

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ



**AKKUYU NÜKLEER ENERJİ SANTRALİ'NİN YAKIN ÇEVRESİNDE
YAYILIŞ GÖSTEREN *Pelophylax bedriagae* (*Rana bedriagae*) (Amfibia: Anura)
TÜRÜNDE ARKA PLAN RADYONÜKLİT AKTİVİTE SEVİYELERİNİN
BELİRLENMESİ**

Sezgin AKSAKAL CESUR

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

HAZİRAN 2021

ANTALYA

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ



**AKKUYU NÜKLEER ENERJİ SANTRALİ'NİN YAKIN ÇEVRESİNDE
YAYILIŞ GÖSTEREN *Pelophylax bedriagae* (*Rana bedriagae*) (Amfibia: Anura)
TÜRÜNDE ARKA PLAN RADYONÜKLİT AKTİVİTE SEVİYELERİNİN
BELİRLENMESİ**

Sezgin AKSAKAL CESUR

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

HAZİRAN 2021

ANTALYA

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**AKKUYU NÜKLEER ENERJİ SANTRALİ'NİN YAKIN ÇEVRESİNDE
YAYILIŞ GÖSTEREN *Pelophylax bedriagae* (*Rana bedriagae*) (Amfibia: Anura)
TÜRÜNDE ARKA PLAN RADYONÜKLİT AKTİVİTE SEVİYELERİNİN
BELİRLENMESİ**

Sezgin AKSAKAL CESUR

**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ**

Bu tez TÜBİTAK tarafından 2228-B numaralı destek programı ile desteklenmiştir.

HAZİRAN 2021

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**AKKUYU NÜKLEER ENERJİ SANTRALİ'NİN YAKIN ÇEVRESİNDE
YAYILIŞ GÖSTEREN *Pelophylax bedriagae* (*Rana bedriagae*) (Amfibia: Anura)
TÜRÜNDE ARKA PLAN RADYONÜKLİT AKTİVİTE SEVİYELERİNİN
BELİRLENMESİ**

Sezgin AKSAKAL CESUR

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

Bu tez .../...../201..... tarihinde jüri tarafından Oybirliği / Oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

!!! Unvan İsim SOYİSİM!!! (Danışman)	[imza]
!!! Unvan İsim SOYİSİM!!!	[imza]
!!! Unvan İsim SOYİSİM!!!	[imza]
!!! Unvan İsim SOYİSİM!!!	[imza]
!!! Unvan İsim SOYİSİM!!!	[imza]

ÖZET

AKKUYU NÜKLEER ENERJİ SANTRALİ'NİN YAKIN ÇEVRESİNDE YAYILIŞ GÖSTEREN *Pelophylax bedriagae* (*Rana bedriagae*) (Amfibia: Anura) TÜRÜNDE ARKA PLAN RADYONÜKLİT AKTİVİTE SEVİYELERİNİN BELİRLENMESİ

Sezgin AKSAKAL CESUR

Doktora Tezi, Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Dr. Öğretim Üyesi Mustafa YAVUZ

Haziran 2021; 108 sayfa

Bütün canlılar ve dolayısıyla hayvanlar hayatta kalmak ve yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmek adına özel habitatlara ihtiyaç duyarlar. Bu habitatlar her canlı grubu için ortak ya da farklı gereksinimleri içerirler. Çevremiz hem doğal faktörler aracılığıyla hem de endüstriyelleşme, madencilik aktiviteleri ve kentleşme gibi antropojenik (insan kaynaklı) süreçler ile sürekli olarak kirletilmektedir. Bu kirlilikten hem karasal, hem de sucul formlar doğrudan ya da dolaylı olarak etkilenmektedir. Yaşamlarını iki ayrı fazda geçiren amfibiler yani iki yaşamlılar hem sucul hem karasal ekosistemin getirdiği kirleticilere maruz kalmaktadır. Bu sebeple amfibi türleri ekosistem ve habitat kirliliğinin oldukça yaygın olarak kullanılan biyoindikatör türleri olarak tanımlanmaktadır. Son yıllarda gelişen teknoloji ile birlikte çevresel etkenler değerlendirilirken; doğal radyasyon ölçütleri de dikkate alınmaktadır. Dünya üzerinde var olan bütün canlılar arka plan radyasyonuna maruz kalmaktadır. Doğal radyasyon kaynakları arasında kozmik ışınlar, gezegenimizi oluşturan bileşenlerden kaynaklanan ve aynı zamanda bizim ve diğer tüm canlıların yapısında bulunan radyoaktif maddeler bulunmaktadır. Bu maruziyet çoğu durumda toplumu ilgilendiren ya da çok az kaygı veren bir durumdur, ancak ekosistemlerin sağlığı açısından koruma önlemlerinin dikkate alınması gerekir.

Türkiye Cumhuriyeti Devleti 2010 yılında Rus kökenli bir nükleer enerji şirketi olan ROSATOM ile Mersin'in Büyükşehir ilçesinde VVER-1200 reaktörlü, dört adet güç ünitesine sahip olan ve toplamda 4800 MW güç kapasiteli Akkuyu Nükleer Enerji Santrali (NES)'nin inşa edilmesini öngören bir işbirliği anlaşması imzalamıştır. Nükleer santraller her ne kadar çevreye küçük miktarlarda radyoaktivite salınımı gerçekleştiriyor olsalar da bu salınımların çevre sağlığını etkileyebilme ihtimali bulunmaktadır. Bir nükleer enerji santrali çalışmaya başlamadan önce, çalışma sırasında ve görev süresini tamamladıktan sonra olmak üzere çevresel etkilerinin incelenmesi önerilmektedir. Bu kapsamda bir NES çalışmaya başlamadan önce tesis çevresinde mevcut radyonüklitlerin tanımlanması, ölçülmesi ve değerlendirilmesi ile radyoaktivite seviyelerinde meydana gelebilecek dalgalanmaların tanımlanması gerekmektedir.

Bu bağlamda tez çalışmasında amfibilerin Anura takımında yer alan *Pelophylax bedriagae* türü Akkuyu NES sahası çevresinin radyasyon aktivitesinin değerlendirilmesi için biyomonitör tür olarak belirlenmiştir. Elde edilen veriler bu türün radyoaktivite

değerlendirmeleri için biyomonitör tür olarak kullanılmasını destekler niteliktedir. 5 farklı lokalitede gerçekleştirilmiş olan biyoizlem çalışmaları sonucunda Akkuyu NES sahası çevresinde 30 km'lik güvenlik zonunun radyoaktivite açısından normal alanlar sınıfında olduğu tespit edilmiştir. Akkuyu NES çevresinin radyolojik arka plan radyasyon seviyelerinin belirlendiği bu çalışma santralin çalışması doğrultusunda ekosistemde gözlemlenebilecek olası etkilerin değerlendirilmesi açısından bir temel veri kütüphanesi oluşturulmasına katkıda bulunması bakımından oldukça önemlidir.

ANAHTAR KELİMELELER: Arka plan radyasyonu, biyoizlem, biyomonitör türler, çevresel radyasyon, nükleer enerji santralleri, *Pelophylax bedriagae*, radyasyon zarar indisleri

JÜRİ: Dr. Öğr. Üyesi Mustafa YAVUZ

Prof. Dr. Serdar DÜŞEN

Prof. Dr. Eyüp BAŞKALE

Dr. Öğr. Üyesi Orhan ÜNAL

Dr. Öğr. Gör. Haris DAPO

ABSTRACT

DETERMINATION OF BACKGROUND RADIONUCLIDE ACTIVITY LEVELS IN *Pelophylax bedriagae* (*Rana bedriagae*) (Amfibia: Anura) POPULATIONS LIVING IN THE HABITATS CLOSE TO THE AKKUYU NUCLEAR POWER PLANT

Sezgin AKSAKAL CESUR

PhD Thesis in Biology

Supervisor: Assist. Prof. Dr. Mustafa YAVUZ

June 2021; 108 pages

All living things, and therefore animals, need special habitats in order to survive and maintain their vital activities. These habitats contain common or different requirements for each living group. Our environment is constantly polluted both by natural factors and by anthropogenic processes such as industrialization, mining activities and urbanization. Both terrestrial and aquatic forms are directly or indirectly affected by this pollution. Amphibians, who spend their lives in two separate phases, are exposed to pollutants brought by both aquatic and terrestrial ecosystems. For this reason, amphibian species are defined as bioindicator species, which are widely used in ecosystem and habitat pollution. While environmental factors are being evaluated with the technological developments in recent years; Natural radiation is also must be taken into account. All living things in the world are exposed to background radiation. Natural sources of radiation include cosmic rays, radioactive materials that originate from the components that make up our planet, and are also in the structure of us and all other living things. This exposure is of little or no public concern in most cases, but conservation measures need to be taken into account for the health of ecosystems.

Republic of Turkey signed a cooperation agreement with ROSATOM, a Russian-based nuclear energy company, in 2010, which proposes the construction of the Akkuyu Nuclear Power Plant with VVER-1200 reactor, four power units and a total power capacity of 4800 MW in the Büyükeli district of Mersin. Although nuclear power plants release small amounts of radioactivity to the environment, these emissions may affect environmental health. It is recommended to evaluate the environmental impacts of a nuclear power plant before it starts to work, during operation and after the end of its mission. In this context, it is necessary to define, measure and evaluate the existing radionuclides around the facility and to define the fluctuations that may occur in the radioactivity levels before a nuclear energy plant begins operating,

As a result of this, *Pelophylax bedriagae* which is in the Anura ordo of amphibians, was determined as a biomonitor species to evaluate the radiation activity of the Akkuyu NPP area. The data obtained in this thesis support the use of this species as

a biomonitor species for radioactivity evaluations. As a result of the biomonitoring studies carried out in 5 different localities, it has been determined that the 30 km safety zone around the Akkuyu NPP site is in the normal areas class in terms of radioactivity. This study, in which the radiological background radiation levels of the Akkuyu NPP environment are determined, is very important in terms of contributing to the creation of a basic data library in terms of evaluating the possible effects that can be observed in the ecosystem in line with the operation of the power plant.

KEYWORDS: Background radiation, biomonitoring, biomonitor species, environmental radiation, nuclear power plants, *Pelophylax bedriagae*, radiation hazard indexes

COMMITTEE: Assist. Prof. Dr. Mustafa YAVUZ

Prof. Dr. Serdar DÜŞEN

Prof. Dr. Eyüp BAŞKALE

Assist. Prof. Dr. Orhan ÜNAL

Assist. Prof. Dr. Haris DAPO

ÖNSÖZ

Ülkemiz toprağının her karışı elmas kadar değerli ve dört bir yanı sonsuz güzellikler ile çevrili bize bahşedilmiş bir armağandır. Bu toprakların her bir evladı gibi onu korumak ve devamlılığını sağlamak her birimizin en önemli ve asil görevidir. Doktora tezimde ilgili konuyu seçmemin en önemli sebeplerinden biri bu görevdir.

Gelişen teknoloji ve nüfus artışı ile birlikte farklı enerji kaynaklarına yönelmek kitlelerin enerji ihtiyacını karşılamak adına önemli bir husustur. Bu enerji kaynaklarından en yaygın olarak kullanılanlardan biri de nükleer enerji kaynakları ile işletilen nükleer enerji santralleridir. Her ne kadar nükleer enerji ülkemizin enerji kaynaklarını geliştirmek adına gerekli bir hamle olsa da bu süreçte doğal kaynaklarımızı ve ekosistemlerimizi korumak oldukça önem taşımaktadır.

Ülkemizin ilk nükleer enerji santrali olarak işleme girecek olan Akkuyu Nükleer Enerji Santrali çevresinde bir amfibi türü olan *Pelophylax bedriagae* üzerinde arka plan radyonüklit aktivite seviyelerinin incelendiği bu çalışmanın asıl amacı çevrenin nükleer santral öncesi durumuna ilişkin veriler ortaya koymaktır. Bu veriler santral çalışmaya başladıktan sonra çevrenin radyoaktivite yükünü değerlendirebilmek ve olası tehlikeleri farkedebilmek adına bir referans noktası oluşturmaktadır.

Bu bağlamda akademik olarak bana olan desteklerinden ötürü saygıdeğer danışmanın Mustafa YAVUZ ve tez izleme komitesinde yer alan kıymetli hocalarım Prof. Dr. Serdar DÜŞEN, Dr. Öğr. Gör. Haris DAPO ve ikinci danışmanım Doç.Dr. Süleyman Fatih ÖZMEN'e teşekkürü borç bilirim.

Ayrıca yıllar süren bu akademik macerada bıkmadan usanmadan her zorlukta arkamda durarak beni destekleyen ailem Erdiñ, Düriye ve Emir AKSAKAL'a daima yanımda oldukları için en içten teşekkürlerimi sunarım.

Son olarak bu yolculukta önüme gelen her engeli aşabileceğime dair bana güç veren ve her adımda yanımda olan sevgili eşim Alp CESUR'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	iii
ÖNSÖZ	v
AKADEMİK BEYAN	viii
SİMGELER VE KISALTMALAR	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ	xiv
ÇİZELGELER DİZİNİ	xvii
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK TARAMASI.....	4
2.1. Omurgalıların Sınıflandırılması	4
2.1.1. Amfibilerin sistematik yeri	4
2.1.2. Amfibilerin genel özellikleri.....	5
2.2. Radyoaktivite	9
2.2.1. Beta bozunumu	11
2.2.2. Alfa bozunumu.....	16
2.2.3. Kendiliğinden fisyon	17
2.2.4. Gama ışıınımı.....	17
2.2.5. Tarihsel yaklaşım	19
2.2.6. Doğal radyoaktivite	21
2.3. Biyoindikatörler ve Biyomonitör Çalışmaları.....	28
2.3.1. Biyoindikatör tür çeşitleri.....	30
2.3.2. Amfibilerin biyoindikatör tür olarak kullanılması.....	32
2.3.3. Radyasyon üzerine biyomonitör çalışmaları	35
3. MATERYAL VE METOT.....	38
3.1. Araştırma Alanının Konumu ve Örneklerin Yakalanması	38
3.1.1. Lokalite 1 (36° 8'11.03"K; 33°17'45.06"D)	40
3.1.2. Lokalite 2 (36° 9'7.51"K; 33°31'55.61"D)	42
3.1.3. Lokalite 3 (36°13'24.45"K; 33°31'56.63"D)	44
3.1.4. Lokalite 4 (36°15'22.91"K; 33°42'53.50"D)	47
3.1.5. Lokalite 5 (36°21'7.70"K; 33°21'42.65"D)	49
3.2. Örneklerin Tanımlanması ve Hazırlanması	52

3.3. Radyoaktivite Ölçümleri ve Doz Hesaplamaları.....	53
3.3.1. Enstrümantasyon: Sistem ve dedektör kalibrasyonu	56
3.3.2. Arka plan radyoaktivite ölçümleri	57
3.3.3. Radyasyon tehlike indislerinin hesaplanması	58
3.3.4. İstatistik	60
4. BULGULAR	61
4.1. Verilerin Analizi ve İstatistiksel Değerlendirmeler.....	61
4.1.1. Verilerin dağılımı ve tanımlayıcı istatistik	61
4.2. Lokaliteler, Aktivite Konsantrasyonları ve Zarar İndisleri Arasındaki İlişkilerin Değerlendirilmesi	69
4.3. Verilerin Çoklu Karşılaştırma Testleriyle Analizi	70
4.4. Diskriminant Analizi	80
4.4.1 Nüklit diskriminant analizi	80
4.4.2 İndis diskriminant analizi	81
4.4.3. Birleşik diskriminant analizi.....	82
5. TARTIŞMA.....	83
6. SONUÇLAR.....	92
7. KAYNAKLAR.....	95
ÖZGEÇMİŞ	

AKADEMİK BEYAN

Doktora Tezi olarak sunduğum “Akkuyu Nükleer Enerji Santrali’nin Yakın Çevresinde Yayılış Gösteren *Pelophylax bedriagae* (*Rana bedriagae*) (Amfibia: Anura) Türünde Arka Plan Radyonüklit Aktivite Seviyelerinin Belirlenmesi” adlı bu çalışmanın, akademik kurallar ve etik değerlere uygun olarak yazıldığını belirtir, bu tez çalışmasında bana ait olmayan tüm bilgilerin kaynağını gösterdiğimi beyan ederim.

23/06/2021

Sezgin AKSAKAL CESUR



SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

EC : Elektron yakalama

Gy : Gray

Sv : Sievert

MW : Mega Volt

Bq : Becquerel

λ : Dalga boyu

Z : Atom numarası

N : Nötron sayısı

A : Kütle numarası

Co : Kobalt

Th : Toryum

U : Uranyum

eV : Elektronvolt

C : Karbon

m : Metre

s : Saniye

β : Beta ışını

Ni : Nikel

Cu : Bakır

Fe : Demir

Zn : Çinko

$\bar{\nu}$: Anti nötrino

ν : Nötrino

p⁺ : Proton

Ag	: Gümüş
Cd	: Kadmiyum
In	: İndiyum
Sb	: Antimon
Te	: Tellür
Sn	: Kalay
γ	: Gama ışını
α	: Alfa parçacığı
Cs	: Sezyum
keV	: Kiloelektronvolt
Ba	: Baryum
Na	: Sodyum
Ne	: Neon
He	: Helyum
Ra	: Radyum
Rn	: Radon
Cf	: Kaliforniyum
Xe	: Ksenon
Ru	: Rutenyum
λ	: Dalga boyu
ν	: Frekans
h	: Plank sabiti
Po	: Polonyum
Pu	: Plütonyum
Ci	: Curie
μg	: Mikrogram

R : Röntgen
K : Potasyum
cm : Santimetre
P : Fosfor
mSv : Milisievert
 μ Sv : Mikrosievert
kg : Kilogram
h : Saat
 μ g : Mikrogram
Zn : Çinko
km : Kilometre
NH₄N0₃: Amonyum nitrat
L : Litre
mg : Miligram
pH : Hidrojenin gücü
nm : Nanometre
mm : Milimetre
UV : Ultraviyole
Sr : Stronsiyum
gr : Gram
Ge : Germanyum
Am : Amerikanyum
Cd : Kadmiyum
Ce : Seryum
Hg : Cıva
Y : İtriyum

Bi	: Bizmut
Ac	: Aktinyum
nGy	: Nanogrey

Kısaltmalar

UNSCEAR	: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (Atomik Radyasyonunun Etkilerine İlişkin Birleşmiş Milletler Bilim Komitesi)
DNA	: Deoksiribonükleik asit
EC	: Elektron yakalama
TAEK	: Türkiye Atom Enerjisi Kurumu
NES	: Nükleer Enerji Santrali
LNT	: Lineer Eşik Değeri Olmayan
ROS	: Reaktif Oksijen Türevleri
SOD	: Süperoksit Dismutaz
GPx	: Glutasyon Peroksidaz
GST	: Glutasyon Transferaz
GSSG-Rx	: Glutasyon Redüktaz
qPCR	: Kantitatif Polimeraz Zincir Reaksiyonu
IAEA	: International Atomic Energy Agency (Uluslararası Atom Enerjisi Kurumu)
VVER	: Su - Su Enerji Reaktörü
HPGe	: High Purity Germanium Dedector (Yüksek Saflıkta Germanyum Dedektörü)
MCA	: Multi Channel Analyzer (Çok Kanallı Analizör)
ADC	: Analog to Digital Converter (Analog-Dijital Dönüştürücü)
FWHM	: Full Width at Half Maximum (yarı yükseklikteki tam genişlik)
NIM	: Nuclear Instrumentation Module (Nükleer Enstrümantasyon Modülü)
D	: Soğurulan Doz

REA(R_{eq}) : Radium Eşdeğer Aktivitesi

AEDE : Yıllık Etkin Doz Eşdeğeri

ELCR : Hayat Boyu Kanser Riski



ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Segre tablosu.....	10
Şekil 2.2. Nüklit tablosunun bir kısmı.	11
Şekil 2.3. İzobar A=61'in enerji parabolü.	12
Şekil 2.4. A=117 izobarının bireysel bozunum örüntüleri.	13
Şekil 2.5. ^{137}Cs bozunum örüntüsü	14
Şekil 2.6. Sonuçta ortaya çıkan 511 keV'lik fotonların nasıl küçük bir enerji kaymasına sahip olabileceğini gösteren anihilasyon süreci	15
Şekil 2.7. Elektron yakalanması	16
Şekil 2.8. ^{22}Na 'nın bozunum örüntüsü.....	16
Şekil 2.9. ^{228}Th 'nin bozunum örüntüsü	17
Şekil 2.10. Elektromanyetik spektrum.....	18
Şekil 2.11. İyonize radyasyonun etkileri.....	20
Şekil 2.12. Lineer Eşik Değeri Olmayan (LNT) Model)	25
Şekil 3.1. Güvenlik zonu olarak kabul edilen sahayı gösteren harita	39
Şekil 3.2. Örneklerin yakalandığı lokalitelerin uydu görüntüsü üzerindeki yerler	39
Şekil 3.3. Lokalite 1'e ait uydu görüntüsü	40
Şekil 3.4. Lokalite 1'e ait genel bir görünüm	40
Şekil 3.5. Lokalite 1'de devamlı su akışı olan kaynak	40
Şekil 3.6. Lokalite 1'de yer alan kaynağın oluşturduğu havuzlardan biri	41
Şekil 3.7. Lokalite 1'de yer alan bir diğer kaynağın oluşturduğu havuzlardan biri	42
Şekil 3.8. Lokalite 2'ye ait uydu görüntüsü	43
Şekil 3.9. Lokalite 2'ye ait sahadan genel bir görünüm	43
Şekil 3.10. Lokalite 2'ye ait sahadaki su birikintilerinden biri ve içinde yer alan bir <i>P. bedriagae</i> bireyi	44
Şekil 3.11. Lokalite 3'e ait uydu görüntüsü	45

