (2010). Türkiye'deki Çevresel Radyoaktivitenin İzlenmesi 2009. Teknik Rapor, Ankara 9-14.
- [77] Almayahi, B.A. at al, 2012. Radiation hazard indices of soil and water samples in Northern Malaysian Peninsula. Applied Radiation and Isotopes Vol.70; 2652-2660.
- [78] Song, G. at al, 2012. Natural radioactivity levels in topsoil from the Pearl River Delta Zone, Guangdong, China. Journal of Environmental Radioactivity, Vol.103. 48-53.
- [79] EC, (1999). European Commission. Radiation Protection Unit, radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials. *Radiat. Prot.*, 112.
- [80] Markkanen M. (1995). Radiation Dose Assessments for Materials with Elevated Natural Radioactivity. Report STUK-BSTO 32. Radiation and Nuclear Safety Authority -STUK.

- [81] Adel G.E. Abbady., M.A.M. Uosif A. El-Taher., (2005) Natural radioactivity and dose assessment for phosphate rocks from Wadi El-Mashash and El-Mahamid Mines, Egypt. *Journal of Environmental Radioactivity* 84 (2005) 65e78
- [82] Topcuoğlu, S., Karahan, G., Güngör, N., Kırbaşoğlu, Ç., (2003). Natural and artificial in Emendere thermal spring area in Western Anatolia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 256, No.3(395-398).
- [83] Kiliç, Ö., Belivermiş, M., Topcuoğlu, S., Çotuk, Y., (2009). ^{232}Th , ^{238}U , ^{40}K , ^{137}Cs radioactivity concentrations and ^{137}Cs dose rate in Turkish market tea. *Radiation Effects& Defects in Solids*, 164(2);138-143.
- [84] Pulhani, V.A., Dafauti, S., Hegde, A.G., Sharma, R.M., Mishra, U.C., (2005). Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 79;331-346.
- [85] Abu Shayeb, M., Alharbi, T., Baloch, M.A., (2018). Transfer factors for natural radioactivity into palm pits. *Journal of Environmental Radioactivity*,167;75-79.
- [86] Djelic, G., Krstic, D., Stajic, J.M., Milenkovic, B., Topuzovic, M., Nikezic, D., Vucic, D., Zeremski, T., Stankovic, M., Kostic, D., (2016). Transfer factors of natural radionuclides and ^{137}Cs from soil to plants used in traditional medicine in central Serbia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 158-159;81-88.
- [87] Ballesteros L., Ortiz J.,Gallardo S.,Martorell S., (2015).An overview of measurements of radionuclides in foods of the Comunidad Valenciana (Spain). *Radiation Physicsand Chemistry* 116; 111–115

- [88] Khan Hasan M., Chaudhry Zahid S., Ismail M., Khan K., (2010) Assessment of Radionuclides, Trace Metals and Radionuclide Transfer from Soil to Food of Jhangar Valley (Pakistan) Using Gamma-Ray Spectrometry. *Water Air Soil Pollut* 213:353–362
- [89] Chen S.B., Zhua Y.G., Huc Q.H., (2005). Soil to plant transfer of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{232}Th on a uranium mining-impacted soil from southeastern China. *Journal of Environmental Radioactivity* 82; 223-236.
- [90] Al-Hamarneh I.F., Alkhomashi N., Almasoud F.I., (2016). Study on the radioactivity and soil-to-plant transfer factor of ^{226}Ra , ^{234}U and ^{238}U radionuclides in irrigated farms from the Northwestern Saudi Arabia.. *Journal of Environmental Radioactivity* 160; 1-7
- [91] Jazzar MM, Thabayneh KM (2014) Transfer of natural radionuclides from soil to plants and grass in the western north of west bank environment-palestine. *Int J Environ Monit Anal* 2(5):252–258

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Aslıhan ÇAĞLAR
Doğum Yeri ve Tarihi : Ceyhan 1988
Yabancı Dili : İngilizce
İletişim (e-posta) : ilyascaglar36@gmail.com

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Toros Gübre Sanayi Lisesi
Lisans : Çukurova Üniversitesi
Yüksek Lisans : Kafkas Üniversitesi

Yayımları (SCI ve diğer) :

Gülçin Bilgici Cengiz, Aslı Çağlar (2017). Evaluation of Natural Radioactivity Levels and Radiological Hazards in Soil Samples of Sarıkamış Province, Kars, Turkey. Radiation Science and Technology; 3(6): 68-73

Diğer konular