Şekil 3.12. Lokalite 3'e ait sahadan genel bir görünüm	45
Şekil 3.13. Lokalite 3' e ait sahada yer alan köy çeşmesinin görünümü	46
Şekil 3.14. Lokalite 3' e ait sahada yer alan köy çeşmesinde <i>P. bedriagae</i> bireyleri	47
Şekil 3.15. Lokalite 4'e ait uydu görüntüsü	48
Şekil 3.16. Lokalite 4'e ait sahada bulunan yapay gölet	48
Şekil 3.17. Lokalite 4'e ait sahada yer alan yapay gölet ve içinde yüzen <i>P. bedriagae</i> bireyi	49
Şekil 3.18. Lokalite 5'e ait uydu görüntüsü	50
Şekil 3.19. Lokalite 5'e ait genel bir görünüm	50
Şekil 3.20. Lokalite 5'e ait sahada yer alan sulama amaçlı yapay havuzlardan biri	51
Şekil 3.21. Lokalite 5'e ait sahada yer alan havuzlardan birinde bulunan <i>P. bedriagae</i> bireyleri	52
Şekil 3.22. Araziden toplanıp laboratuvar ortamına getirilen <i>P.bedriagae</i> örnekleri ...	53
Şekil 3.23. Ölçüm için hazır hale getirilmiş <i>P. bedriagae</i> bireyleri	53
Şekil 3.24. Gama Spektrometre Sistemi Blok Şeması.....	54
Şekil 3.25. Akdeniz Üniversitesi Fizik Bölümü Nükleer Fizik laboratuvarında bulunan yüksek saflıkta germanyum (HPGe) dedektörü	55
Şekil 3.26. HPGe dedektörde doğal radyoaktivite ölçümlerinin alınması	56
Şekil 3.27. ORTEC-MAESTRO analiz programında aktivite konsantrasyonlarının hesaplanması	58
Şekil 4.1. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ^{214}Pb radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı	64
Şekil 4.2. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ^{214}Bi radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı	64
Şekil 4.3. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ^{228}Ac radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı	65

Şekil 4.4. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde	
lokalitelere göre ^{40}K radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı	65
Şekil 4.5. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde	
lokalitelere göre GDR indis seviyelerinin dağılımı	66
Şekil 4.6. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde	
lokalitelere göre REA indis seviyelerinin dağılımı	66
Şekil 4.7. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde	
lokalitelere göre AED indis seviyelerinin dağılımı	67
Şekil 4.8. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde	
lokalitelere göre ELCR indis seviyelerinin dağılımı	67
Şekil 4.9. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde	
lokalitelere göre EHI indis seviyelerinin dağılımı	68
Şekil 4.10. <i>P. bedriagae</i> bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde	
lokalitelere göre IHI indis seviyelerinin dağılımı	68
Şekil 4.11. Nüklit Diskriminant Analizi	80
Şekil 4.12. İndis Diskriminant Analizi	81
Şekil 4.13. Birleşik Diskriminant Analizi	82
Şekil 5.1. Biyotanın radyasyon maruziyetini değerlendirmek için başlıca	
çevresel transfer yolları (UNSCEAR 2008)	83
Şekil 5.2. Lokalite 2'nin uydu görüntüsü	90

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Omurgalıların Sistematik Sınıflandırılması	4
Çizelge 2.2. Radyasyon dozunun radyasyon kaynaklarına göre dağılımı	23
Çizelge 2.3. Dünya genelinde doğal radyasyon kaynaklarından maruz kalınan ortalama radyasyon doz değerleri.....	23
Çizelge 4.1. <i>P. bedriagae</i> Bireylerinin Ağırlık Ortalama ve Min-Max Değerleri	61
Çizelge 4.2. Aktivite Konsantrasyon Ortalamaları.....	62
Çizelge 4.3. Aktivite konsantrasyon min-max değerleri	63
Çizelge 4.4. Lokaliteler ile Aktivite Konsantrasyonları ve Zarar İndislerinin ANOVA ilişkilerini gösteren ANOVA sonuçları.....	69
Çizelge 4.5. ²¹⁴ Pb Verileri.....	71
Çizelge 4.6. ²¹⁴ Bi Verileri	71
Çizelge 4.7. ²²⁸ Ac Verileri	72
Çizelge 4.8. ⁴⁰ K Verileri	73
Çizelge 4.9. GDR İndisi Verileri.....	74
Çizelge 4.10. REA İndisi Verileri	74
Çizelge 4.11. EHI İndisi Verileri.....	75
Çizelge 4.12. AED İndisi Verileri.....	76
Çizelge 4.13. IHI İndisi Verileri.....	77
Çizelge 4.14. ELCR İndisi Verileri	78
Çizelge 5.1. Anura ordosu üzerinde gerçekleştirilen biyoizlem çalışmalarından bazıları.....	85
Çizelge 5.2. Anura ordosu üzerinde çevresel radyasyonun etkilerinin izlendiği bazı çalışmalar	86
Çizelge 5.3. Toprak örneklerinde radyoaktif ve radyolojik zarar indis değerlerine ilişkin literatür değerleri.....	87

1. GİRİŞ

Bütün canlılar ve dolayısıyla hayvanlar hayatta kalmak ve yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmek adına özel habitatlara ihtiyaç duyarlar. Bu habitatlar her canlı grubu için ortak ya da farklı gereksinimleri içerirler. Bu bileşenlerin her canlı grubu için optimal seviyeleri bulunmaktadır. Bazı türler bu seviyelerde meydana gelen değişikliklere karşı daha yüksek dayanıklılığa sahip iken, bazıları en ufak farklılıklardan bile ölümcül olarak etkilenebilmektedir.

Çevremiz hem doğal faktörler aracılığıyla hem de endüstrileşme, madencilik aktiviteleri ve kentleşme gibi antropojenik (insan aracılı, insan kaynaklı) süreçler ile sürekli olarak kirlenmektedir. Bu kirlilikten hem karasal, hem de sucul formlar doğrudan ya da dolaylı olarak etkilenebilmektedir. Karasal ekosistemlerin yanı sıra sucul ekosistemler hem havadan hem de karadan gelen kirlilik faktörlerine daha fazla maruz kalabilmektedir. Pek çok durumda çevrede gerçekleşen antropojenik değişimler doğrudan canlı popülasyonlarını etkilemekte ve bu popülasyonların sayısını azaltmaktadır. Çevresel kirliliğe sebep olan kirleticilerin yüksek konsantrasyonları doğrudan öldürücü etki gösterse de düşük ve kronik konsantrasyonların etkileri daha çok popülasyonların gelişimi ile doğrudan ilişkili olmaktadır. Çünkü bu dozlar canlıların genel olarak üreme ve hayatta kalma kapasitelerini azaltıcı etki göstermektedir.

Yaşamlarını iki ayrı fazda geçiren amfibiler yani iki yaşamlılar hem sucul hem karasal ekosistemin getirdiği kirleticilere maruz kalmaktadır. Özellikle kurbağa türleri kirleticileri derileri ve larval membranları aracılığıyla doğrudan absorbe edebildiklerinden bu tarz durumlara karşı oldukça hassastırlar. Bu fonksiyonel durum maddelerin vücutlarında birikimine sebep olmaktadır. Bu sebeple amfibi türleri ekosistem ve habitat kirliliğinin oldukça yaygın olarak kullanılan biyoindikatör türleri olarak tanımlanmaktadır.

Biyoindikatörler, gözlemlenebilen tepkileri ile bir durumun değerlendirilmesinin yapılmasına izin veren, bu değerlendirme ile çevresindeki ekosistem hakkında bilgiler elde edilebilen bir organizma ya da organizma topluluğudur. Biyoindikatör bir çevrenin sağlığının biyolojik bir göstergesi olarak hareket eden herhangi bir türken, biyomonitör türler çevrenin kalitesi hakkında nicel bilgi sağlayan organizmalar topluluğudur. Bu bakımdan her biyomonitör tür aslında bir biyoindikatör tür olarak tanımlanmıştır.

Ekosistemlerin sağlığını korumak için çevresel etkenlerin bilgisi ve kontrolü esastır. Bu sebeple çevre üzerindeki etkilerin değerlendirmesi için gerçekleştirilen kirlilik tespiti çalışmalarında, Anura (kuyruksuz kurbağalar) türleri biyoindikatör organizmalar olarak giderek daha fazla kullanılmaktadır.

Son yıllarda gelişen teknoloji ile birlikte çevresel etkenler değerlendirilirken; doğal radyasyon ölçütleri de dikkate alınmaktadır. Doğal kaynaklardan gelen radyasyona maruz kalmak, hem çalışma hem de kamu ortamlarında günlük yaşamın kaçınılmaz bir özelliğidir. Bu maruziyet çoğu durumda toplumu ilgilendiren ya da çok az kaygı veren bir durumdur, ancak ekosistemlerin sağlığı açısından koruma önlemlerinin dikkate alınması gerekir.

Dünya üzerinde var olan bütün canlılar arka plan radyasyonuna maruz kalmaktadır. Doğal radyasyon kaynakları arasında kozmik ışınlar, gezegenimizi oluşturan bileşenlerden kaynaklanan ve aynı zamanda bizim ve diğer tüm canlıların yapısında bulunan radyoaktif maddeler bulunmaktadır. Ayrıca toprak ve ürünlerinde yer alan radon gazının salınımı doğal radyoaktiviteye katkıda bulunmaktadır. UNSCEAR'ın 2000 yılında yayınladığı rapora göre dünya çapında doğal radyasyon maruziyet seviyesi 3 faktör seviyesinde değişiklikler göstermektedir. Ancak bazı coğrafik bölgelerde bu seviye 10 faktör bazen 100 faktör seviyesinde değişiklik gösterebilmektedir.

Ayrıca 1900'lerin başından itibaren insan kaynaklı faktörler de arka plan radyasyonuna katkıda bulunmaktadır. Bunların arasında, atmosferik nükleer denemeler, nükleer santraller ve bu santrallerde gerçekleşen mikro ve makro ölçekli sızıntılar, nükleer yakıt kullanımları ve kömür madenlerinden radyoaktif kül yayılımı bulunmaktadır. Bütün bu insan kaynaklı nükleer kullanımlar ekosistemin arka plan radyasyonuna önemli ölçüde katkıda bulunmaktadır.

İyonize radyasyon, iyonlaşabilen elektromanyetik dalgaları ve parçacıkları temsil eder. İyonlaşma, bu radyasyon tipinin içerisinden geçtiği ortamda bulunan bir atomdan ya da molekülden bir elektronu koparabilme yeteneğidir. Canlı hücrelerde iyonlaşma süreci hücrenin içeriğinde bulunan atom ve molekülleri geçici veya kalıcı olarak değiştirebilir. Bu şekilde hücrede gerçekleşen hasar tamir edilmez ise hücrenin yaşamsal fonksiyonlarını tehlikeye atar ve ölümüne sebep olabilir ya da hayatta kalan ancak modifiye olmuş bir hücre meydana getirebilir.

Canlılarda radyasyon maruziyetini tanımlamak amacıyla genel olarak iki nicelik kullanılmaktadır. Bunlar, absorbe edilen doz (Gy) ve efektif doz (Sv) olarak adlandırılmaktadır. Ayrıca radyoaktif bir kaynak aktivitesiyle tanımlanmaktadır ki, aktivite birim zamandaki nükleer parçalanma sayısı olarak tanımlanabilir. Aktivitenin birimi Becquerel (Bq), saniye başına bir parçalanma olarak tanımlanmaktadır.

İyonize radyasyonun canlı organizmalar üzerindeki etkileri pek çok farklı faktöre dayanmaktadır. Bunlar, harici doz, dahili doz ve DNA tamir mekanizmalarının gerçekleşme oranlarını da içermektedir. Radyasyon seviyesinin yüksek olduğu alanlara kırmızı alan/nokta denilmektedir. Dünya üzerinde fazla sayıda radyasyon kırmızı noktaları bulunmaktadır ve bu alanlardaki doğal radyasyon oranlarının doğal adaptasyonun olanak dahilinde olduğu bu ortamlarda bile mutasyonlar, immünolojik cevaplar ve hastalıklar gibi mekanizmaları tetiklediği gözlemlenmiştir (Møller vd. 2012). Radyasyon düzeylerinin basit bir Geiger cihazı ile ölçülememesinin sebebi ise, doğal habitatlarında varlığını sürdüren hayvanlar ve diğer organizmaların laboratuvar ortamlarına göre daha zor şartlar altında hayatta kalmaya çalışmalarıdır. Doğal habitatlarda canlıların ad libitum (hayvanın yiyebildiği kadar, serbestçe yapılan besleme) şeklinde yiyeceğe erişimleri yoktur, aynı şekilde populasyonlar genellikle predatörler, parazitler ve diğer türler arası etkilere maruz kalmaktadır. Buna oranla bu gibi etkenlerin elimine edildiği laboratuvar ortamları daha güvenli bir yaşam alanı sunmaktadır. Esasen, pek çok insan populasyonu da zorlu ortamlarda varlıklarını sürdürürler. Bu sebeple korunaklı laboratuvar ortamlarında yapılan çalışmalardan elde edilen verilerin insan populasyonlarına uygulanması zor olmaktadır. Tüm bu nedenlerle; doğal ortamlarında yaşayan hayvan türlerinin incelenmesi ve bu türler ile ilgili oluşturulacak veri tabanları, ortak bir gelişim-değişim sürecini paylaşan canlıların

gelecek yaşamlarındaki olası tehditlere yönelik önlemlerin alınmasında, olası risklerin ön görülebilmesinde büyük önem taşımaktadır.

Türkiye Cumhuriyeti Devleti 2010 yılında Rusya kökenli bir nükleer enerji şirketi olan ROSATOM ile Mersin'in Büyükşehir ilçesinde VVER-1200 reaktörlü, dört adet güç ünitesine sahip olan ve toplamda 4800 MW güç kapasiteli Akkuyu Nükleer Güç Santrali'nin inşa edilmesini öngören bir işbirliği anlaşması imzalamıştır. Daha önce çevrede yapılan çalışmalarla arka plan ve doğal radyasyon oranları incelenmiş ve bölgede biyomonitör tür olarak küçük bir memeli türü (*Microtus guentheri*) belirlenmiştir (Yavuz vd 2016). Ancak bu alanda hem karasal hem sucul habitatlarda yaşayabilen amfibiler üzerinde gerçekleştirilmiş herhangi bir çalışma yoktur. Bu sebeple tez çalışmasında Doğu Akdeniz'de yayılış gösteren bir amfibi türü olan *Pelophylax bedriagae* türü üzerinde arka plan ve doğal radyasyon seviyeleri incelenmiştir. Ülkemizde daha önce *Pelophylax bedriagae*'nin radyasyon için biyomonitör tür olarak önerildiği başka bir çalışmaya da rastlanılmamıştır. Bu tez çalışması bu kapsamda alanında öncü bir çalışma olma niteliği taşımaktadır. Ayrıca tez çalışması kapsamında biyoloji, fizik ve ekoloji alanları arasında disiplinler arası bir köprü kurularak yararlı veriler elde etmek amaçlanmıştır. Bu üç alanın arasında kurulan ilişkilerin ileride farklı çalışmalara temel olması en önemli hedeflerimizdendir.

2. KAYNAK TARAMASI

2.1. Omurgalıların Sınıflandırılması

Çizelge 2.1. Omurgalıların Sistematik Sınıflandırılması

Class	Çene durumu	Embriyonik zar	Vücut ısıları
Pisces	Agnatha	Anamniota	Poikilotherm
Amphibia	Gnathostomata	Amniota	Homoiotherm
Reptilia			
Aves			
Mammalia			

2.1.1. Amfibilerin sistematik yeri

Domain: Eukaryota

Kingdom: Animalia

Subkingdom: Eumetazoa

Superphylum: Deuterostomia

Phylum: Chordata

Subphylum: Vertebrata

Infraphylum: Gnathostomata

Superclass: Tetrapoda

Class: Amphibia

Classis: *Amphibia* (Linnaeus 1758)

Amfibiler, omurgalı hayvanların balıklar ile sürüngenler arasındaki sınıfı olarak tanımlanırlar. Amfibiler ile balıklar omurgalı hayvanların Anamnia grubunu meydana getirirler, yani embriyolarını çevreleyen bir amniyon zarı yoktur. Diğer taraftan amfibiler dört ayaklı kara omurgalıların (Tetrapoda) ilk sınıfını oluştururlar.

Sınıfı tanımlayan amfibi ismi bu hayvanların yaşam tarzlarından gelir (Yunanca amphi: çift ; bios: yaşam hayat). Amfibi sınıfının pek çok türü hem karada hem de su da

hayatlarının belirli kısımlarını sürdürürler. Genel olarak yumurtalar suda gelişir ve döllenmeden sonra larva evresi de su da geçer, ergin zamanlarında karaya çıkan bireyler üreme zamanlarında tekrar suya dönerler.

Amfibiler evrimsel süreçte çok önemli bir yere sahiptir. Omurgalılar içerisinde sudan karaya geçişi temsil ederler. Hem suya bağımlıdırlar hem de karaya yerleşmişlerdir. Bu yaşam tarzı amfibilerin kaynağının su olduğu görüşünü destekler. Yani sudan karaya çıkan ilk omurgalı sınıfı oldukları düşünülmektedir. Paleontolojik bilgilere göre Amfibiler, *Crossopterygii* denen balık grubundan kökenlenmiştir. Devonien zamanında muhtemelen sudan karaya geçmişler ve “bu geçişe ayak uydurmak adına bir takım değişikliklere uğramış ve yeni özellikler kazanmışlardır” (Budak ve Göçmen 2002) denilse de, karada yaşayabilecek adaptasyonlara sahip olanlar varlıklarını karada da sürdürebilmişler ve günümüze kadar gelen bir sürecin temsilcileri olmuşlardır.

Sudan karaya geçişte solunum sistemi, dolaşım sistemi ve ekstremiteler olmak üzere başlıca 3 sistemde değişiklikler meydana gelmiştir.

- 1) **Solunum sistemindeki değişiklikler;** En önemlisi artık solunum sistemi solungaçlara bağımlı değildir. Akciğerlerde iş görmeye başlamıştır ve her iki yapının da kökenlendiği yer sindirim borusunun ön kısmı olduğu için bazı balıklarda görülen hava keselerinin homologudur.
- 2) **Dolaşım sisteminde meydana gelen değişiklikler;** Balıklarda görülen tekli dolaşım ile kalpte daima kirli kan bulunmaktadır. Bu kirli kan temizlenmek amacıyla solungaçlara yönlendirilir ve ardından vücuda dağıtılır. Ergin kurbağalar dahil olmak üzere akciğerli kara omurgalılarında ise kalbe dolan kirli kan temizlenmek amacıyla akciğere yönlendirilir ve temizlendikten sonra kalbe geri döner, bu olay küçük (pulmoner) dolaşım olarak adlandırılır. Kalbe gelen temiz kan daha sonra vücuda pompalanır ve tüm vücutta görevini yerine getirdikten sonra metabolik atıklarla kirlenmiş şekilde tekrar kalbe döner, bu olaya büyük (sistemik) dolaşım adı verilir. Kara omurgalıları için tipik olan bu dolaşım mekanizmaları ilk kez amfibilerde gözlemlenmektedir. Ayrıca balıklarda tek odacıklı olan atrium akciğerlerin gelişmesi ile amfibilerde iki odacıklı bir yapıya evrilmiştir.
- 3) **Ekstremitelerde meydana gelen değişiklikler;** Kıkırdaklı balıklardan itibaren hareket eylemi genellikle yüzgeçler ile sağlanırken, ergin amfibilerde ekstremiteler hem karada yürümeye elverişli olarak hem de vücudu yerden kaldıracak şekilde evrilmiştir.

2.1.2. Amfibilerin genel özellikleri

- 1) Bazı fosil türler hariç vücut yüzeyleri tamamen çıplaktır. Pul, tüy, kıl gibi deri oluşumları gözlemlenmez.
- 2) Derileri bez bakımından zengindir. Bu bezlerden salgılanan mukus deriyi sürekli kaygan ve nemli tutar, bu da deri solunumu sırasında gazlar için difüzyon ortamı oluşturarak yardımcı olur. Bunun yanı sıra bazı amfibiler kendilerini savunma

mekanizması olarak zehir bezlerine sahiptir. Bu zehir bezleri genelde hayvanın tehlikede olduğu durumlarda ya da beslenirken etkinleşir.

- 3) Embriyolarını çevreleyen bir amniyon zarı bulunmadığı için embriyoları çıplaktır.
- 4) Vücut sıcaklıkları çevreye bağlı olarak değişiklik gösterir yani poikilotherm hayvanlardır.
- 5) Kalpleri iki atrium bir ventrikuldan oluşur. Perennibranchiata grubu hariç vücut ve akciğer olarak iki ayrı dolaşım sistemine (küçük ve büyük) sahiptirler.
- 6) Genelde dört tip solunum gözlenir. Bunlar; erginlerde akciğer solunumu, larvada solungaç solunumu, deri solunumu ve ergin ve karasal formlarda meydana gelen ağız içi-yutak boşluğu (buccopharyngeal=buccofarenjial) solunumdur.
- 7) Üreme zamanlarında genellikle suya dönerler ve yumurtalarını suya bırakırlar. Bazı türler üreme için direkt olarak suya ihtiyaç duymazlar Yumurta suda bulunduğu için sert bir kabuk yapısına ihtiyaç duymaz. Üreme zamanlarında erkek ve dişiler arasında amplexus (kucaklaşma) eylemi gözlemlenir. Bu olay sonrasında dişiler yumurtalarını, erkekler de spermatozoitlerini suya bırakır ve döllenme su ortamında dış döllenme olarak gerçekleşir. Gelişmelerinde genellikle bir larval evre bulunur. Çoğunluğu ovipar olsa da bazı türlerde ovovivipar ve vivipar örneklerle rastlanabilir.
- 8) Amfibiler hem su hem kara yaşamına uyum sağlamışlardır. Ancak karasal yaşam süreçlerinde suya bağımlıdırlar, aşırı kuraklığa dayanamazlar, tuzluluğa toleransları fazla olmadığından genelde tatlı suların etrafında yer alan nemli karasal ortamlarda bulunurlar.
- 9) Beslenme genelde larval evrenin ilk safhalarında herbivor, metamorfoz sonrası gelişme ve erginlik evrelerinde ise karnivordur. Bu duruma göre bağırsak ve çene yapılarında değişiklikler meydana gelir.
- 10) Amfibiler genelde deniz seviyesinde gözlemlenseler de bazı yüksek dağ iklimlerinde de yaşayan türleri bulunmaktadır.
- 11) Karasal formlarda ses çıkarma telleri iyi gelişmiştir. Bu sesler eşlerini cezbetmede, bölgelerini belirlemede ve tehdit oluşturmada yardımcı olur. Ayrıca ses algılamaya yarayan kendilerine özgü karmaşık bir reseptör ve periferik sinir sistemine sahiptirler.
- 12) Gelişimleri genel olarak metamorfozludur. Bu evre türlere göre değişiklik gösterir. Pek çok amfibide larva evresi birkaç ay sürer. Larval gelişimde dış faktörlerin ve en önemlisi sıcaklığın rolü oldukça büyüktür. Soğuk yerlerde larval evre süresi uzayabilmektedir. Metamorfozdan sonra eşeysel erginliğe

erişmeleri için bir süreye ihtiyaç duyarlar. Eşeyssel olgunluktan sonra da genelde büyüme devam eder (Budak ve Göçmen 2002).

Amfibiler sınıfı üç takıma ayrılmaktadır. Bunlar Apoda (Bacaksız kurbağalar), Urodela (Kuyruklu kurbağalar, Semenderler) ve Anura (Kuyruksuz kurbağalar) olarak adlandırılmaktadır. Tezde incelenen tür Anura ordosuna dahil olduğundan bu ordonun özelliklerini daha yakından incelemek gerekmektedir.

2.1.2.1. Ordo: Anura (Kuyruksuz Kurbağalar) (Merrem 1820)

Kuyruklu kurbağalarda gözlenen uzunca vücut yapısına karşın, Anura'da vücut daha topludur. Kozmopolit bir grup olan Anura'da kafatası incedir, sert değildir ve kemik yapılar oldukça indirgenmiştir. Baş ile gövde arasında boyun bulunmaz. Başın üst kısmında uca doğru bir çift dış burun deliği ve gözlerin arkasında bir kulak zarı (Tympanal Zar) bulunur. Omurgada omur sayısı kendinden sonraki gruplara göre azdır. Az sayıda kemik bulundurulur. Kıkırdak yoğunluğu fazladır. Omurganın sonunda birden fazla omurun birleşmesiyle oluşmuş Urostil kemiği bulunur. Birçok türde vücudun her iki yan tarafında gözlerin arkasından arka bacaklara kadar uzanan deri kıvrımları bulunur. Arka bacaklar, ön bacaklardan uzundur ve genelde suda yaşayanlarda perdelidir. Bu şekilde kolay bir şekilde sıçrayabilirler ve çoğunluğu yüzebilir. Çiftleşmeleri amplexus ardından dış döllenme ile gerçekleşir. Ergin safhalarında kuyrukları bulunmaz. Larvaları çoğunlukla sucul olup, bazıları ağaçlarda (arboreal) yaşarlar ve kuyrukludurlar. Erginleşmek için çok sayıda metamorfoz safhasından geçerek farklılaşırlar (Özeti ve Yılmaz 1994).

Cins ve türlerin genel biyolojisi

Yaşam ortamları açısından ülkemizdeki *Anura* türlerinin erginlerinin hepsi üreme zamanlarında suya giderler ve döllenme sonrasında larval evrelerini su da geçirirler. Üreme dönemleri hariç suya bağımlılıkları türlere göre değişiklik gösterir. Örneğin bazı türler özellikle *Hyla* cinsi türleri genel olarak ağaçlarda ve ağaçsı bitkilerin üzerinde yaşamlarını sürdürürler.

Erkek kurbağalarda özellikle üreme zamanlarında ses çıkarma eğilimi gözlenir. Dişiler ise genellikle sessizdir ve hırıltı şeklinde sesler çıkartırlar. Anura'da ses oluşumu akciğerlerden gelen havanın ağız boşluğuna geçerken ses tellerinin titreştirilmesi ile oluşur. Bazı türlerde bu sesi güçlendiren ses keseleri bulunur.

Erkekler cinsel olgunluğa genellikle üç-dört yaşlarında erişirken, dişilerde bu süre bir-iki yıl aralığındadır. Çiftleşme olayı erkeğin ön bacakları ile dişiye koltuk (axillar) ya da kalça (inguinal) bölgesinden kavradığı amplexus (kucaklama) olayı ile gerçekleşir. Bu olay sonrasında dişi yumurtalarını bıraktıktan sonra erkekte spermatozoidlerini yumurtaların üzerine bırakır. Dolayısıyla döllenme su ortamında dış döllenme şeklinde gerçekleşir. Amplexus olayında kavrayan taraf erkek olduğu için erkeklerin ön bacakları daha kuvvetlidir ve üreme zamanlarında ayrıca kaslanırlar. Dişilerin yumurtalarının her biri jelatinimsi bir kılıf ile çevrilidir. Yumurta, suya bırakılınca dış kılıf şişer. Döllenmeden sonra bu kılıf yavaşça parçalanır ancak larva bir süre daha kılıfa yapışık yaşar, bu şekilde larva kılıftan daha gelişmiş bir biçimde çıkar.

Larvalarda bu sebeple yumurtadan çıktıktan sonraki en belirgin özellik yapışma bezleridir. Yapışma bezleri larvaya tutunacağı bir ortamda tutunma yeteneği sağlar. Larva geliştikçe bu bezler körelir.

Larvaların, erginliğe erişmek için geçirmiş olduğu başlıca değişiklikler;

- 1) Ağızın genişlenmesi ve keratin gaga ve dişler yerine gerçek çene ve dişlerin oluşması
- 2) Solungaç yarıklarının kapanarak akciğerlerin oluşmaya başlaması
- 3) Ön bacakların oluşmaya başlaması
- 4) Larval dönemden sonra karnivor olmalarına bağlı olarak bağırsağın kısalması
- 5) Kuyruk kısmının kaybolması

Anura’da larval dönem, spirakulumun (solungaç deliği) oluşumundan ön bacakların oluşumuna kadar olan süre olarak tanımlanır (Özeti ve Yılmaz 1994).

2.1.2.2. Familia: Ranidae (Rafinesque 1814)

Suya bağlı olarak yaşamlarını sürdüren gerçek su kurbağalarıdır. Familia cins bakımından oldukça zengindir. Ve geniş bir coğrafi yayılım gösterir. Dağılımları kozmopolittir. Bu familia da bacaklar oldukça uzundur, dilleri ağız tabanına önden bağlanmıştır, arka kısım serberst ve çatallıdır. Kulak zarı hepsinde bulunur. Üst çenelerinde dişler bulunur (Budak ve Göçmen 2002).

2.1.2.3. Tür: Pelophylax bedriagae

Ranidae familyasına ait bir tür olan *P. bedriagae* (Levanten Ova Kurbağası) 1882 yılında Camerano tarafından *Rana esculenta* var. *bedriagae* olarak tanımlanmıştır. Ortalama bir yüzyıla yakın bu adlandırmayla tanınan tür ardından Dubois tarafından 1986 yılında *Rana bedriagae* olarak ayrı bir tür olarak tanımlanmıştır. Bundan sonra sırasıyla 1992’de *Rana levantina*, 2005’te *Hylarana bedriagae* ve en son 2006 yılında *Pelophylax bedriagae* olarak tanımlanmıştır.

Tür genellikle Güney Avrupa, Kuzey Afrika ve Türkiye’de yaygın olarak görülür. En fazla 15 cm boyutlarına ulaşır. Erkeklerinde ağızın hemen arkasında timpanal zarın altında gri renkli dış ses keseleri mevcuttur. Türkiye’de bulunan diğer *Rana* türlerinde yaygın olarak görülen temporal şerit bu türde gözlenmez. Genellikle suya bağımlı yaşarlar ve sucul ortamları pek terk etmezler. Ege ve Akdeniz Bölgeleri’nde yaygın olarak bulunur. Yaşam alanları genelde düzlük yerlerde iç tatlı su yakınları olmasına rağmen, yüksek rakımlarda da gözlenmişlerdir (Budak ve Göçmen 2008).

2.2. Radyoaktivite

Radyasyon terimi 1900'lü yıllara kadar elektromanyetik dalgaları tanımlamak için kullanılmıştır. 20. yüzyılın başlarında elektronların, X ışınlarının ve doğal radyoaktivitenin keşfinin ardından bu konseptlerde radyasyon tanımının altında toplanmaya başlamıştır. Yeni buluş, elektromanyetik radyasyonun dalgasal özelliklerinin yanında radyasyonun parçacık karakteristiklerini ortaya koymuştur. Özellikle 1920'lerde DeBroglie maddenin ikililiği ile ilgili bir teori geliştirmiş, bu teori hemen ardından elektron kırınım deneyleri ile kanıtlanmıştır. Buna bağlı olarak parçacık ve dalgaların arasındaki ayrım önem kazanmıştır. Günümüzde radyasyon terimi, bütün elektromanyetik spektrumu kapsamasının yanı sıra keşfedilen bütün atom ve atom-altı parçacıkları da kapsamaktadır.

Radyasyon çeşitleri temelde iyonize edici ve iyonize edici olmayan olarak iki gruba ayrılır. İyonize edici terimi radyasyonun bir atomu ya da geçtiği ortamın molekülünü iyonize edebilme kapasitesi için kullanılmaktadır. İyonize edici olmayan radyasyon, dalga boyu (λ), 10 nm ya da daha uzun olan elektromanyetik radyasyon olarak tanımlanmaktadır. Elektromanyetik spektrumun bu bölgesi radyo dalgaları, mikrodalgalar, kızılötesi ışınlar, görünür ışık ($\lambda=770-390$ nm) ve ultraviyole ışığı ($\lambda=390-10$ nm) içermektedir. İyonize edici radyasyon ise elektromanyetik spektrumun diğer bölgesini kapsamaktadır. Bunlar X ışınları ($\lambda= 0.01-10$ nm) ve X ışınlarından çok daha kısa dalga boyuna sahip γ ışınlarıdır. Ayrıca, elektronlar, pozitronlar, protonlar, alfa parçacıkları, nötronlar, ağır iyonlar ve mezonlar gibi bütün atomik ve atom altı parçacıkları da bu gruptadır.

Bu terimleri anlayabilmek için öncelikle çekirdek ve çekirdek kararlılığını anlamamız gerekir. Çekirdek basit olarak bakıldığında yüksüz nötronlar ve pozitif protonlardan oluşur ve bu ikisi nükleonlar olarak adlandırılır.

Nötron sayısı: N

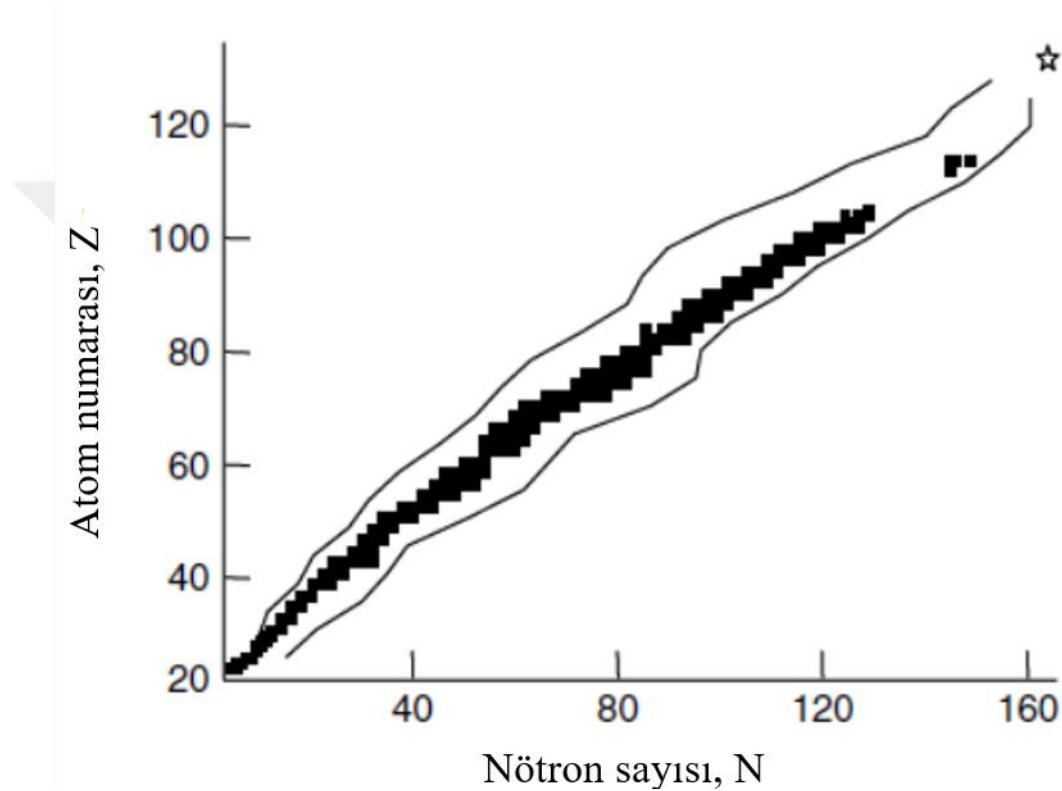
Proton sayısı: Z olmak üzere; Z aynı zamanda atom numarasıdır ve elementi tanımlar. Nötr atomda Z aynı zamanda ekstra nükleer olarak atomik yörüngelerde bulunan elektronların sayısını verir. Bir element sabit bir Z sayısına sahiptir, ancak genel olarak Z çekirdekdeki nötron sayısına bağlı olarak farklı kütlelere sahip atomların bir karışımını ifade eder. Nükleonların toplam sayısı kütle numarası olarak adlandırılır. Buna göre;

$$\text{Kütle numarası} = N + Z = A$$

A, N ve Z tanımsal olarak tamsayılardır. Pratikte nötron hemen hemen proton ile aynı kütleye sahiptir ve bu tanımları fiziksel olarak bir temele oturtur. Temel olarak, nükleonların birleşimi ve ilişkili oldukları elektronlar birlikte nüklit olarak adlandırılır. Genelde atomik numarası Z ve kütle numarası A olan bir nüklit ${}^A_Z\text{Sy}$ şeklinde yazılır, Sy elementin kimyasal sembolüdür. Örneğin, ${}^{58}_{27}\text{Co}$, gösterilirken elementin kimyasal sembolü eşsiz olduğundan atom numarası genelde yazılmaz ve ${}^{58}\text{Co}$ şeklinde gösterilir. Burada da olduğu gibi, bu özel nüklit radyoaktiftir ve bu ilave bilgiyi de vermek için bir radyonüklit olarak adlandırılabilir. Ne yazık ki, fizik ve radyokimya dışındaki dünyada izotop kelimesi, radyonüklit ile eşanlamlı hale gelmiştir ve bu tehlikeli ve nahoş bir

durumdur. Gerçekte izotoplar basitçe aynı elementin farklı atomlarıdır (Aynı Z, farklı N), illa radyoaktif olmaları gerekmez. Yani ^{58}Co , ^{59}Co ve ^{60}Co kobaltın izotoplarıdır. Hepsinin atom numarası 27'dir. 58, 59 ve 60 ise kütle numaralarıdır ve toplam nükleon sayısına eşittir. Bilindiği gibi; ^{59}Co karardır ve kobaltın tek karardlı izotopudur. Bu durumda terminolojiye göre ^{58}Co ve ^{60}Co radyoizotoplardır.

Eğer bütün karardlı nüklitler Z (y eksen) ve N (x eksen) olarak fonksiyonlaştıılacak olursa ortaya Segre tablosu çıkar. Çekirdeklerin karardlılık vadisi (Karlsruhe Şeması) aynı temel yapıya sahiptir ancak buna ek olarak bilinen tüm radyonüklitleri içerir (Gilmore 2008).



Şekil 2.1. Segre tablosu (Gilmore 2008)

Bu semboller bilinen tüm karardlı nüklitleri Z ve N'nin fonksiyonları olarak göstermektedir. Yüksek Z numarasında uzun yarı ömürlü Th ve U nüklitleri gösterilmiştir. Dış çevre bilinen radyonüklitleri içerir. Yıldız ise bu zamana kadar bilinen en büyük nüklitin ($^{277}112$), varlığı hala onay bekliyor olsa da, yerini göstermektedir.

Radyoaktif bozunum ya da radyoaktif bozunma, bir atomun çekirdeğinde gerçekleşen ve parçacık yayılımına veya elektromanyetik radyasyona neden olan kendiliğinden gerçekleşen değişiktir. Radyoaktif bozunma türleri, temel olarak alfa ve beta bozunumu ve az sayıdaki nadir işlemlerden biri olarak kendiliğinden fisyon içerir. Radyoaktif bozunma, kütle değişiminden kaynaklanmaktadır, ürünün veya ürünlerin kütlesi, orijinal nüklit kütlesinden daha küçüktür. Bozunum her zaman ekzotermiktir, Einstein'ın geliştirdiği denkleme göre kütledeki küçük değişim enerji

olarak ortaya çıkar ve enerji farklı jul, kütle kilogram ve ışık hızı (m/s) olarak ortaya çıkar (Gilmore 2008).

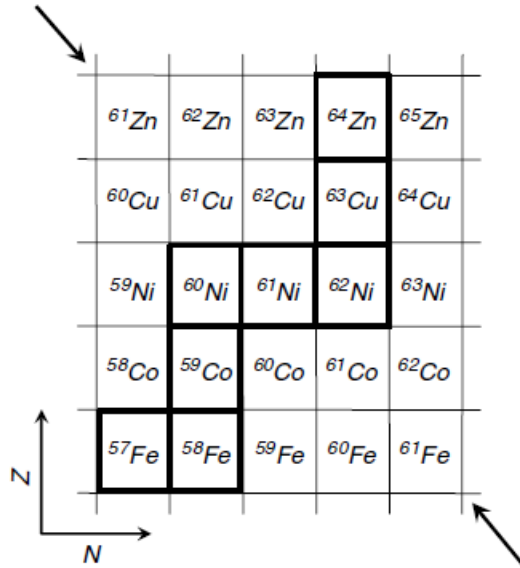
$$\Delta E = \Delta m \times c^2 \quad (2.1)$$

Gama spektrofotometresinde kullanılan birimler elektronvolt (eV), bir eV = $1.602 \ 177 \times 10^{-19}$ J. Böylece $1 \text{ eV} \equiv 1.782 \ 663 \times 10^{-36} \text{ kg}$ ya da $1.073 \ 533 \times 10^{-9} u$ olarak tanımlanır. “u” atomik kütlenin birimidir ve ^{12}C ’nin kütlesinin 1/12’sine eşittir. Gama ışını yayılımı ise bir bozunma sürecinden çok çekirdeğin uyarılmasıdır.

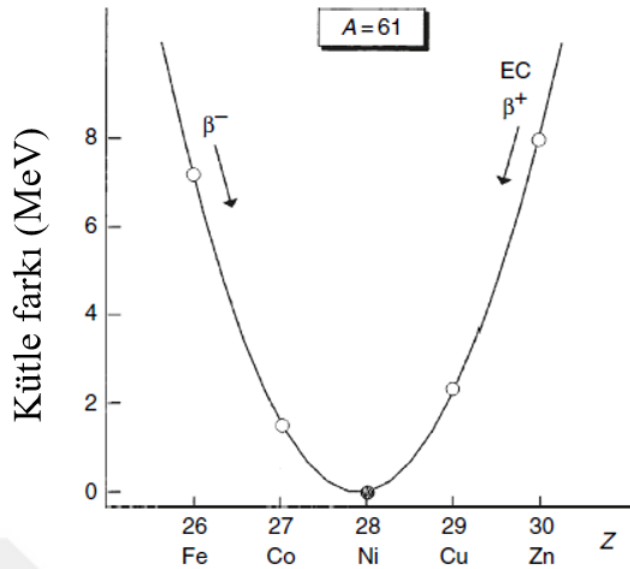
2.2.1. Beta bozunumu

Aşağıdaki şekilde dikey olarak gösterilen üçüncü eksenle çizilen enerji / kütle ile Segrè grafiğinin düşük kütle ucunun üç boyutlu bir versiyonunu göstermektedir. Kararlı çekirdeklerin hidrojenden bizmut seviyesine kadar uzanan nükleer kararlılık vadisinin dibini işgal ettiğini düşünebiliriz. Kararlılık, Z ve N arasındaki özel ilişkiler açısından açıklanabilir. Bu vadi tabanı dışındaki nüklitler dengesizdir ve göreceli nükleer kütlelerini veya enerjilerini yansıtan yükseklikte vadinin kenarlarında bulunduğu düşünülebilir.

Baskın olan radyoaktif bozunma şekli, yamaçtan doğrudan vadi tabanına doğru hareket etmedir. Bu durum beta bozunumu olarak adlandırılır. Bir izobar veya A sabitinin çizgisi boyunca geçişlere karşılık gelir. Bu sırada olan olay; nötronların protonlara (β^- bozunumu), ya da vadinin karşı tarafında protonların nötronlara (β^+ bozunumu ya da elektron yakalanması) dönüşmesidir. Alttaki şekil nüklit tablosunun bir parçasıdır (Gilmore 2008).



Şekil 2.2. Nüklit tablosunun bir kısmı (Gilmore 2008) (Koyu çizgiler kararlı nüklitleri belirtmektedir.)



Şekil 2.3. İzobar A=61'in enerji parabolü (Gilmore 2008)

İzobar $A = 61$ ise, ^{61}Ni 'nin kararlı olduğunu düşünürsek ve beta bozunumu diyagonal boyunca (bu formatta) her iki taraftan da gerçekleşebilir. ^{61}Ni bu dizilimdeki en küçük kütleye sahiptir ve itici güç kütle farkıdır; Bu enerji salınmış gibi görünür. Bu enerjiler yukarıdaki şekilde gösterilmiştir. Bu noktaların bir parabolün üzerine düştüğünü düşünmek için çekirdeğin sıvı damla modeline dayanan teorik temeller vardır (Gilmore 2008).

2.2.1.1. β^- ya da negatron bozunumu

^{60}Co bozunumu negatron (negatif yüklü parçacık) ya da β^- bozunumuna örnektir. β^- bozunumuna karşı kararsız olan yüklü nükleitler kararlılığın nötron yüklü kısmında kalırlar. Bozunum süreci bu kararsızlığı gösterir. Örneğin;



Beta parçacığı, β^- , bir elektrondur ve elektron özellikleri gösterir. Denklemin sağ tarafında kalan ^{60}Ni , β^- ve ν^- (anti-nötrino) kütleleri toplamı ^{60}Co 'dan küçüktür. Bu kütle farklı bozunumu gerçekleştirir ve bozunum ürünlerinin enerjisi olarak ortaya çıkar. Bozunum sürecinde bir nötron bir protona dönüşür. Bu şekilde atom numarası bir yükselirken, nükleit sayısı vadinin kararlılık tarafına yaklaşır. Sıklıkla göz ardı edilen bir konuda nötronun çekirdeğe bağlı olmadığı zamanlarda kendi başına radyoaktif olduğudur. Serbest bir nötronun yaklaşık 10.2 dakika yarı ömrü vardır ve beta bozunumu ile bozunur (Gilmore 2008).

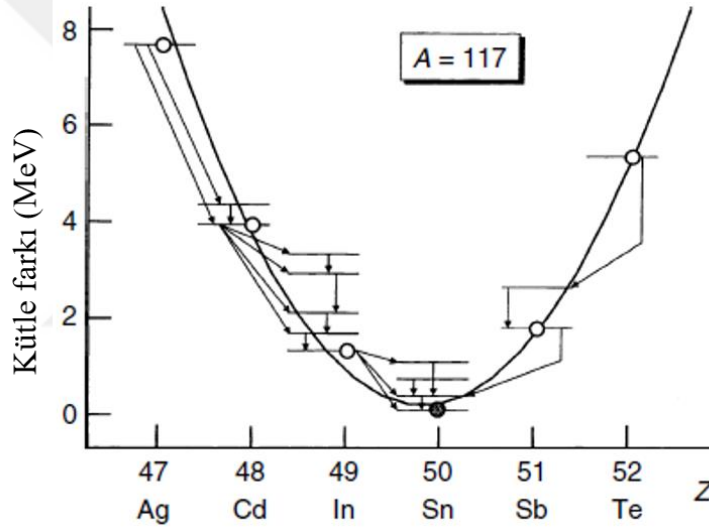


Bu süreç çekirdeğin içinde gerçekleşen dönüşüm denklemidir.

Bozunum enerjisi momentumun korunması adına ürünlerin kütlelerine göre dağılır. ^{60}Ni 'nin kütlesi beta parçacığının ve anti nötrinin kütlesine nazaran oldukça büyüktür. Gama spektrofotometrisine göre bozunum enerjisinin oldukça küçük bir bölümünü alır, beta parçacığı ve anti-nötrino neredeyse tüm bozunum enerjisini alırlar.

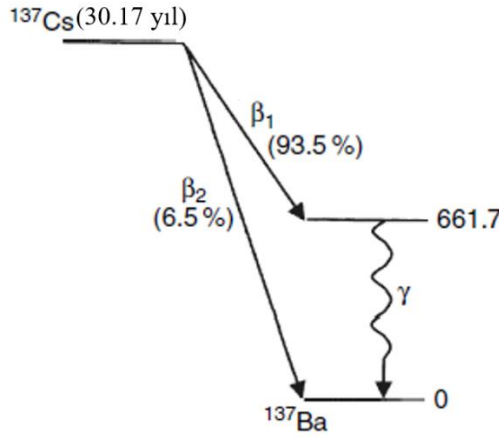
'Beta parçacığı' terimi, bir nükleer bozunma sürecinde yayılan bir elektronu ifade eder. Bu ifade başka süreçlerde yayınlanan elektronlardan betayı ayırır. Anti-nötrino normal şartlarda bizi çok ilgilendirmemektedir ki, ancak çok ayrıntılı deneyler sonucu gözlemlenebilir. Anti-nötrinolar (β^+ bozunumundan gelen nötrinolar), enerji ve açısal momentum korunum yasalarının evrenselliğini korumada teorik olarak önemlidir.

Her çekirdeğin en düşük enerji durumuna taban durumu denir ve doğrudan bir taban durumundan diğerine geçiş yapılması olağandışıdır. Bununla birlikte, birçok beta geçişi, kız çekirdeğin temel durumuna değil, uyarılmış bir duruma geçer. Bu davranış aşağıdaki şekilde izobarik enerji parabolü üzerine bindirilmiş olarak gözlenebilir (Gilmore 2008).



Şekil 2.4. A=117 izobarının bireysel bozunum örüntüleri (Gilmore 2008).

Uyarılmış durumlar, hem radyoaktif (Ag, Cd, In, Sb, Te) hem de kararlı (Sn) izobarik çekirdekler için gösterilmektedir ve bu durumlara, önceki veya ananüklit yoluyla yaklaştığı belirtilmelidir. Beta yayan tek bir radyonüklit için bozunma şeması, ana ve kızın sadece iki bileşeni olan bu enerji parabolünün bir parçasıdır.



Şekil 2.5. ^{137}Cs bozunum örüntüsü (Gilmore 2008)

Yukarıdaki şekil ^{137}Cs örneğini göstermektedir. Burada, bazı beta bozunumları (toplamın % 6,5'i) doğrudan ^{137}Ba 'nın temel durumuna bozunurken bir kısmı da (% 93,5) ^{137}Ba 'nın uyarılmış bir nükleer durumuna gidiyor.

Gama radyasyonu, uyarılmış halden taban durumuna geçerken serbest bırakılır. Burada 661.7 keV'lik enerji seviyesinden salınan gama ışını enerjisinin aslında ^{137}Ba 'nın olduğunu ancak ^{137}Cs 'den erişildiğini unutmamak gerekir. Geleneksel olarak ^{137}Cs gama' olarak kabul edilir ve veri tablolarında bu şekilde listelenir. Bununla birlikte, çekirdekteki enerji seviyeleri hakkında veri ararken, gama ışını enerjilerinin aksine, kız çekirdeği olan ^{137}Ba 'nın altına bakmak gerekir (Gilmore 2008).

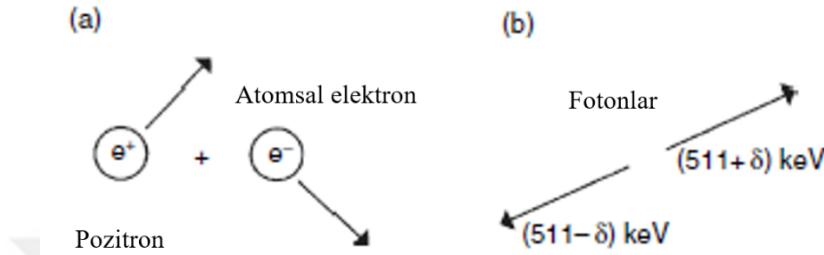
2.2.1.2. β^+ ya da pozitron bozunumu

β^- aktif nüklitlerin nötron zengini oldukları gibi β^+ nüklitlerde nötron yoksunudur. Pozitron bozunumunun amacı, kütle farkından kaynaklı olarak protonu nötrona dönüştürmektir. Bu sefer enerji parabolü nötron yoksunu taraftan kararlılık vadisine doğru kayar. Bu da atom numarası ana çekirdekten düşük bir atomla sonuçlanır.



Pozitronun bu bozunumu sırasında pozitif yüklü bir elektron (anti elektron) yayımlanır ve korunum bir nötrinonun (ν) açığa çıkmasıyla gerçekleşir. Bu süreç nötronun beta bozunumunun tersinin analogudur. Ancak bu reaksiyon fazla proton ile birleşecek bir elektrona ihtiyaç duyar. Elektronlar çekirdekte bulunmazlar ve çift oluşumu ile meydana gelmeleri gerekmektedir. Bu durumda enerjinin bir kısmı elektron/pozitron çiftinin oluşumunda kullanılır. Pozitron ile birleşen elektron çekirdekten yayımlanır. Bu olay ancak arada çok büyük bir enerji farkı olduğu zaman gerçekleşir. Burada bu durum izobarik çekirdeklerin arasındaki kütle farkından gelir. Kritik değer 1022 keV enerjidir, bu da elektron ve pozitronun bir arada durgun kütlelerinin toplamıdır. .

Pozitronun kısa bir ömrü vardır; madde ile hızlı bir şekilde yavaşlar ve sıfıra yakın bir kinetik enerjiye ulaşır. Pozitronlar, elektronların anti-parçacıklarıdır ve yavaşlayan pozitron kendini bir elektronun yanında bulur. Çift kısa bir süreliğine pozitronium durumunda kalır ve ardından yok olma olayı (anihilasyon) gerçekleşir. Hem pozitron hem de elektron kütle olarak kaybolur ve iki foton üretilir ki, bunların enerjisi elektron kütlesine eşittir (511 keV). Bu fotonlar yok olma radyasyonu olarak adlandırılırlar ve yok olma piki gama spektrumunda yaygın bir piktir ve β^+ nüklitler ortamdayken gelişir (Gilmore 2008).



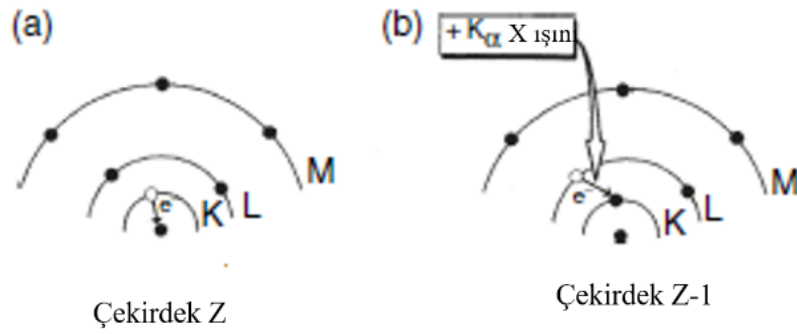
Şekil 2.6. Sonuçta ortaya çıkan 511 keV’lik fotonların nasıl küçük bir enerji kaymasına sahip olabileceğini gösteren anihilasyon süreci: a) etkileşim vermeden önce muhtemel momenta “momentum kavramının çoğuludur” b) etkileşimden sonra farklı foton enerjileri (Gilmore 2008)

Yok olma piki genelde diğerlerinden geniş olarak gözlemlenir ve bu durumun sebebi Doppler olayıdır. Pozitron-elektron etkileşiminin gerçekleştiği sırada ne pozitron ne de elektron dinlenme halinde değildir. Pozitron hala kinetik enerjisinin bir kısmına sahip olabilirken, elektron ise çekirdeğin etrafındaki hareketinden dolayı orbital momentuma sahiptir bu durum net bir momentum farkı ortaya çıkarır (Gilmore 2008).

Elektron yakalanması (EC)

Yukarıda açıklandığı üzere β^+ bozunumu ancak 1022 keV’lik bozunum enerjisi ortamda mevcut ise gerçekleşir. Kararlılık vadisine yakın olan nötron yoksunu nüklitlerde bu enerji bulunmaz ve bu yüzden alternatif bir bozunum durumu ortaya çıkar. Bu olayda çekirdek içerisinde protonu dönüştürecek olan elektron çekirdek etrafındaki ektranükleer kabuklardan yakalanır. Bu olaya elektron yakalanması denir. K kabuğu çekirdeğe en yakın kabuk olduğundan yakalanan elektron genelde K kabuğunda yer alan bir elektrondur, bu yüzden bu olaya *K-yakalanması* da denir. Daha az sıkı bağlı kabuklardan (L, M gibi) yakalanma olasılığı bozunum enerjisi düştükçe yükselir.

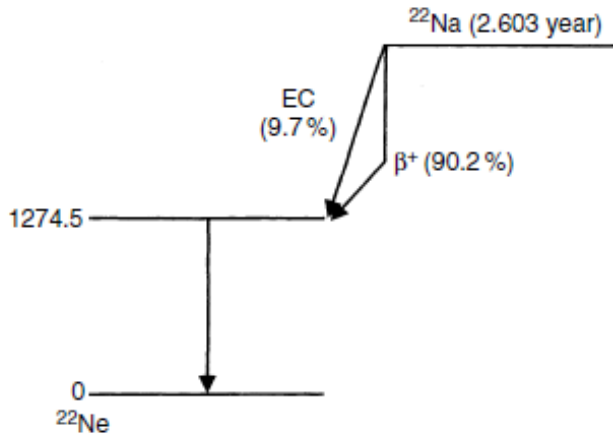
K kabuğundan bir elektron yakalanması burada bir açık oluşturur. Bu açık daha az sıkı bağlı kabuklardan birinden gelen elektron ile doldurulur. Bu süreçte yayımlanan enerji genelde X ışınıdır ve floresans olarak adlandırılır (Gilmore 2008).



Şekil 2.7. Elektron yakalanması **a)** K kabuğundan elektron yakalanması; **b)** bunu takiben L kabuğundan K kabuğuna elektron hareketi (X ışını yayılımı) ve ardından M kabuğundan L kabuğuna elektron hareketinin X ışını radyasyonu ile sonuçlanması (Gilmore 2008)

Bazen de bu enerji X ışını olarak ortaya çıkmak yerine atomdan bir elektron serbestleştirmek amacıyla kullanılır. Bu olaya Auger etkisi denir, salınan elektron ise Auger elektronları olarak adlandırılır. Bu alternatifin olasılığı Z numarası ile ilişkilidir. Z numarası yüksek ise daha çok X ışını ve daha az Auger elektronu oluşacaktır.

Nötron yoksunu olan ancak 1022 keV eşik enerjisinden yüksek enerjiye sahip olan nüklitlerde hem pozitron bozunumu hem de elektron yakalanması gerçekleşir.



Şekil 2.8. ^{22}Na 'nın bozunum örüntüsü (Gilmore 2008)

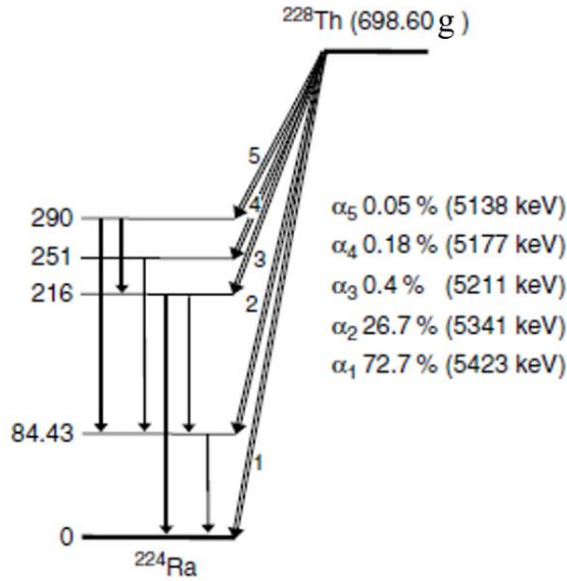
2.2.2. Alfa bozunumu

Alfa parçacığı bir He-4 çekirdeğidir ve bu parçacığın yayılımı genellikle $Z > 83$ olan nüklitlerin bozunumunda görülür. Bir alfa parçacığının kaybında çekirdek 4 birim kütle 2 birim yük kaybeder.



Burada Q , enerjinin sabitidir ve başlangıç nükliti ile ürün arasındaki kütle farkını verir. Bu enerji Rn ve He arasında momentum korunumu kapsamında paylaşılır. Bu sebeple alfa parçacığı mono-enerjetiktir. Beta bozunumunun aksine burada enerjinin bir kısmını alacak nötrino bulunmaz.

Düşük Z numarası kapsamında meydana gelen pek çok α bozunumunda bir α parçacığının yayımlanması çekirdeği doğrudan kız çekirdeğin sabit durumuna götürür. Ancak ağır çekirdeklerde bu durum uyarılmış bir kız çekirdek oluşturabilir (Gilmore 2008).



Şekil 2.9. ^{228}Th 'nin bozunum örüntüsü (Gilmore 2008)

Yukarıda ^{228}Th 'un alfa bozunumu ve arkasından gelen gama ışıması gösterilmektedir. Ancak yüzdesel olarak bakıldığında alfa bozunumlarının çoğunun nihai hedefi çekirdeği ^{224}Ra 'nın sabit durumuna getirmektedir.

2.2.3. Kendiliğinden fisyon

Kendiliğinden fisyon bir ağır çekirdeğin kendiliğinden iki büyük fragmana (ana parçaya) ayrıldığı doğal bir bozunum durumudur.



Oluşan iki ürün nüklitleri üretilen ürünün tek örnekleridir; bunlar fisyon parçaları veya (temel hallerinde) fisyon ürünleridir. Oluşan ürün yelpazesi, dahil olan enerjiler (Q) ve yayılan nötronların sayısı ve enerjileri, daha bilinen nötron kaynaklı bölünebilir nüklit fisyonlarında üretilenlere benzemektedir. (Gilmore 2008).

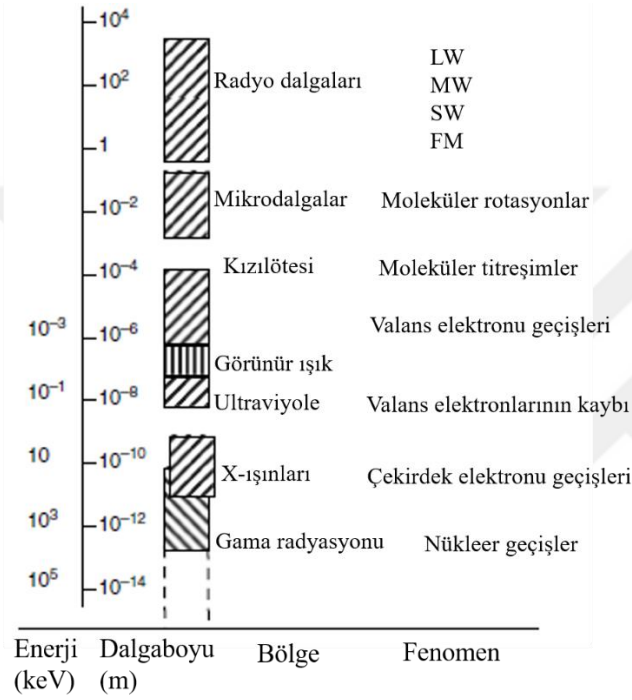
2.2.4. Gama ışıması

Bu alfa, beta ya da kendiliğinden fisyon gibi bir bozunum durumu değildir, çekirdekte bulunan nükleonların sayısında ya da tipinde herhangi bir değişiklik oluşmaz

ve Z, N ya da A numarasında herhangi bir değişiklik gözlenmez. Bu süreç yalnızca fazla uyarma enerjisini kaybetme sürecidir ve genellikle alfa ya da beta bozunumunun bir ürünüdür (Gilmore 2008).

Elektromanyetik spektrum

Elektromanyetik spektruma bakıldığında gama radyasyonu; radyo dalgaları, mikrodalga ve görünür ışık gibi bir elektromanyetik radyasyondur. Elektromanyetik spektrumdaki muazzam enerjiler yelpazesinde, gamalar yüksek enerjili, kısa dalga boyludur.



Şekil 2.10. Elektromanyetik spektrum (Gilmore 2008)

Dalga boyu (λ) ya da frekans (ν) prensipte bu radyasyonları tanımlayan enerji birimleri kadar geçerli parametrelerdir ve elektromanyetik spektrumda tercih edilirler. Bu değerler ve elektromanyetik radyasyon arasındaki ilişki ise;

$$E = h \times \nu \quad (2.7)$$

ve

$$\lambda \times \nu = c \quad (2.8)$$

şeklindedir. Burada h (plank sabiti) = 4.135×10^{-15} eV Hz⁻¹ ve c (vakumda ışık hızı) = $2.997\,926 \times 10^8$ m s⁻¹ olarak kabul edilir. Bu yüzden $1000 \text{ keV} = 1.2398 \times 10^{12} \text{ m}$ ya da $2.4180 \times 10^{20} \text{ Hz}$ olarak hesaplanır. Bu sebeple yüksek enerjili X ışınları ile düşük enerjili gama ışınları arasında bazı çakışmalar olmaktadır. Mevcut isim farkının sebebi ise oluşum kaynaklarıdır (Gilmore 2008).

2.2.5. Tarihsel yaklaşım

İyonize radyasyonun sağlık açısından etkilerinin araştırılması 1895'te William Conrad Roentgen'in X ışınlarını keşfinin hemen ardından başlamıştır. Öncelikle X ışınlarına kısa süreli yüksek dozda maruziyet sonucunda dermatolojik değişimler meydana geldiği keşfedilmiştir. Ardından bu değişikliklerin meydana gelebilmesi için bir doz eşik değeri olduğu fark edilmiştir. Bu fenomen, olumsuz sağlık etkilerinin şiddeti ve sıklığı, doz oranı ve toplam doz ile ilişkili olup daha sonra radyasyona maruz kalmanın neden olduğu tüm sağlık etkileri için gözlenecektir. Kısa bir süre içerisinde röntgen görüntüleri radyografik görüntüler elde etmek için rutin olarak kullanılmaya başlanmış ve bu sayede tanısal radyoloji alanı gelişmeye başlamıştır.

Radyasyonun hücreler üzerindeki öldürücü özelliğinin keşfedilmesinin ardından X ışınları yüzeysel cilt kanserlerini ve derin dokuda yer alan kanser türlerini tedavi etmek amacıyla kullanılmaya başlanmıştır. Aynı zaman dilimi içerisinde doğal radyonüklitler ^{226}Ra ve ^{210}Po gibi, ve bunların emisyonları keşfedilmiştir. Marie Curie, "radyoaktivite" terimini icat etmiştir. Bunun hemen ardından ^{226}Ra 'nın bozunumu sonucunda oluşan radonun kapsüllenebildiği farkedilmiş ve bu kapsüller tümör bölgelerine yerleştirilip kanser dokuları tedavi edilmeye çalışılmıştır. Böylece radyasyon terapisi alanı gelişmeye başlamıştır.

Alfa yayılımı yapan radyum ve toryum gibi doğal radyonüklitler 1900'lerin başlarında saflaştırılmış ve saat ve diğer enstrümanlara parlaklık kazandırması amacıyla fosforlu boyalara eklenmeye başlanmıştır. Kadranların boyanması genellikle genç kadınlar tarafından uygulanmış ve kadınlar boya fırçalarının uçlarını dilleriyle ıslatarak düzeltmişlerdir. Vücuda alınan ^{226}Ra , kalsiyum gibi davranmaya başlamış ve çene kemiğine ve iskelet sistemine transloke olmuştur. Bu genç kadınlar önce dişlerini kaybetmeye başlamış ardından çenelerinde hasarlar oluşmuş, kan diskrazileri (kan hücrelerinin şekilsel ve işlevsel bozuklukları) ve kemik kanserine yakalanmışlardır (Moore 2016). Kronik radyasyon maruziyetinin karsinogenik etkisi açıkça ortaya konulmuştur.

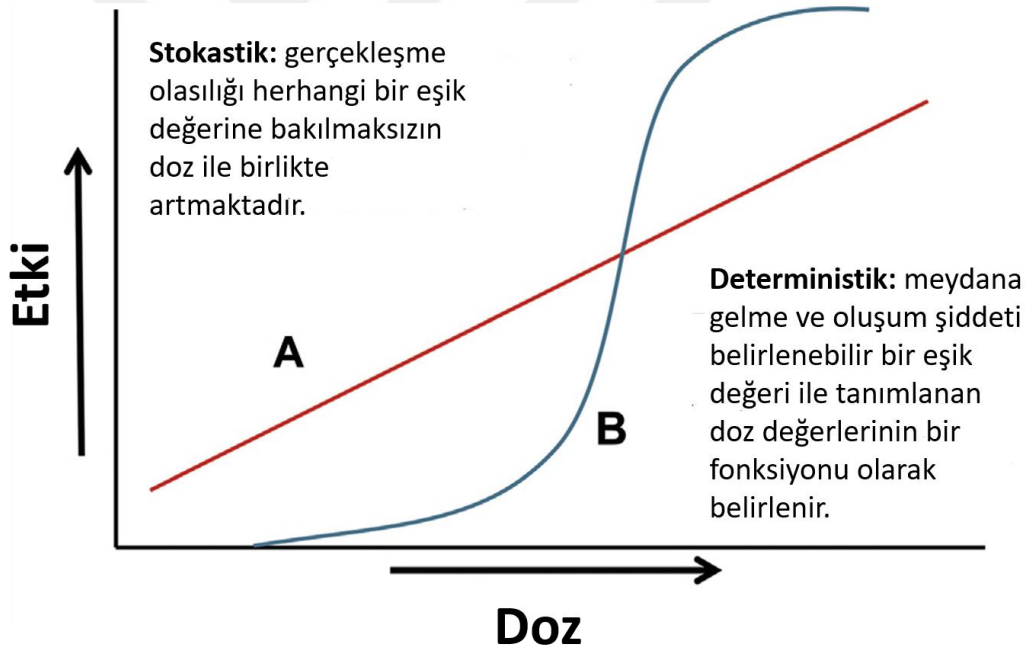
X ve gama ışınları 1920 ve 1930'larda pek çok araştırmacı tarafından bir hücrelerden memelilere ve bitkilere kadar pek çok biyolojik organizmayı radyasyonun biyolojik etkilerini araştırmak adına kullanılmıştır. Bunlar arasında dokularda kalıtsal ve somatik etkiler sebebiyle oluşan sağlık sorunları hakkında çalışmalar bulunmaktadır.

Sonraları 1930'lar ayrıca radyoloji bilimi açısından büyük gelişmelerin meydana geldiği bir dönem olmuştur. California Üniversitesinde 1932 yılında Ernest Lawrence tarafından Siklotron icat edilmiştir. Bu cihaz doğal olarak meydana gelen elementlerden pek çok ^{32}P ve ^{59}Fe gibi yeni radyonüklit sentezlenmesini mümkün kılmıştır. Bu radyonüklitlerin keşfi laboratuvarlarda hayvan ve insan örneklerinde radyofarmasötik çalışmalar gerçekleştirilmesine olanak tanımıştır. Bu yeni aletlerin tıp dünyasına adaptasyonu Ernest'in kardeşi California Üniversitesinde hekim olarak görev yapan John Lawrence tarafından gerçekleştirilmiştir. Geçmişe bakıldığında, bu John Lawrence'ın ilk araştırması olup, ortağı Joe Hamilton ve diğer meslektaşları olmuş, biyobelirteçlerle çalışmalara öncülük etmişlerdir. Fisyon'un Strassman ve Hahn tarafından keşfi (1939) ve Frisch ve Meitner tarafından nükleer fisyon ve ikincil ürünler konseptine uyarlanması (1939) çok büyük öneme sahip olmuştur. Fisyon ve kız

(daughter) terimlerinin kullanılması Frisch'in biyoloji alanındaki tecrübelerinden kaynaklanıyordu. Radyasyon kaynaklı sağlık etkileri de dahil olmak üzere radyolojik olaylarla ilgili çalışmaların başlangıcından bu yana fizik ve biyolojik bilimler bir arada olmuştur (McClellan 2019).

Berkeley'de keşfedilen yeni elementlerden biri de plütonyumdur. Glen Seaborg ve arkadaşları ilk önce ^{238}Pu 'yu ardından ^{239}Pu 'yu siklotronda üretmeyi başardılar. Ardından 28 Mart 1941'de ^{239}Pu 'nun yavaş nötronlarla yüksek oranda fisyon olayını gerçekleştirdiğini gösterdiler. Böylece ^{239}Pu 'nun atom bombasında patlatıcı eleman olarak kullanılma potansiyelini göstermiş oldular (McClellan 2019).

Sonraki süreçte İkinci Dünya Savaşı Avrupa'da başlamaktaydı ve Pearl Harbor'ın arifesi 7 Aralık 1941'de Paul S. Henshaw adında genç bir radyasyon biyoloğu Journal of National Cancer Institute ilk sayısında radyasyon biyolojisi ve radyasyondan korunma ile ilgili ilk sayılabilecek bir makale yayınladı (Henshaw 1941). Ve bu makalede radyasyonun doz ile ilişkisini açıklayan iki terimi basit bir grafik üzerinde tanımladı. İlk ilişki deterministik olarak adlandırılmaktaydı ve kesin bir eşik değerine sahipti, ikincisi ise stokastik olarak tanımlanmaktaydı ve bu etkilerin meydana gelmesi için herhangi bir eşik değeri bulunmamaktaydı.



Şekil 2.11. İyonize radyasyonun etkileri (Henshaw 1941)

Radyasyondan korunma ile ilgili ilk standartlar deterministik etki üzerinden tanımlanmıştır ve bir eşik değeri- doz ilişkisini gözetir. Cantril ve Parker tarafından 1945 yılında yayımlanan “The Tolerance Dose (Tolerans Dozu)” isimli makalede radyasyon çalışanları ile ilgili üç tolerans seviyesi önerilmiştir. Bunlar; X ve gama ışınları için 0.1 R/gün, havadaki radon için 1×10^{-14} Ci radon/cc ve vücuda alınabilecek maksimum ^{226}Ra konsantrasyon için 0.1 μg olarak belirlenmiştir (Cantril ve Parker 1945).

2.2.6. Doğal radyoaktivite

Arka plan radyasyonu, farklı kaynaklardan kökenlenen sabit bir iyonize radyasyon kaynağıdır. Atom Radyasyonunun Etkilerine İlişkin Birleşmiş Milletler Bilim Komitesi (UNSCEAR)'ne göre doğal radyasyonun dört temel kaynağı bulunmaktadır. Bunlar, kozmik radyasyon, karasal radyasyon ve doğal radyonüklitlerin solunum ve sindirim yoluyla alınmasıdır.

2.2.6.1. Kozmik radyasyon

Dünya'nın dış atmosferi sürekli olarak kozmik radyasyon tarafından bombardıman edilmektedir. Genellikle güneş ve evrende meydana gelen diğer gök olayları kaynaklıdır. İyonize radyasyonun bir kısmı dünya atmosferini deler ve organizmalar üzerinde doğal radyasyon maruziyeti meydana getirir.

Kozmik radyasyon, birincil fotonlar ve güneş sistemi dışından gelen α parçacıkları, dünya atmosferinin bileşenleri ile etkileşime girdiğinde üretilen iyonize edici bir radyasyondur. İkinci bir kozmik radyasyon kaynağı, güneş parlaması dönemlerinde (güneş fırtınası) belirgin hale gelen yüklü parçacıkların güneşten salınmasıdır. İyonize radyasyon yaşadığımız çevrenin doğal bir parçası olup, yeryüzünde, binalarda, yediğimiz gıdalarda ve hatta vücudumuzun kemiklerinde bile bulunur. Dünya'ya, Güneş ve dış uzaydan ulaşan kozmik radyasyon miktarı değişkendir: enerjisi atmosfer tarafından etkili bir şekilde emilir ve aynı zamanda Dünya'nın manyetik alanından da etkilenir. Vücut üzerindeki etki, bireyin maruz kaldığı enlem ve irtifaya ve maruz kalma süresinin uzunluğuna bağlı olacaktır (Bagshaw ve Illig 2018).

2.2.6.2. Karasal radyasyon

Yer kabuğunun bileşimi doğal bir radyasyon kaynağıdır. Ana katkı maddeleri, doğal çözünme sürecinde az miktarda iyonlaştırıcı radyasyon açığa çıkaracak olan doğal uranyum, potasyum ve toryum birikintileridir. Uranyum ve toryum esasen her yerde bulunur. Bu minerallerin izleri yapı malzemelerinde de bulunur, bu nedenle doğal radyasyona maruz kalma iç mekanlarda ve dış mekanlarda ortaya çıkabilir.

^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K oldukça uzun ömürlü radyasyon kaynaklarıdır ve milyonlarca yıldır yer kabuğu bileşenleri içerisinde yer alıp toprakta radyoaktiviteye neden olmaktadır. Yerin 0-25 cm aralığındaki katmanının doğal gama radyasyonuna katkıda bulunduğu bilinmektedir. Bu nüklitlerin aktiviteleri toprağın cinsine, içerisindeki minerallere bağlı olarak değişiklik göstermektedir. ^{238}U , birçok radyonüklitin bozunma zincirinin kaynağıdır ve ^{206}Pb 'ye kadar bozunur. ^{232}Th ise başka bir radyoaktif serinin kaynağıdır (Bakkal 2012).

Çevresel potasyumun oldukça düşük bir kısmı radyoaktiftir. Özellikle ^{40}K , karasal elemanlarda uranyum ve toryuma oranla 10000 kat daha fazla bulunur. Ayrıca ^{32}P 'nin tarımsal gübrelerin içeriğinde yer alması bu nüklitin topraktaki yüzey aktivitesini arttırmaktadır (Bakkal 2012).

2.2.6.3. Solunum

Pek çok solunum kaynaklı maruziyet toprak ve kayalarda bulunan radyoaktif minerallerin oluşturduğu radyoaktif gazların solunması ile gerçekleşir. Radon, kokusuz ve renksiz bir radyoaktif gazdır ve uranyum bozunum serisinin bir ürünüdür. Thoron ise toryum bozunum serisinin ürünü olan bir radyoaktif gazdır. Radon ve Thoron seviyeleri bulunan ortamın karasal bileşenlerine göre değişiklik gösterebilir.

Havaya salındıktan sonra genelde bu gazlar atmosfer içerisinde seyreltilerek zararsız seviyelere düşerler. Ancak bazen bu radyoaktif gazlar yapıların içerisine sıkışıp kalabilir ve ortam sakinleri tarafından solunabilir (Canadian Nuclear Safety Commission 2013).

2.2.6.4. Sindirim

Yiyecek ve içme suyu içeriğinde doğal olarak az miktarda radyoaktif mineral bulunur. Örneğin, sebzeler tipik olarak radyoaktif mineraller içeren toprak ve yer altı sularında yetiştirilmektedir. Bir kez yutulduğunda, bu mineraller iç radyasyona maruz kalmayla sonuçlanır. İnsan vücudunu oluşturan temel unsurlardan bazıları, özellikle de potasyum ve karbon, arka plan radyasyon dozumuza önemli ölçüde katkıda bulunan radyoaktif izotoplara sahiptir (Canadian Nuclear Safety Commission 2013).

2.2.6.5. Doğal radyasyon dozları

“Doz”, doku tarafından iyonlaştırıcı radyasyondan emilen enerji miktarını ifade eden genel bir terimdir. Doz, sievert (Sv) olarak ölçülür ve daha yaygın olarak, bir sievertin binde biri olan milisievert (mSv) veya bir sievertin milyonda biri olan mikrosieverterin (μ Sv) olarak temsil edilir.

Doğal radyasyondan elde edilen toplam dünya çapında ortalama etkili doz yıllık yaklaşık 2.4 mSv'dir. Ancak farklı bölgelerde değişiklik gösterebilir. Örneğin Kanada'da, 1.8 mSv'dir. Dünyanın bazı bölgelerinde, doğal olarak çok daha yüksektir - örneğin, Hindistan'daki Kerala Sahili'nde, yıllık efektif doz 12.5 mSv'dir. Doz, radyasyonun kaynağına göre değişir. Örneğin, kuzey İran'da jeolojik özellikler, yılda 260 mSv'ye ulaşabilen bir doza neden olur (Canadian Nuclear Safety Commission 2013).

Çizelge 2.2. Radyasyon dozunun radyasyon kaynaklarına göre dağılımı (TAEK 2015)

Radyasyon Kaynakları	Radyasyon Dozu (mSv)
Kozmik	0.390
Gama ışınları	0.460
İç	0.230

Çizelge 2.2'nin devamı

Radon	1.300
Tıbbi	0.300
Serpinti	0.007
Mesleki	0.002
Atıklar	0.001
Toplam	2.690

Çizelge 2.3. Dünya genelinde doğal radyasyon kaynaklarından maruz kalınan ortalama radyasyon doz değerleri (TAEK 2015)

Işınlanma Kaynağı	Yıllık Etkin Doz Değeri (mSv)	
	Ortalama	Değişim aralığı
Kozmik Radyasyon		
Foton bileşeni	0,28	
Nötron bileşeni	0,10	
Kozmojenik Radyoizotoplar	0,01	
Toplam	0,39	0,3-1,0 ^(I)
Yeryüzü Kaynaklı Dış Işınlanma		
Bina Dışı	0,07	
Bina İçi	0,41	
Toplam	0,48	0,3-0,6 ^(II)
Solunum Yolu İle Işınlanma		
Uranyum ve Toryum Serileri	0,006	
Radon (Rn-222)	1,15	
Toron (Rn-222)	0,10	

Çizelge 2.4'ün devamı

Toplam	1,26	0,2-10^(III)
Beslenme Yolu İle Işınlanma		
K-40	0,17	
Uranyum ve Toryum Serileri	0,12	
Toplam	0,29	0,2-0,8^(IV)
Genel Toplam	2,4	1-10

(I) Deniz seviyesinden yüksekliğe bağlı

(II) Toprak ve yapı malzemelerinin karışımlarına bağlı

(III) Radon gazı konsantrasyonuna bağlı

(IV) Yiyecek ve içme sularındaki radyoizotopların konsantrasyonlarına bağlı

Dünya üzerinde ortalama arka plan radyasyon değeri 100 nGy h⁻¹, ya da 6.2×10¹¹ eV kg⁻¹ h⁻¹ aralığındadır. Ortalama olarak 20 eV değerinde radyasyon DNA ipliğine zarar verebilecek bir iyonizasyon gerçekleştirebilir, yani DNA hasarının gerçekleşmesi için ortalama arka plan değeri 3.1×10¹⁰ kg⁻¹ h⁻¹ olarak söylenebilir. Ortalama çapı 6 µm olan tipik bir insan hücresini ele alırsak nükleusun hasar görme frekansı ortalama 3.5×10⁻³ h⁻¹, olarak belirlenebilir bu da her 10 günde bir gibi bir frekansa denk gelmektedir. Sonuç olarak genom başına spontan mutasyon oranı (µg, her genom duplikasyonu başına olarak alınırsa), ortalama µg = 0.16 (Drake vd.1998) olarak verilebilir.

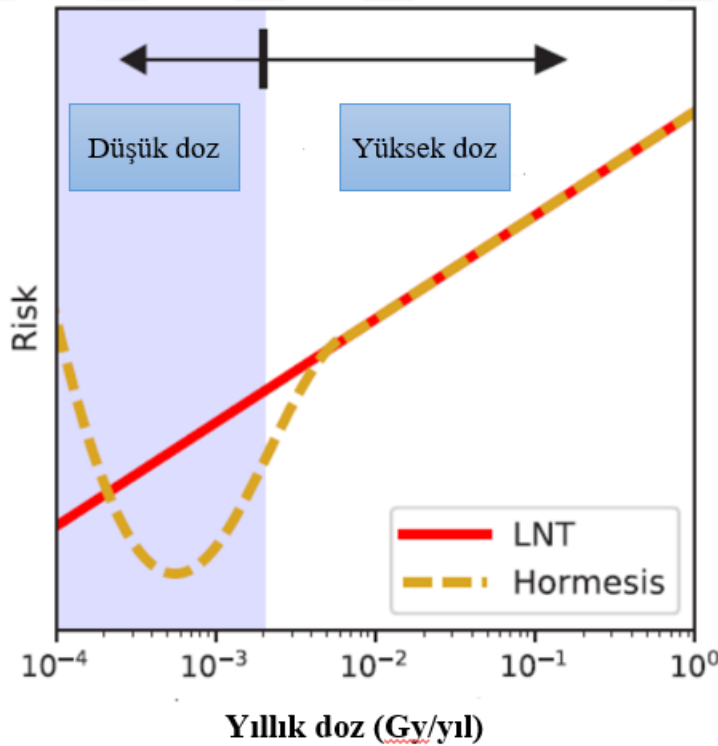
Aslında iyonize radyasyon hücrelere doğru yol boyunca etkileşim frekansının azaldığı bir şekilde ilerler. Yani arka plan radyasyonu yukarıdaki denklemin de gösterdiği gibi hücrelerle yoğun olarak etkileşime girmemektedir. İnsan hücreleri günde birkaç kereden ayda birkaç kere sıklığa olan şekillerde bölünebilir. Sonuç olarak radyasyon hücrelerle kendi mutasyon oranlarıyla karşılaştırılabilir şekilde etkileşime girer (Lampe 2017).

Arka plan radyasyonunun etkileri üzerine araştırma yapmak zordur. Kantitatif olarak, diğer biyolojik süreçlere oranla etkileri ihmal edilebilir seviyelerdedir. Ancak bu durum doğal iyonize radyasyonun canlı organizmalar üzerinde oluşturduğu etkileri göz ardı etmektedir. Düşük doz seviyesine rağmen, doğal iyonize radyasyonun ölçülebilir biyolojik etkileri bulunmaktadır. Bunlar radyasyon hormesis (Calabrese 2013; Calabrese ve Baldwin 2003), seyirci etkisi, ki bu durum radyasyondan etkilenmiş hücrelerin yakınında bulunan etkilenmemiş hücrelerin göstermiş olduğu çeşitli seviyelerdeki cevaplardan oluşur, (Morgan 2003a, b) ve nesiller arası radyasyon duyarlılığı (Dubrova 2003) gibi bu biyolojik ikilemi gösteren semptomlardır. Bu ikilem, iyonlaştırıcı radyasyon nadiren hücrelerle etkileşime girer, ancak potansiyel yıkıcı sonuçları nedeniyle hücrelerin tetikte olması gerekir, şeklinde yorumlanabilir.

Yukarıda iyonlaştırıcı radyasyonun doğal arka plan seviyesindeki hücrelerle etkileşime girdiği nispeten düşük frekansı tanımlanmıştır. Ayrıca bilim insanları düşük

dozlarda radyasyon hasarı ve risk tahminleri için stokastik bir değerlendirme modeli oluşturmuştur. Yüksek dozajlarda bu stokastik etki kaybolur ve hücre sağ kalımı ve hücre hasarı modelleri gibi geleneksel doz bağımlı modeller bu durumları daha iyi tanımlamaktadır. Lineer Eşik Değeri Olmayan (LNT) model, örneğin radyasyon işçileri için risk tanımlamasını gerçekleştirir ancak Lineer Kuadratik model ise deneysel hücre sağ kalım verilerini tahmin etmede daha etkilidir (Lampe 2017). Özellikle, bu modellerin doğrusal bölgeleri, düşük radyasyon dozlarında radyasyon hasarının mikroskobik nedenlerden doğrusal olarak biriktiği varsayımına dayanmaktadır. Buna dayanarak güvenilir radyasyon dozu diye bir şey yoktur. Bununla birlikte, düşük radyasyon dozlarında, her iki model de radyasyon riskini bir miktar abartmaktadır, çünkü hücreler düşük radyasyon seviyelerine karşı çoklu tepkiler geliştirmiştir (Cohen 2012; Feinendegen 2005; Little vd. 2009; Tubiana vd. 2009).

Özellikle, arka plan radyasyonunun hücreler üzerinde uyarıcı bir etkiye sahip olduğu, oksidatif direnç ve muhtemelen büyümeyi teşvik ettiği fikri ortaya çıkmaktadır. Bu fikir radyasyon hormesisini olarak adlandırılmaktadır (Şekil 2.12). Hormesis, büyük miktarlarda zararlı kalırken, küçük miktarların yararlı veya uyarıcı olabileceği bir dizi toksini göz önünde bulunduran önemli bir olgudur (Calabrese 2013; Calabrese ve Baldwin 2003). Hormesisini oluşturan etmenleri belirlemek zordur. Özellikle iyonize radyasyon gibi hücrelerin etkiler gözlenmeden birden fazla neslin atlatıldığı durumlarda çevresel radyasyonun etkilerine karşı duyarlı olmalıdır. Genel olarak, bunu sağlayabilen hücrelerde iki yöntem kullanılabilir, ilki hücre sinyalizasyonu, radyasyona ait bilgilerin bir şekilde hücreler arasında aktarıldığı duruma dayanır, ikincisi ise epigenetik faktörlerdir burada da hücrelerin radyasyon ile ilgili bilgileri yavrularına bir şekilde aktarabildiği kabul edilmektedir (Lampe 2017).



Şekil 2.12. Lineer Eşik Değeri Olmayan (LNT) Model (Lampe 2017)

Hücrelerde düşük doz cevapları, hücresel, hücre popülasyonları ve çok hücreli organizmalarda *in vivo* olmak üzere farklı seviyelerde deneysel olarak araştırılmalıdır. Bireysel hücrelerle çalışırken mikro ışınlar hücrelerin iç çalışmalarına ışık tutmaya yardımcı olabilmektedir (Prise ve Schettino 2011). Tekil iyonlar hücrelerin istenilen bölgelerini hedeflemek için kullanılabilir bu şekilde hücre ölüm ve tamir mekanizmaları üzerine çalışma mümkün olmaktadır. Mikro ışınlar seyirci etkisinin gözlemlendiği çalışmalarda da kullanılmaktadır. Bu çalışmalarda lokalize edilmiş radyasyon dozlarının hedef bölgeden çok çok uzakta olan hücrelerin ölümüne sebep olduğu gözlemlenmiştir. Ayrıca sadece DNA'nın değil sitoplazma ve mitokondirinin ışınlanması sonucunda da seyirci etkisinin gözlemlenebildiğini keşfetmişlerdir (Zhou vd. 2008). Mikro ışınlar ayrıca daha büyük organizmalarda (*Caenorhabditis elegans* gibi) epigenetik cevapların çalışması için de kullanılmaktadır (Bertucci vd. 2009).

Genomda aktarılmayan, ancak düzenlenmesinde kalıtsal özellikleri araştırılan bilim dalı epigenetik, organizmaların radyasyon yanıtlarını anlamada giderek daha önemli olarak görülmektedir (Merrifield ve Kovalchuk 2013). Bu değişiklikler en belirgin şekilde, DNA iplikçiklerinin kalıtsal metilasyonunda görülmektedir ve bu da genin okuma şeklini değiştirmektedir. Radyasyonun hücre ölümüne veya daha büyük organizmalarda kansere yol açtığı birçok durumda, iki ayrı radyasyon maruziyeti birbirinden aylarca veya yıllarca ayrılabilirdiğinden, tek bir radyasyon olayını sonraki nedeni ile mekanik olarak bağlamak oldukça zordur. Işınlanmış bir hücrenin soyunda birçok nesil sonra kanseröz hale gelmiş bir hücrenin nedeni genomik dengesizlikle taşınmış epigenetik nedenler olabilir (Limoli vd. 1999).

Hücreler etrafındaki yakın çevre, düşük doz radyasyon etkilerini ayırt etmeyi daha zor hale getirmek için epigenetik birimler ile uyum sağlamaktadır. Hücre sinyalizasyonunun, radyasyonun sebep olduğu seyirci etkisinin gözlemlenmesinde etkili olduğu belirlenmiştir. Işınlanma sonrasında gap- bağlantı bölgelerinden bilgi aktarımından (Azzam vd. 2003), reaktif oksijen türevlerine (Mothersill ve Seymour 2004) ve kısa RNA sekanslarına (Illynskyy ve Kovalchuk 2011) kadar pek çok mekanizmanın hücre ölümü ile ilişkisi kurulabilmektedir. Yer altı laboratuvarlarında incelenen bakteri kolonileri üzerinde yapılan çalışmalar sonucunda hücre sinyalizasyonunun radyasyon cevabında arabulucu olduğu gözlemlenmiştir (Castillo vd. 2015, 2016).

Büyüyen bir hücre popülasyonundan iyonlaştırıcı radyasyonun uzaklaştırılmasının, bir hücrede reaktif oksijen türlerinin (ROS) temizleyicilere olan ihtiyacını azaltacağı hipotezi altında, süperoksit dismutaz (SOD) ve katalaz enzimleri araştırılmıştır. Ayrıca glutatyon düzenlemesinde yer alan enzimler, glutatyon peroksidaz (GPx), glutatyon transferaz (GST) ve glutatyon redüktaz (GSSG-Rx), değerlendirilmiştir. İtalya'da bulunan Gran Sasso laboratuvarında V79 hamster hücre soyları, (Satta vd. 2002) hem standart hem de azaltılmış arka plan radyasyonu ile 9 ay boyunca kültüre alınmıştır. Hücrelerde katalaz, GPx ve GSSG-Rx enzimleri düşük arka plan radyasyonu ortamında daha dominant olarak gözlenirken SOD seviyesi kontrol ve uygulama gruplarında sabit kalmıştır. Bu çalışmayı 10 aylık bir periyoda uzatarak tekrarlayan Fratini ve arkadaşları (2015) SOD ve katalaz seviyelerini aynı değerlerde gözlemlerken GPx seviyesinde azalma kaydetmiştir. Ancak bunun muhtemel sebebinin hücrelerin yaşlanması olabileceğini öne sürmüşlerdir. Yine GPx enziminin

konsantrasyonlarındaki düşüş insan TK6 hücrelerinde denenerek desteklenmiştir. Bu deneme de düşük arka plan radyasyonlu ortamda 6 aylık yetiştirme süreci sonrasında hem GPx hem de katalaz seviyelerinde standart radyasyonlu ortama göre düşüş gözlenmiştir. Aynı şekilde burada SOD seviyesi sabit kalmıştır. New Mexico’da Waste Isolation Pilot Plant tesisinde bakteri hücrelerinde (*Shewanella oneidensis*) gerçekleştirilen qPCR uygulaması katalaz üretiminden de sorumlu genler içinde bulunmak üzere stresle alakalı gen bölgelerinde düşük doz arka plan radyasyonlu bölgede yaşayan popülasyonlarda up regülasyonu gerçekleştiğini göstermiştir (Castillo vd. 2015). Aynı çalışma *Deinococcus radiodurans* üzerinde yapılan uygulamalarda HSP70 proteininin üretiminden sorumlu olan dnaK gen bölgesinde up regülasyonu gerçekleştirdiğini göstermiştir. İlgi çekici olarak HSP70 bölgesinin up regülasyonu ayrıca düşük arka plan radyasyonu maruziyeti ile bronşiyal epitel ve akciğer fibroblast hücrelerinde de gözlenmiştir.

Düşük arka plan radyasyon maruziyeti ile hücre popülasyonlarında artan mutant sayısı doğal arka plan radyasyonu varlığının DNA tamiri ve oksidatif hasarın önlenmesi ile ilgili süreçlerde önemli olup olmadığını değerlendirmemize olanak vermektedir. Düşük arka plan radyasyon seviyelerine sahip ortamlarda uzun süreli maruziyet gören hücrelerde mutant sayısının artışı bu hücrelerin oksidatif hasara karşı koyma kabiliyetlerini bir nebze kaybettiklerini ve arka plan radyasyonunun bir uyarıcı etki oluşturduğu hipotezini desteklemektedir. Satta ve arkadaşları (2002), Çin avurtlağı türüne ait V79 hücrelerini ¹³⁷Cs kaynağı ile 6 Gy gama radyasyonuna maruz bırakmıştır. Çalışma kapsamında hipoksantin-guanin fosforibosil transferaz (hprt) lokusunda mutasyon sonucu artan mutant sayısı ölçülmüştür. Çalışmanın başlarda kontrol grubu ile bir fark gözlenmezken 9 aylık periyot sonrasında düşük arka plan radyasyon seviyelerinde yetişen popülasyonlarda mutant sayısında farkedilir bir artış gözlenmiştir. Fratini ve arkadaşları (2015) tarafından gerçekleştirilen benzer bir çalışmada 10 ay boyunca yer altında yetiştirilen V79 hücrelerinin hprt lokusunda yüksek spontan mutasyon değerleri gözlemlenmiştir. Ardından hücreler tekrar normal arka plan radyasyon seviyesine getirilmiş ve burada 6 ay boyunca kültüre edilmiştir. Ancak artan spontan mutasyon oranı devamlılık göstermiştir. Bu da bize arka plan radyasyon etkilerine karşı uzun süreli adaptif cevap geliştirildiğini gösteriyor olabilir. Ek olarak, hücreler yüzeyde artan oksidatif strese karşı tamir ve onarım mekanizmalarının kapasitelerini kaybetmişler ve bu duruma kolayca adapte olamamışlardır.

Başka bir çalışmada ise insan TK6 hücrelerinin DNA hasarına direnme ve tamir etme kapasitesi 2Gy dozunda X ışınları ile ışılandıktan sonra mikronükleus testi ile çift çekirdekli hücre sayısı ölçülerek değerlendirilmiştir. Mikronükleus oluşumu tamir edilmemiş ya da hatalı tamir edilmiş ise bu durum kromatin hasarından kaynaklanmaktadır. Işınlamadan önceki 6 aylık süreçte hem standart hem de düşük arka plan radyasyon seviyelerinde yaşayan hücrelerin spontan mikronükleus oluşturma oranları birbirlerinden pek farklılık göstermemiştir. Ancak ışınlamadan sonra düşük arka plan radyasyon ortamında yaşayan hücrelerde mikronükleus oluşumu yüksek derecede artmıştır. Bu sonuç hücrelerin düşük arka plan ortamlarında belirli bir zaman geçirdikten sonra oksidatif dirençlerinde düşüş meydana geldiği hipotezini desteklemiştir.

Hücreler genel olarak radyasyonla karşılaşma frekansları düşük olduğu halde radyasyon maruziyetine karşı yolaklar geliştirmek zorunda kalmışlardır. Seyirci etkisi,

genetik düzensizlik ve epigenetik cevaplar bu ikilem sonucu ortaya çıkan sonuçlar olabilir. Ancak düşük seviyeli organizmalarda bile bu süreçlerde yer alan düzenleyici mekanizmaları gözlemlemek oldukça zordur.

Aynı zamanda genel olarak arka plan radyasyonunda meydana gelen artışa rağmen, Çernobil ortamında bulunan biyoçeşitlilik ve yeryüzündeki radyasyona toleranslı ekstremofillerin varlığı, arka plan radyasyonunda önemli artışlar olmasına rağmen, bunun canlılığı etkilemediği hatta geliştirdiği hipotezini önermektedir. Bu hipotez fosil kayıtlarından da destek görmektedir. Hem 62 milyon yıllık hem de 140 milyon yıllık döngülerde fosil çeşitliliğinde artışlar gözlenebilir (Rohde ve Muller 2005). Bu durum güneş sisteminin galaksinin spiral kollarından geçtiği 140 yıllık döngülerde Dünya üzerinde kozmik ışınların yoğunlaştığı döngülerle tutarlıdır (Shaviv 2002).

Bu döngü, arka plan kozmik ışın akısını mevcut seviyelerin üzerinde büyük ölçüde arttırmaz, ancak tahminler kozmik ışın arka plan mevcut seviyelerin% 25 ile % 135 arasında değiştiğini gösterir. Ancak yine de bu kadar küçük bir sinyal biyolojik çeşitliliği etkilemiyor olabilir ve fosil çeşitliliğindeki döngüsel eğilimler diğer nedenlerden kaynaklanıyor olabilir.

2.3. Biyoindikatörler ve Biyomonitör Çalışmaları

Bir indikatör türü, organizmanın duyarlılığı, topluluk içindeki konumu, maruz kalma olasılığı ve coğrafi ve ekolojik dağılım veya bolluğu sebebiyle insan ve/veya çevre sağlığı üzerindeki etkinin değerlendirilmesinde bir ksenobiyotik maruziyetinin ve toksisitesinin bir göstergesi olarak kullanılabilecek herhangi bir yerli veya yabani mikroorganizma, bitki veya hayvan türü olarak tanımlanabilir.

İndikatör türler kavramı ve tanımı, her aday takson için bazı kriterleri gerektirir. Kriterler şunları içerebilir (Lower ve Kendall 1990):

- 1) Coğrafi ve ekolojik dağılım - geniş bir coğrafi ve ekolojik dağılıma sahip bir tür, aynı türdeki sonuçları farklı izlenen konumlardan karşılaştırma yeteneği nedeniyle yararlı olabilir,
- 2) Kısıtlı dağılım aralığı,
- 3) Yaygın bir şekilde dağılmış olsun veya olmasın, özellikle önemli bir yerde belirli bir türün varlığı,
- 4) Bir türdeki biyo-tahlil için bir veya daha fazla kolay ölçülen ve/veya önemli biyolojik son nokta (lar) nın mevcudiyeti,
- 5) Bir türün, örneğin belirli bir niş, habitat, trofik pozisyon, benzersiz biyokimyası, vb. gibi çevrenin belirli bir yönünün sondası olarak kullanılması yeteneği,
- 6) Bir türün, özellikle türlerin organizmanın taksonomisinde uzman olmayan araştırmacılar tarafından kullanılması durumunda, kolay ve doğru bir şekilde

tanımlanması.

Doğal olarak ortaya çıkan biyoindikatörler, çevrenin sağlığını değerlendirmek için kullanılır ve ayrıca çevresel veya olumlu ya da olumsuz değişiklikleri ve bunların insan toplumu üzerindeki etkilerini tespit etmek için önemli bir araçtır. Biyoindikatörlerin ortamdaki ışık, su, sıcaklık ve asılı katı madde iletimi gibi varlığını yöneten belirli faktörler vardır. Biyoindikatörlerin uygulanması yoluyla, belirli bir bölgenin doğal durumunu veya kirlilik seviyesini / derecesini tahmin edebiliriz (Khatri ve Tyagi 2015). Biyoindikatörlerin kullanılmasının avantajları ise genel olarak;

- 1) Biyolojik etkiler değerlendirilebilir,
- 2) Çeşitli kirlenici maddelerin organizma üzerindeki sinerjik ve antagonistik etkileri izlenebilir,
- 3) Toksinlerin hem bitkilere hem de insanlara zararlı etkileri erken evre teşhisi ile izlenebilir,
- 4) Prevalansları nedeniyle kolayca değerlendirilebilir,
- 5) Diğer özel ölçüm sistemlerine kıyasla ekonomik olarak uygun bir alternatiftir.

'Biyoindikatör' ifadesi, ekolojik değişikliklere yönelik tüm biyotik ve abiyotik reaksiyon kaynaklarını ifade eden toplu bir terim olarak kullanılmaktadır. Doğal değişim göstergeleri ile çalışmak yerine, doğal çevre değişimlerinin veya çevresel değişimin etkilerini göstermek için taksonlar kullanılabilir. Doğal çevredeki değişiklikleri tespit etmenin yanı sıra olumsuz veya pozitif etkileri belirtmek için kullanılmaktadır. Ayrıca, çevrenin biyolojik çeşitliliğini etkileyebilecek kirlenici maddelerin yanı sıra, içinde bulunan türlerin varlığından dolayı çevredeki değişiklikleri de tespit edebilirler (Walsh 1978; Peterson 1986; Gerhardt 2002; Holt ve Miller 2010). Çevrenin durumu, ekolojik değişkenliğe karşı dayanıklılıkları nedeniyle biyoindikatör türlerinin kullanımıyla etkin bir şekilde izlenebilir. Örneğin, Hasselbach ve arkadaşları (2005) yosun, yani *Hylocomium splendens* türünü Kuzeybatı Alaska'nın uzak tundra ortamındaki ağır metallerin doğal bir göstergesi olarak kullanmıştır. Burada, dünyanın en büyük çinko üreticisi (Zn) olan Red Dog madeni bulunmakta olup, maden cevheri çıkarılmakta ve Çukçi Denizi'ndeki depolama alanlarına tek bir yolla (ortalama 75 km uzunluğunda) taşınmaktadır.

Hasselbach ve arkadaşları bu kara taşımacılığının doğal fiziksel biyotayı etkileyip etkilemediğini denetlemişlerdir. Yosun dokusu içindeki ağır metallerin içeriği, yoldan farklı mesafelerde analiz edilmiştir. Metallerin dokulardaki konsantrasyonları, en belirgin şekilde yola yakın olan kısımlarda fazla ve yola olan mesafe arttıkça azalarak gözlemlenmiştir. Bu nedenle bu çalışma karayolu taşımacılığının aslında yakın doğal çevreyi değiştirdiği teorisini desteklemiştir. Bu çalışmada, tek tek likenlerin içindeki metal konsantrasyonlarının kantitatif tahminleri kullanılarak biyometreler olarak liken türleri kullanılmıştır (Walsh 1978; Peterson 1986; Holt ve Miller 2010; Thakur vd. 2013).

Doğal, biyolojik ve biyolojik çeşitlilik belirteçleri, farklı ortam türlerini habitat edinen çeşitli organizmalarda bulunabilmektedir. Örneğin, likenler (siyanobakterileri, alglar ve / veya mantarlar arasında bir simbiyoz durumu) ve Bryophytes (kara yosunları) hava kirliliğini izlemek için sıklıkla kullanılmaktadır. Hem likenler hem de kara yosunları kökleri, kütikülleri olmaması ve havadan tüm içerikleri doğrudan aldıkları gerekçesiyle hava kalitesini değerlendirmek adına güçlü biyoindikatörlerdir.

2.3.1. Biyoindikatör tür çeşitleri

Biyoindikatörler şu anda çeşitli kuruluşlar tarafından (Dünya Koruma Birliği, Uluslararası Doğa Koruma Birliği vb), biyolojik izleme ve insan etkilerini değerlendirmek için bir araç olarak kullanılmaktadır.

2.3.1.1. Mikrobiyal biyoindikatör türler

Mikroorganizmalar genellikle su ve karasal ekosistemlerin sağlık göstergeleri olarak kullanılmaktadır. Bolluklarından dolayı test edilmesi ve elde edilmesi kolaydır. Kadmiyum ve benzen gibi kirletici maddelere maruz kaldığında bazı mikroorganizmalar erken uyarı işaretleri olarak kullanılabilir. Stres proteinleri olarak bilinen yeni proteinler geliştirmektedir (Khatri ve Tyagi 2015). Mikroorganizmalar okyanus biyokütlesinin önemli bir parçasıdır ve bir deniz ekosistemindeki verimlilik ve besin döngüsünün çoğundan sorumludur. Mikroorganizmalar hızlı bir büyüme oranına sahiptir ve düşük seviyeli kirletici maddelere, diğer fizikokimyasal ve biyolojik değişikliklere bile reaksiyon vermektedir. Araştırma perspektifinden bakıldığında bu organizmalar çevresel değişimin önemli belirtilerini vermektedir (Underwood ve Shapiro 1999; Gerhardt 2002; Hans vd. 2003; Jha ve Barat 2003; Markert vd. 2003; Ramchandra vd. 2006; Zannatul ve Muktedir 2009; Nkwoji vd. 2010; Hosmani 2014).

2.3.1.2. Bitkisel biyoindikatör türler

Bitkiler, çevresel stresin öngörülmesi ve tanınması için çok hassas araçlar olarak kullanılmaktadır. Son zamanlarda sanayileşme ve kentleşme nedeniyle su kirliliği sorunu global olarak artmıştır (Batiuk vd. 1992; Joanna 2006). Deniz bitkileri, okyanus ortamının durumunu tahmin etmek için hareketsiz oldukları ve doğal çevreleriyle hızlı bir şekilde denge sağladıkları için değerli bilgiler sağlamaktadırlar (Plafkin vd. 1989; Klemm 1990; McDonald vd. 1990; Kennish 1992; Mitchell ve Stapp 1992; Phillips ve Rainbow 1993; Jain vd. 2010). Bazı özel bitkilerin veya başka bitkilerin varlığı veya yokluğu çevre sağlığı hakkında geniş bilgi sağlamaktadır. Genellikle ağaçların ve kayaların gövdelerinde bulunan likenler, hem alglerden hem de mantarlardan oluşur. Orman yapısındaki değişiklikler, hava kalitesi ve iklim de dahil olmak üzere ormanlardaki ekolojik değişikliklere tepki gösterirler. Çevresel stres etkilerini, likenlerin ormanlarda kaybolması ile gösterilebilmektedir (Walsh 1978; Peterson 1986; Gerhardt 2002; Holt ve Miller 2010; Khatri ve Tyagi 2015). *Euglena clastica*, *Phacus tortus* ve *Trachelon anas* dahil olmak üzere fitoplankton türlerinin çeşitliliğindeki değişiklikler, deniz ekosistemlerinin kirlendiğini gösterir belirteçler olarak belirlenmiştir (Plafkin vd. 1989; Mitchell ve Stapp 1992; Phillips ve Rainbow 1993; Jain vd. 2010).

2.3.1.3. Hayvansal biyoindikatör türler

Hayvan popülasyonlarındaki farklılıklar, ekosistemdeki kirlilikten kaynaklanan zararlı değişiklikleri gösterebilmektedir. Popülasyon yoğunluğundaki değişiklikler, ekosistemde meydana gelen olumsuz etkilerin bir belirtisi olabilmektedir. Popülasyonlardaki değişiklikler, popülasyonlarla gıda kaynakları arasındaki ilişkinin bir sonucu olabilir; eğer gıda kaynakları azalıyorsa ve nüfusun talebini sağlayamıyorsa, söz konusu popülasyonun birey sayısında da azalma gözlemlenmektedir (Plafkin vd. 1989; Phillips ve Rainbow 1993; Jain vd. 2010). Hayvanlarda biyoindikatör türler aynı zamanda hayvan dokularında mevcut olan toksinlerin miktarının tespitinde de yardımcı olmaktadır (Joanna 2006; Khatri ve Tyagi 2015).

Kurbağalar özellikle çevre kalitesinin ve çevredeki değişikliklerin önemli biyoindikatörleridir. Kurbağalar temel olarak tatlı su ve karasal habitatlarında meydana gelen değişikliklerden yoğun etkilenmektedir. Bu onları ekolojik kalite ve değişim konusunda önemli biyoindikatörler yapmaktadır.

Omurgasızlar da ayrıca biyoindikatör tür olabilir; suda yaşayan omurgasızlar, su kütlelerinin dibine yakın yaşayan dip beslekler (Benthos veya makro omurgasızlar olarak da bilinir) olma eğilimindedir. Bu tür biyoindikatörler, laboratuvar ortamında ayırt edilmeleri zor olmadıkları, sıklıkla bir yıldan fazla bir süre yaşadıkları, hareket kabiliyetini kısıtladıkları ve ekolojik koşulların bütünleştiricileri oldukları için özellikle su sağlığının güçlü göstergeleri olabilmektedir (Plafkin vd. 1989; Khatri ve Tyagi 2015).

2.3.1.4. Biyomonitör - Biyoizlem çalışmaları

Biyo-organizmalar temel olarak bir biyosferin özelliklerini tanımlamak için kullanılmaktadır. Bu organizmalar, ikisi de önemli ölçüde değişebilen biyoindikatörler veya biyomonitörler olarak bilinir (Purdy 1926; Mohapatra ve Mohanty 1992; Gaston 2000; Lilian 2009). Çevreyi incelerken, meydana gelen değişikliklerin kalitesi biyoindikatörler tarafından belirlenirken; biyolojik monitörler, çevrenin kalitesi hakkında nicel bilgi almak için kullanılır ve biyolojik izlemenin yanı sıra geçmiş etkiler ve çeşitli değişkenlerin etkileri ile ilgili verileri de içermektedir (Noss 1990; Gaston 2000).

Ekosistemin sağlık durumundaki zamansal ve mekansal değişiklikleri gözlemlemek, belirli bir ortam veya antropojenik stresörlerin etkilerini değerlendirmek ve antropojenik önlemlerin uygulanabilirliğini değerlendirmek amacıyla çeşitli biyolojik süreçler veya sistemler için izleme yapılabilir (örneğin, ıslah, iyileştirme ve yeniden giriş) (Cairns vd. 1993; Niemi vd. 1997; Burger ve Gochfeld 2001). Tür çeşitliliği, çevre sağlığının belirlenmesinde değerli bir parametre olarak kabul edilen biyolojik izlemede ana unsur olarak kullanılmaktadır (Marques 2001; Joanna 2006). Biyolojik izleme, ekosistemlerin kalitesini değerlendirmek için gerekli bileşenlerden biridir ve ekosistem kirliliği ile ilgili çalışma yürütmenin ayrılmaz bir parçası haline gelmiştir (Vitousek vd. 1997; Butterworth vd. 2001). Tüm dünyada biyomonitörler serbestçe kullanılmaktadır. Temel olarak organizmalar üzerindeki doğal etkiyi yansıtırlar ve minimum hazırlık ve eğitim ile kullanılabilir ve anlaşılabilir (Burger 1993; Siddiqui ve Chandrasekhar 1996; Carignan ve Villard 2001; Fadila vd. 2009).

Biyoindikatörlerin çok yönlü avantajları kısıtlamalarından ağır basmıştır. Biyoindikatör türler yardımcı, nesnel, basit ve tekrarlanabilir elemanlardır. Biyoindikatörler, belirli bir biyolojik toplulukta meydana gelen değişiklikleri değerlendirmek için hücreden çevresel seviyeye kadar çeşitli ölçeklerde kullanılabilir. Biyoindikasyon ve biyo gözlemlemenin dış faktörlerin bir ekosistem üzerindeki etkilerini araştırmak ve kirlenmiş ya da kirlenmemiş alanları ayırt etmek için ümit verici yöntemler olduğu sonucu çıkarılmaktadır.

2.3.2. Amfibilerin biyoindikatör tür olarak kullanılması

Dünya çapında amfibi popülasyonlarında habitat kaybı, egzotik türlerin taşınması, aşırı avlanma, hastalık, küresel iklim değişiklikleri ve su kalitesinin azalması sebepleriyle azalma gözlenmektedir (Sumanasekara vd. 2015).

Her ne kadar sucul toksikoloji genel olarak balıklar ve omurgasızlar üzerine yoğunlaşmış olsa da; bazı çalışmalar amfibilerin tepkilerini diğer sucul türlerle karşılaştırmış ve sonuç olarak amfibilerin sucul kirleticilere diğer sucul türlere oranla genel olarak daha hassas olduklarını ortaya çıkarmışlardır (Boyer ve Grue 1995). Amfibiler ekolojik kalite için bir biyomonitör takson olarak kabul edilir. Bunun nedeni ince ve yarı geçirgen bir zara sahip olmalarının yanı sıra bi-fazik yaşam biçimleri, yumurtalarının jelatin membran ile çevrili olması, hidrolojik döngüye bağlı olarak larva yaşam oranlarının azalması gibi (Duellman ve Trueb 1986; Dunson vd. 1992, Blaustein vd. 1994) pek çok diğer faktöre dayandırılır.

Amfibi popülasyonlarında azalma sebebi olarak kaydedilen pek çok sebebin yanı sıra amfibilerin popülasyon oranlarının azalmasıyla ilgili en bilinen nedenler habitat kaybı ve tarımsal alanların genişlemesi sayılabilir (Gallant vd. 2007). Tarım arazilerinde kullanılan suların oldukça yaşanabilir olması nedeniyle, birçok amfibi türü tarım arazilerinde kalmayı başarmıştır. Yeraltı suyu tahliyesi veya sulama kanalları, barajlar vb. gibi diğer sulama suyu tedarikçileri tarafından suyun sağlanması, istemeyerek de olsa amfibiler için alternatif üreme habitatları sağlamıştır. Balık gibi daha az hareketli avcılarının yokluğuyla birleştiğinde karasal dağılma yoluyla kolonileşme kabiliyeti amfibilere bu su kütlelerini kullanma fırsatı vermiştir. (Manna vd. 2009; Marsh vd. 2004; Vasconcelos ve Calhoun 2004).

Amfibiler sucul alanları genel olarak üreme faaliyetleri için kullandıklarından sucul alanların amfibilerde üreme kabiliyeti üzerine etkisi bulunmaktadır. Sucul alanların azalması doğrudan üreyen popülasyonlarda azalmaya neden olur, bu da popülasyon dağılımını lokal ve yöresel olarak etkileyebilir. Sucul alanların amfibilerin üreme kabiliyetleri açısından önemi tartışılmazdır, ancak sucul alanlarda meydana gelen değişikliklerde örneğin su kalitesinin azalması gibi doğrudan stres elemanları olarak davranarak türlerin hayatta kalmalarına etki etmektedir. Bu nedenle, kentleşmenin hem peyzaj hem de yerel düzeydeki sulak alanları nasıl etkilediğini anlamak, amfibilerin kentleşme süreci boyunca üreme dağılımını belirleyen faktörleri anlamada önemlidir (Rubbo ve Kiesecker 2005).

Habitatların yok olması amfibilerdeki azalmanın ilkin sebebi olarak kabul edilse de el değmemiş alanlarda meydana gelen azalmayla ilgili tartışmalar sürmektedir. Ancak bu durum, yaşam alanlarının amfibilerin uygun çevresel sınırlarının ötesinde

değişmesi nedeniyle olabilir. Örneğin, su kalitesindeki bir değişiklik amfibi popülasyonunu olumsuz yönde kolayca etkileyebilir (Priyadarshani vd. 2015).

Bir rezervuarın veya gölün su kalitesi hem iç hem de dış süreçlerden etkilenir. Tarımın yayılması, yoğunlaştırılması, ormansızlaşma, vs. gibi su havzaları bozuklukları dış besin ve tortu girdilerini değiştirebilir ve böylece su kalitesini değiştirebilir. Öte yandan, biyojeokimyasal işlemler, içsel geri dönüşüm yoluyla su kütlelerine besin katmaktadır (Prepas vd. 2001).

Su kütlelerinin kirlenmesi ve düşük su kalitesinin baskın olması, son yıllarda kıt su kaynaklarının yaban hayatı da dahil olmak üzere farklı kullanıcılar arasında paylaşılması konusundaki artan ihtiyaç nedeniyle yoğun bir şekilde tartışılmıştır. Yaban hayatının su kalitesi ihtiyaçları genel olarak ihmal edilmiştir ve bu durum özellikle amfibiler için de geçerlidir (Hall ve Henry 1992).

Tarımsal kimyasallar, tek tek veya diğer stres faktörleriyle birlikte hareket ederek amfibilerin azalmasının potansiyel bir nedeni olarak ilgi görmektedir (Relyea ve Mills 2001). Tarlalar genelde amfibilerin yumurta ve larva gelişiminin gerçekleştiği bahar aylarında gübrenilmektedir (Hecnar 1995; Watt ve Jarvis 1997). Yapılan testler tarımsal alanlara yakınlık ile popülasyonlardaki azalma arasında korelasyonlar ortaya çıkarmıştır (Rouse vd. 1999; LeNoir vd. 1999; Davidson vd. 2002; Houlihan ve Findlay 2003). Pek çok malforme olmuş amfibi bireyi pestisit ve gübrenmenin yoğun olarak gerçekleştirildiği tarımsal arazilerde bulunmuştur (Taylor vd. 2005). Amfibilerin pestisitlere karşı olan cevapları ile ilgili çalışmalar yapılmış ve bu bileşenlerin üzerine gerçekleştirilen çalışmaların sonuçları, geçici ve geri dönüşümlü olan gecikmeli büyüme ve ölüme kadar değişen kanıtlanmış etkilere sahiptir (Power vd. 1989).

Su kütlelerindeki çevresel açıdan gerçekçi amonyak veya nitrat konsantrasyonlarının, tarımsal bölgelerde amfibi yumurtalarına ve larvalarına zarar verme olasılığı vardır (Rouse vd. 1999). Ortis'in 2002'de gerçekleştirmiş olduğu istatistiksel çalışmada, amonyum nitrat gübrelerinin altı farklı Avrupa amfibi türü üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Bunlar; İspanyol semenderi (*Pleurodeles waltl*), İber boyalı kurbağası (*Discoglossus galganoi*), batı maça ayak kurbağası (*Pelobates cultripes*), siğilli kurbağa (*Bufo bufo*), haçlı kara kurbağası (*Bufo calamita*), ağaç kurbağası (*Hyla arborea*) türleridir. Embriyolar, 15 gün boyunca farklı ve çevresel olarak ilgili amonyum nitrat konsantrasyonlarına (0 ila 200 mg NH_4NO_3 / L) maruz bırakılmıştır. Deneyler sırasında kuluçka dönemi gerçekleşmiş ve düşük gübre seviyelerinde bile 8 gün maruziyet sonrasında, *H. arborea* yavrularının son derece hassas olduğu ve ölüm oranının yüksek olduğu gözlenmiştir. *D. galganoi* ve *B. bufo* 'da da ayrıca yüksek hassasiyet gözlenmiş ve 15 gün maruziyet sonrasında yüksek mortalite görülmüştür. Türlerin geri kalanı için öldürücü etkiler göstermemiş ancak en yüksek gübre konsantrasyonlarında anormallikler veya büyümede gerilik yaşanmıştır. Kimyasal gübreler veya gübre, son yıllarda İber Yarımadası'nın tarımsal alanlarında *B. bufo* ve *D. galganoi*'nin azalmasına katkıda bulunmuş olabilir. Bu çalışmanın sonuçları, çevresel olarak ilgili amonyum nitrat seviyelerinin ölüme neden olabileceğini ve bu türlerin tarım ortamlarındaki popülasyon dinamiklerini etkileyebileceğini göstermiştir (Ortis vd. 2002). Marco ve arkadaşları tarafından 1999 yılında gerçekleştirilen başka bir çalışmada ise suya nitrit ya da nitrat iyonlarının eklenmesinin bazı larvalarda azalmış beslenme aktivitesine, daha pasif yüzme faaliyetlerine, dengesizlik ve felç durumuna, anomali ve

ödemlere ve nihai ölüme neden olduğunu ortaya çıkarmıştır. Çalışma beş farklı amfibi türünün (*Rana pretiosa*, *Rana aurora*, *Bufo boreas*, *Hyla regilla*, ve *Ambystoma gracile*) yeni yumurtadan çıkmış larvalarında gerçekleştirilmiştir.

Dünya genelinde 1960 ve 1970'lerde tarlalarda kullanılmış bileşikler olan organoklorinlere maruz kalmış amfibiler üzerinde yapılan çalışmalar bu bileşenlerin pek çok amfibi grubu için öldürücü olduğunu göstermiştir (Cooke 1981). Çalışmalar, Amerika Birleşik Devletleri'ndeki artan amfibi embriyo ölümlerinin ve malformasyonlarının sıklıkla yüksek ötrofik koşullar, yüksek pH, su sıcaklığı ve iyonlaşmamış amonyakla ilişkili olabileceğini göstermiştir (Boyer ve Grue 1995). Asidik ortamlar amfibilerde fizyolojik iyonik dengeyi değiştirebilir, bireylerin büyüme ve hayatta kalma oranlarını etkileyebilir. Ayrıca düşük pH sedimentlerden alüminyum salınımını arttırmakta ve bu durum pek çok amfibi türünde embriyolarda hayatta kalma oranını düşürmektedir.

ABD'deki Klamath Sığınaklarındaki (Klamath Refigium) su kalitesiyle ilişkili biyolojik etkilerin değerlendirilmesinde bazı kanıtlar, sulama drenaj suyunun kurbağa embriyolarının gelişmesinde ya öldürücü olduğunu ya da ciddi şekilde yapısal bozulmaya neden olduğunu göstermiştir. Sığınağı çevreleyen tarımsal ekosistemlerde, mahsul üretimi için bir dizi herbisit, organofosfat ve karbamat insektisitler dahil olmak üzere çeşitli tarımsal kimyasallar kullanılmaktadır. Bu bileşiklerin örneklenen sudaki konsantrasyonları tespit sınırlarında veya altında izlenmiştir (litre başına nano gram). Çalışma, düşük su kalitesinin (yüksek pH ve iyonlaşmamış amonyak) ve / veya pestisitlerin yerli kurbağa popülasyonlarının azalmasına katkıda bulunabileceği sonucuna varmıştır (Boyer 1993).

Sulak alan ekosistemi ile farklı yaşam evreleri ve diğer hassas özellikleri sebebiyle yakın ilişki içerisinde olan amfibilerin ağır metaller de dahil olmak üzere ksenobiyotiklere karşı özellikle hassas oldukları görülmektedir. En genel kirleticilerden olan ağır metallerin amfibiler gibi hassas suya bağımlı türlerin davranış, fizyoloji ve anatomilerini değiştirerek sağlıklarını etkiledikleri ve nihai olarak ölüme yönlendirdikleri gözlenmiştir (Farombi vd. 2007). Ayrıca endüstriyel ve evsel atıklar ve atık sular yoluyla atılan ağır metaller en bol miktarda bulunan kirleticiler arasındadır ve sulak alan ekosistemlerinde biyom için ciddi tehditler oluşturmaktadır (Rai 2009).

Amerika Birleşik Devletleri'nde gerçekleştirilen başka bir çalışmada araştırmacılar, asitli sulara giren maden atıklarından kaynaklanan ağır metal kirliliğinin birçok embriyo ölümüne ve ciddi malformasyonlara neden olduğunu bulmuşlardır (Boyer ve Grue 1995; Hopkins vd. 2007; Gürkan vd. 2014; Zhelev vd. 2013). Ağır metal toksisitesinin, Hint yeşil kurbağasının (*Euphlyctis hexadactylus*) bağışıklık sistemi üzerindeki etkisini araştıran bir çalışmada, seçilen ağır metallerin, Cu, Zn, Pb ve Cd birikiminin kurbağa karaciğerinde ve *gastrosnemi* kasında yüksek derecede ağır metallerle kirlenmiş olan Bellanwila Attidiya kaynağında kontrol grubu olarak kullanılan Bolgoda bölgesine oranla belirgin şekilde daha yüksek biriktiğinin tespit edildiği gözlenmiştir (Priyadarshani vd. 2015). Ayrıca, en kirli bölgedeki malforme olmuş larvalar, aynı bölgedeki normal larvalara kıyasla yüzme hızlarını düşürmüştür. Bu sonuç, ağır metallerin immün baskılayıcı olarak rol oynadığını göstermektedir. *E. hexadactylus*'da immün sistemin, lenfoid organların ağırlığının ve hücresel olmasının,

periferik kan lökositlerinin ve kemik iliğinin miktarının değiştirilmesinden ve son olarak fagositoz gibi hücrel fonksiyonların modüle edilmesinden kaynaklı olarak etkilendiği gözlenmiştir. Fagositik hücrelerin ağır metallerle *in vitro* maruziyeti sonucunda, kirlenmiş bölgede doğal olarak ağır metallerle maruz kalan amfibilerden elde edilen bilgilere benzer immün baskılayıcı etkiler ortaya çıkmıştır. Bu ek-immünotoksikolojik prototip çalışması ayrıca, fagositoz gibi immünotoksikolojik testlerin, sulak alan ekosistemlerinde ağır metallerle ilgili sağlık sorunlarını değerlendirmek için potansiyel biyobelirteçler olarak önemini vurgulamıştır. Bununla birlikte, ağır metallerin yetişkin ve larva amfibilerinin bağışıklık sistemi üzerindeki etkileri hakkında sınırlı bilgi bulunmaktadır (Jayawardena vd. 2013).

Küresel iklim değişikliğinin amfibi toplulukları üzerindeki etkileri de halen araştırılmaktadır. Son araştırmalar, artan UV radyasyon seviyeleri, özellikle UV-B radyasyonu (290 - 320 nm ışık) ile ilişkili olarak bazı amfibi türlerinin yumurtalarının kuluçkalama başarısındaki azalmayı göstermiştir, oysa diğer türlerin daha az etkilenmiş olduğu görülmektedir. Amfibi malformasyonları son zamanlarda bilimsel topluluktan büyük ilgi görmüştür, ancak az sayıda çalışma çevresel su kirliliğini larva amfibi malformasyonlarına bağlayan kanıtlar sağlamıştır. Karasal yaşam evrelerinin incelenmesi, eksik veya aşırı ekstremiter uzuvları ve sayıları gibi göze çarpan apendiküler malformasyonların ölçülmesine izin verir, larval anuralarda birçok malformasyon da tespit edilebilir (Hopkins vd. 2007, Johnson ve Chase 2004; Taylor vd. 2005).

2.3.3. Radyasyon üzerine biyomonitör çalışmaları

Çevresel radyasyon seviyelerindeki değişimlerin biyolojik sonuçları geniş ölçüde araştırılmamış bir konudur. Dünya çapında ortalama arka plan radyasyon seviyesi yaklaşık 2.4 mSv olarak kabul edilmektedir, ancak bu değer 1-10 mSv arasında değişiklik gösterebilir (IEAE 2006). Çevresel ve dolayısıyla arka plan radyasyonundaki değişimler yeraltı kayaç bileşimine oranla değişim gösterebilmektedir. Bu değişim insanlarda kanser insidansının yükselmesi ve kansere bağlı ölüm oranlarının artması ile ilişkilendirilebilir (Lubin ve Boice 1997). Bu durum doğal radyasyon seviyelerindeki değişimlerin yaşayan organizmalar üzerindeki önemli etkileri için kanıt teşkil edebilir (Heidenreich vd. 2000; Moiseev vd. 1973; Pimentel vd. 2003).

Son yıllarda maalesef çok sayıda radyasyon kazası meydana gelmiş veya sızıntılar rapor edilmiştir, Dünya genelinde ise toplam radyoaktif salınımların sayısı yüzlerce olarak hesaplanmıştır. Her ne kadar bu olayların büyük bir çoğunluğu küçük aktiviteler olsa da yüksek oranda radyoaktif materyalin çevreye salındığı on taneden fazla olay gerçekleşmiştir. Bunlar arasında eski Sovyetler Birliği'nde gerçekleşen Çernobil vakası, Amerika'da Three Mile adası ve Amerika, Çin, Hindistan, Avustralya ve Pasifik'te bulunan nükleer test sahaları bulunmaktadır. Sadece Çernobil kazasında çevreye en az 9.35×10^3 ile 1.25×10^4 peta-Bq arasında radyasyon emisyonu gerçekleşmiştir (Yablokov vd. 2009). Çevreye salınımı gerçekleşen izotoplar arasında iyot (^{131}I , yarı ömrü 8 gün), stronsiyum (^{90}Sr , yarı ömrü 29 yıl), sezyum (^{137}Cs , yarı ömrü 30 yıl) ve plütonyum (^{239}Pu , yarı ömrü 110 yıl) bulunmaktadır. Ayrıca kuzey Ukrayna toprakları, yaklaşık 0.02-0.03 $\mu\text{Sv} / \text{h}$ dünyadaki en düşük doğal arka plan radyasyon seviyelerinden bazılarını sahiptir (Ramzaev vd. 2006), bu durum Çernobil'in etkilerini bu çevrede daha da belirgin kılmıştır. Bu sebeple ekosistemin arka plan

radasyonuna adaptasyonu olmadığı için radyasyondan en çok etkilenen bölge olmuştur.

Bu iki radyasyon temelli durumun biyota üzerindeki etkileri hakkında genel bilgi sahibi olmamıza rağmen, biyolojik sonuçların şaşırtıcı bir şekilde incelenmesi çok az olmuştur (Moller ve Mousseau, 2006, 2008, 2009). Yüksek doz maruziyeti ile ilgili bildiklerimizden düşük doz radyasyon maruziyetine ilişkin öngörü sahibi olmak zor olduğundan bu durumun hayvan popülasyonlarının bolluğu ve yaşam süreçleriyle ilgili etkisini kavramak zor olmaktadır (Chadwick vd. 2003; Moss vd. 2006; Tubiana vd. 2006). Örneğin akut ve kronik radyasyon maruziyeti farklı etkilere sahiptir (Wickliffe vd. 2003). Pek çok laboratuvar radyasyonun etkilerini hücre kültürü gibi model sistemler üzerinde araştırmaktadır (Chadwick vd. 2003; Liang vd. 2007; Sykes vd. 2006). Ancak laboratuvar ortamları genellikle kontrollü ortamlar olduğu için doğal hayatın etmenlerinden uzaktır ve yiyeceğe *ad libitum* erişim sağlamaktadır. Doğal ortamlar bu durumun aksine yiyecek sıkıntısı, predasyon riski, parazitler ve hayvanların pek çok noktada birlikte çalışmaları ile elde edecekleri sonuçlarla şekillenmektedir (Møller vd. 1998). Örnek olarak karotenoidler ve diğer antioksidanlar arazi koşullarında kısıtlıdır. Bu moleküller DNA ve diğer önemli biyolojik moleküllerin hasarı ve serbest radikallerle savaşıma hususunda önem arz etmektedir (Halliwell ve Gutteridge 1999; Leffler 1993). Radyasyon oksidatif stresi artırır (Bonisoli-Alquati vd. 2010a, b; Bazhan 1998; Ben-Amotz vd. 1998; Chaialo vd. 1991; Ivaniota vd. 1998; Kumerova vd. 2000; Lykholat ve Chernaya, 1999; Neyfakh vd. 1998a, b). Böylece antioksidanlara erişimi olan türler tüy, kıl ve post dökme ve yumurtlama sıkıntıları gibi radyasyonun etkilerinden daha az etkilenebilmektedir. Pek çok çalışma karotenoid seviyesinin yüksek olmasının mutasyon oranlarını düşürdüğünü göstermiştir (Ferguson 1994; Krinsky ve Denek 1982; Møller vd. 2000; Sies 1993; Valko vd. 2004). Yine delesyon tarzı mutasyonların laboratuvar ortamlarında açığa çıkan etkilerinin yanı sıra doğal ortamda daha ölümcül risklere sebep olabildiği gözlenmiştir. Bu sebeple düşük doz radyasyonun etkilerinin en iyi arazi şartlarında gözlemlenebileceği tartışılmaktadır. Bu durum ayrıca standart sayım tekniklerinin özgür ortamlarında yaşayan organizmalar üzerinde kullanılabilme olasılığını da arttırmaktadır (Voříšek vd. 2010).

Ayrıca bilim insanları tarafından farklı taksonlar üzerinden radyasyon ve popülasyon bolluğu arasındaki ilişki incelenmiştir. Bunun sonucunda elde edilen bulgular radyasyonun bolluk üzerindeki negatif etkilerini öngören hipotezi desteklemektedir. Bu bulgu oldukça önemlidir çünkü radyasyon ile ilgili rapor edilen fizyolojik ya da üreme üzerindeki negatif etkileri (Heidenreich vd. 2000; Moiseev vd. 1973; Pimentel vd. 2003), her zaman popülasyonu etkileyen sonuçları ortaya çıkmamaktadır. Ayrıca bolluk ve radyasyon arasındaki ilişki yıllar içerisinde sabit kalmıştır. Bu çalışmalar radyasyonun popülasyon üzerindeki etkilerini araştırmış ancak altta yatan sebeplere fazla değinmemiştir.

Uluslararası komitelerin radyolojik koruma konusundaki yeni tavsiyelerinin kabul edilmesi insan ve biyota savunması sağlamak için radyasyon güvenliğine yönelik yeni bir bakış açısı oluşturulmasını gerektirmektedir. Radyoaktiviteye karşı doğal ekosistem bileşenleri ve etkileri değerlendirmek için iki temel geleneksel yaklaşım vardır. İlki iyonize radyasyon ve radyonüklit birikimi ve translokasyonunda ikincil kaynaklar olduğu için bileşenlerin insan sağlığı açısından güvenilirliğini değerlendirmek, ikincisi ise doğal ekosistemi doğrudan radyasyon maruziyetinin hedefi

olarak görüp hangi ekosistemlerin ne derece kırılgan olduklarını ve ekosistem bileşenleri açısından kayıpların ne dereceye kadar ekosistemin devamlılığını sağlayabileceğinin tespiti. Bu eko-merkezcil radyasyon güvenliği yaklaşımları ve bölgelerin radyasyon izlemleri ucuz ve uygulanabilir biyo-tanımlama yöntemleri olarak görülmektedir (Shcheglov vd. 2013).

Çevresel biyodozimetri çalışmaları, biyoizlem ve ekolojik risk değerlendirmesine geleneksel yaklaşımlara göre birçok avantaj sunar. Modelleme ile elde edilen doz tahminlerinden farklı olarak, biyodozimetrik tahminler, kirlenmiş ortamlara giren ve çıkan organizma hareketlerine ilişkin hiçbir varsayım gerektirmez. Ayrıca, dışarıdan veya radyonüklitlerin alımı yoluyla dahili olarak alınan gerçek dozlar, biyodozimetrik tahminlere yansıtılacaktır. Çevresel biyodozimetrinin bir başka avantajı, çevresel örnekleme ve doku kalıntısı analizleri tarafından sağlanan anlık görüntüden ziyade kümülatif ömür boyu doz tahmininin elde edilebileceğidir. Bununla birlikte, belki çevresel biyodozimetrinin en önemli avantajı, maruz kalan popülasyonlardaki ekolojik ve biyolojik etkilerle olan potansiyel ilgisidir (Ulsh 2003).

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Araştırma Alanının Konumu ve Örneklerin Yakalanması

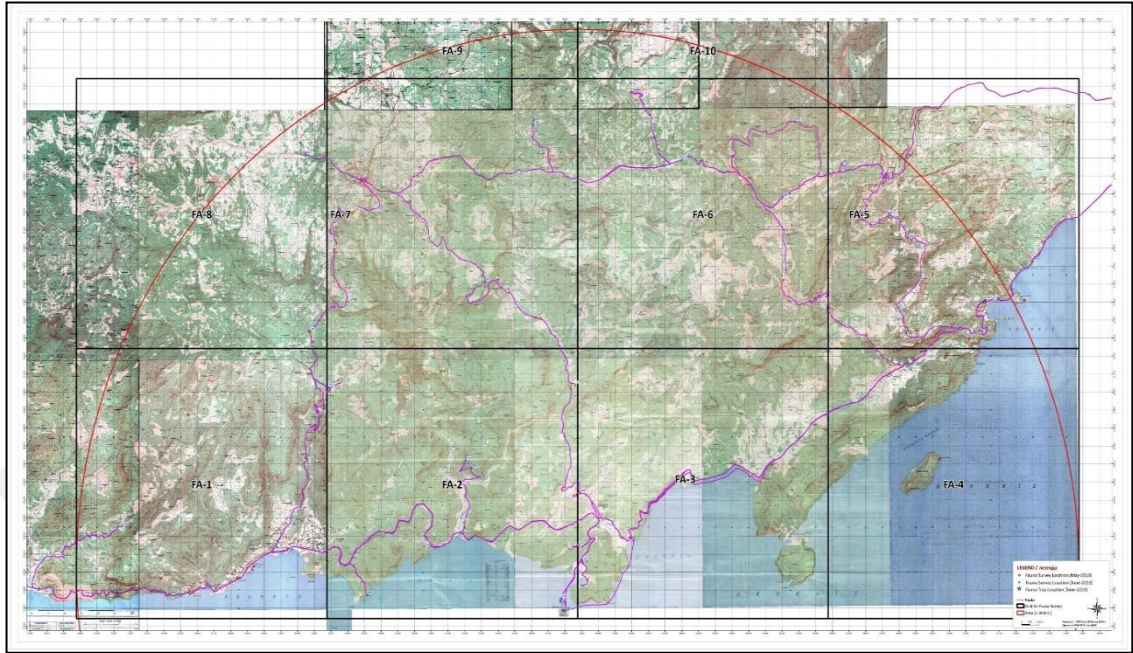
Mersin, Türkiye'nin güney bölgesinde, Akdeniz kıyılarında, Antalya ve Adana arasında yer alan bir ilimizdir. Ortalama 15.583 km²'lik bir alan kaplar ve 11.6 milyon civarında nüfusa sahiptir. Türkiye Cumhuriyeti Devleti 2010 yılında Rus kökenli ROSATOM şirketiyle Mersin'in Büyükeceli ilçesi sınırları içerisinde yer alan Akkuyu'da 4 adet 1200 MW VVER ünite boyutlarında nükleer enerji santrali kurulması konusunda anlaşma imzalamıştır (Anonim 2011). Günümüzde inşasına başlanan santral ile ilgili faaliyetler TBMM'nin 1976 yılında aldığı bir kararın uygulanmasıyla başlamıştır. Akkuyu'nun seçilme nedenleri arasında;

- 1) Akkuyu bölgesi konu hakkında tartışmalar olsa da sismik bir dengeye sahiptir. Ayrıca Türkiye'deki deprem durumu ile ilgili olarak, tesis Richter ölçeğinde 6,5'e varan depremlere dayanacak şekilde tasarlanmaktadır.
- 2) Tesis çevresi ağır makinelerin çalışabilmesine olanak sağlayan bir yapıda olup, sakin bir denizel iklimi vardır.
- 3) Denize yakın konumu sebebiyle tesis için gerekli soğutma suyu sıkıntısı bulunmamaktadır.
- 4) Bölgede nispeten düşük nüfus yoğunluğu olası bir kaza ihtimaline karşı avantaj olarak kabul edilmektedir.
- 5) Mersin, Adana ve Antalya gibi yoğun elektrik tüketimine sahip olan Akdeniz illerine yakın olması tesis konumu için Akkuyu'nun belirlenme sebepleri arasında yer almaktadır (Akçay 2009).

Bu sebeplerle ülkemizde ilk defa nükleer enerji üretiminin sağlanacağı Akkuyu Nükleer Enerji Santrali işletilmeye başlamadan önce çevre ekosistemlerde çevresel radyoaktivite ölçümlerinin gerçekleştirilmesi oldukça önemlidir. Ülkemizde özellikle biyolojik türler üzerinde yapılmış çevresel radyoaktivite değerlendirmeleri oldukça az sayıdadır. Doğal çeşitliliğimizin korunması ve habitatlarda gerçekleşen değişikliklerin takip edilebilmesi adına habitat tiplerine bağlı olarak biyomonitör türlerin belirlenmesi gerekmektedir. Santralin kurulacağı çevrede daha önce kum ve toprak numuneleri ile bir memeli türü olan *Microtus guentheri* üzerinde çevresel radyoaktivite çalışmaları gerçekleştirilmiştir (Özmen vd. 2014; Yavuz vd. 2016). Ancak hem karasal hem sucul habitatlarda yaşayabilen amfibiler üzerinde gerçekleştirilmiş herhangi bir çalışma yapılmamıştır. Bu sebeple *Pelophylax bedriagae* örnekleri, Akkuyu Nükleer Enerji Santrali'nin kurulacağı yerleşkenin yakın çevresinde yer alan lokalitelerden yakalama keşçileri yardımıyla toplanmıştır. Gerçekleştirilen bütün işlemler için Akdeniz Üniversitesi Hayvan Deneyleri Yerel Etik Kurulu'ndan ilgili izinler alınmıştır.

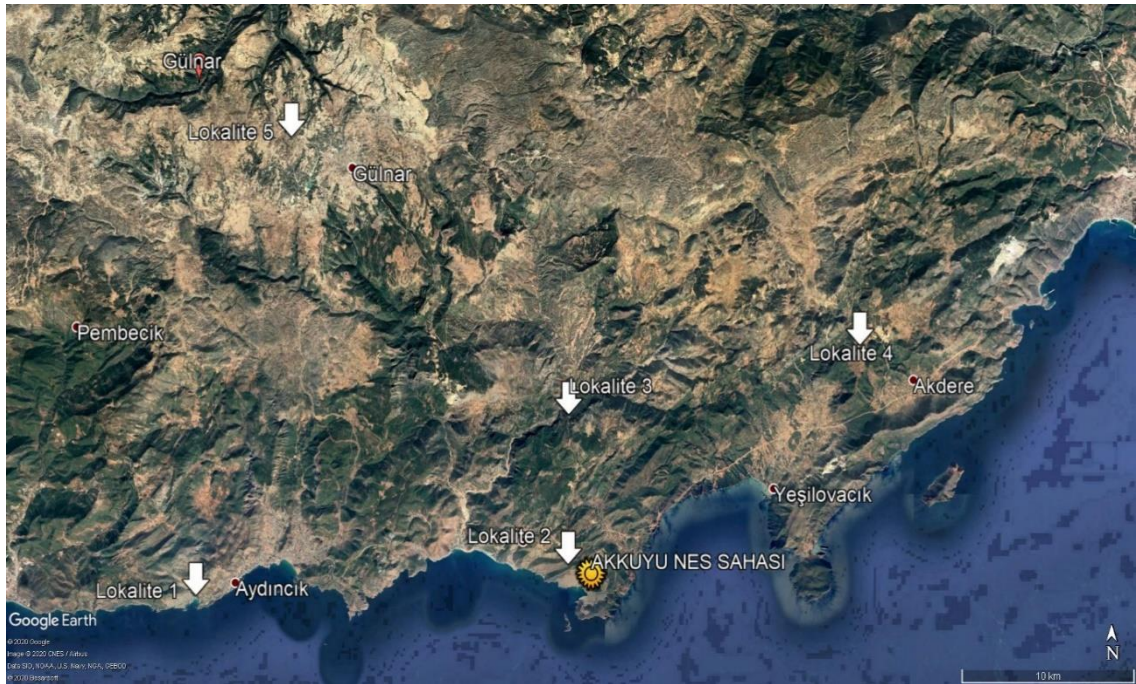
Güvenlik zonu olarak tabir edilen, yarıçapı 30 km olan daire içerisinde kalan alanda belirlenen 5 lokaliteden deniz seviyesinden 15 m ile 1000 m yüksekliğe kadar değişen rakımlardan toplanan örnekler, yakalandıkları lokalitenin özelliklerinin kaydedildiği polietilen torbalara alınmış, ağırlıkları, boyları vb. standart parametreleri

not edildikten sonra araç tipi derin donduruculara (-20°C) yerleştirilmiştir. Örnekler laboratuvar ortamına getirilinceye kadar bu şekilde muhafaza edilmiştir.



Şekil 3.1. Güvenlik zonu olarak kabul edilen sahayı gösteren harita

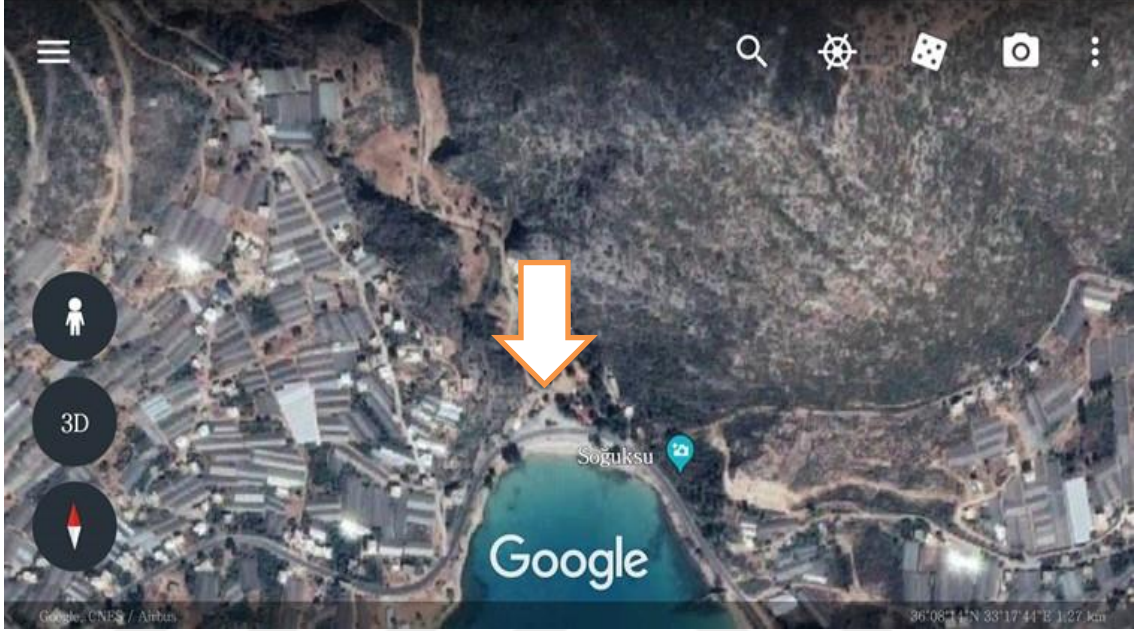
Bu örneklerin yakalandığı lokalitelerin uydu görüntüsü üzerindeki konumları (Şekil 3.1) genel özellikleri, koordinatları ve genel görünümü aşağıdaki gibidir;



Şekil 3.2. Örneklerin yakalandığı lokalitelerin uydu görüntüsü

3.1.1. Lokalite 1 (36° 8'11.03''K; 33°17'45.06''D)

Lokalite Soğuksu olarak adlandırılan bölgede yer almakta olup, denizden 15 m yüksekliktedir ve kıyı ekosistemi ile içiçedir. Deniz kıyısına oldukça yakın biyotoplar ile kuzeye doğru ilerledikçe kayalık bir kanyon ve yer yer düzlükler yer almaktadır (Şekil 3.3-4).



Şekil 3.3. Lokalite 1' e ait uydu görüntüsü



Şekil 3.4. Lokalite 1' e ait genel bir görünüm

Ayrıca lokalitede devamlı akışı ve havuzu bulunan bir su kaynağı yer almakta (Şekil 3.5-7) olup, özellikle sucul fauna elamanları açısından zengindir.



Şekil 3.5. Lokalite 1' de devamlı su akışı olan kaynak



Şekil 3.6. Lokalite 1’de yer alan kaynağın oluşturduğu havuzlardan biri

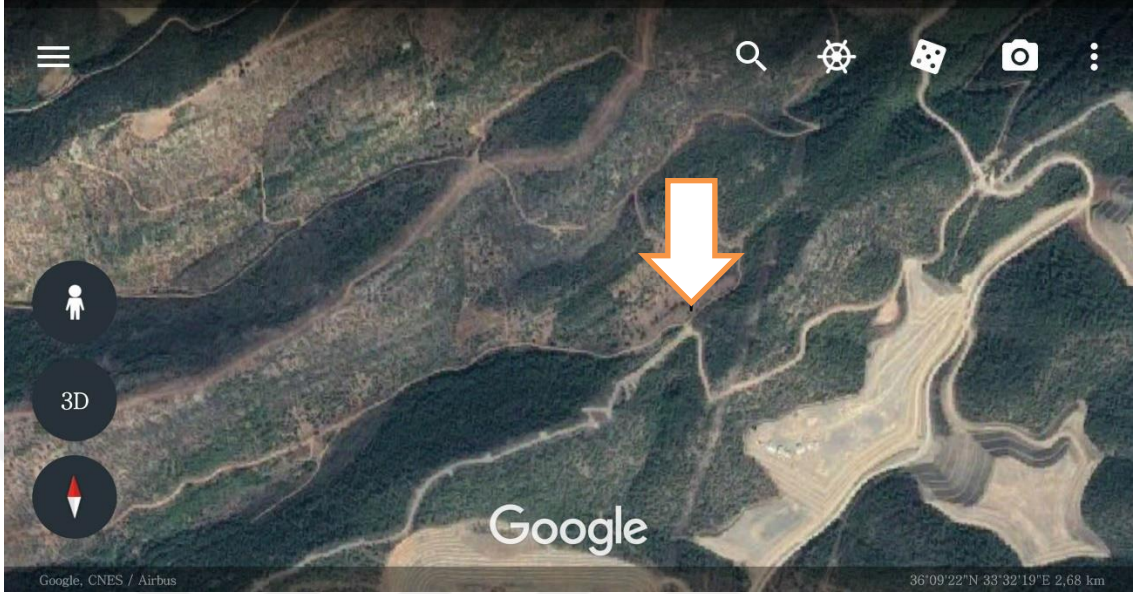


Şekil 3.7. Lokalite 1’de yer alan bir diğer kaynağın oluşturduğu havuzlardan biri

3.1.2. Lokalite 2 (36° 9'7.51"K; 33°31'55.61"D)

Bu lokalite santralin kurulacağı sahaya en yakın örneklem alanı olup (Yaklaşık 1 km), doğal bir makilik formasyon ile seyrek ormanlardan oluşmaktadır (Şekil 3.8-9).

Sahanın rakımı yaklaşık 130 m dir. Sahada sıklıkla yer alan bozulmamış kısa boylu sık çalılıklar ve su birikintileri özellikle küçük boyutlu karasal ve sucul fauna elamanlarının barınması için önemli biyotopları oluşturmaktadır (Şekil 3.10).



Şekil 3.8. Lokalite 2'ye ait uydu görüntüsü



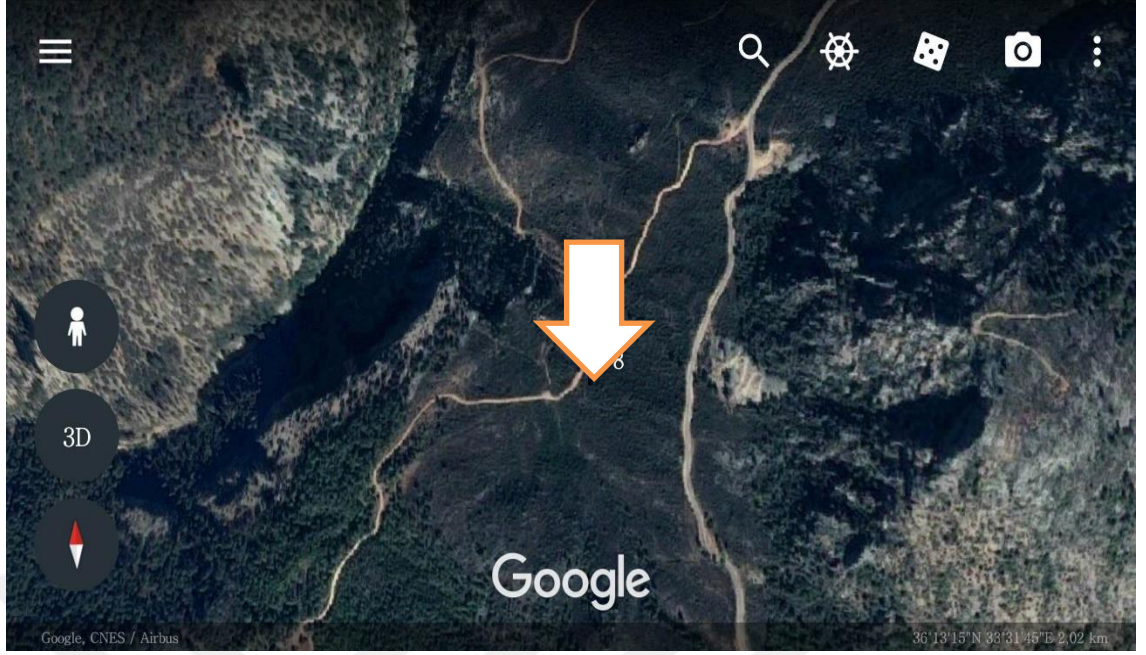
Şekil 3.9. Lokalite 2'ye ait sahadan genel bir görünüm



Şekil 3.10. Lokalite 2'ye ait sahadaki su birikintilerinden biri ve içinde yer alan bir *P. bedriagae* bireyi

3.1.3. Lokalite 3 (36°13'24.45''K; 33°31'56.63''D)

Lokalite sarp yamaçları ve seyrek ormanları ile sık maki örtüsüyle karakterizedir (Şekil 3.11-12). Sahada devamlı akışı olan bir köy çeşmesi bulunmaktadır ve 300 m rakımda yer alır (Şekil 3.13). Bu çeşmenin civarında türün bireylerine rastlamak mümkündür (Şekil 3.14).



Şekil 3.11. Lokalite 3'e ait uydu görüntüsü



Şekil 3.12. Lokalite 3'e ait sahadan genel bir görünüm



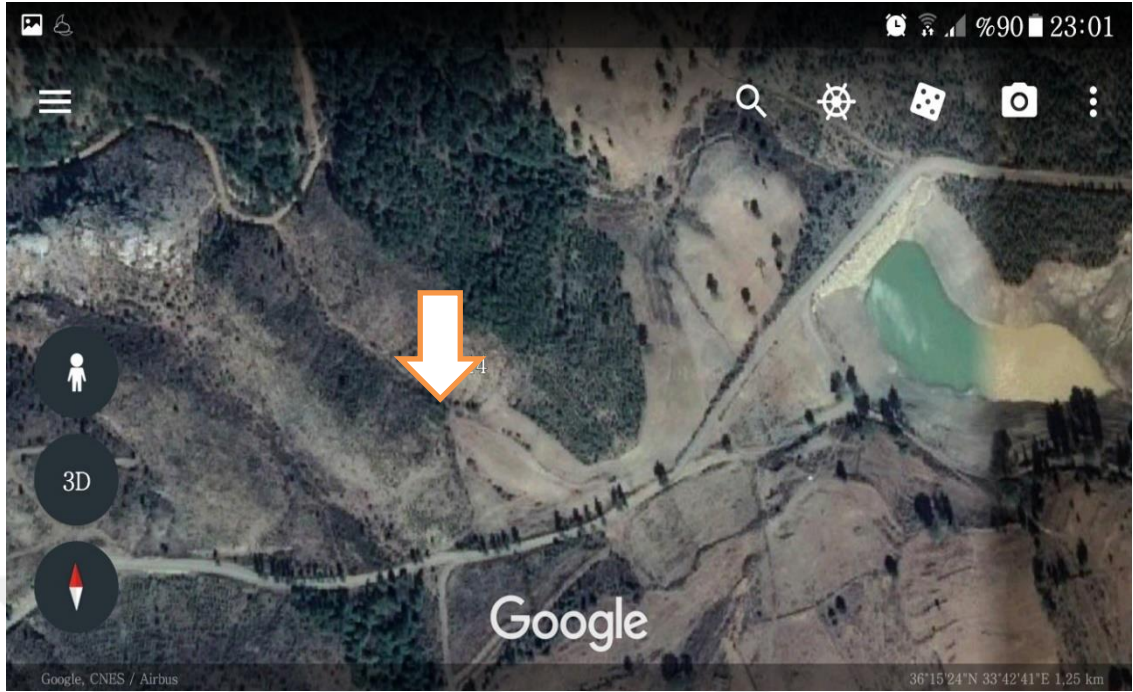
Şekil 3.13. Lokalite 3'e ait sahada yer alan köy çeşmesinin görünümü



Şekil 3.14. Lokalite 3'e ait sahada yer alan köy çeşmesinde *P. bedriagae* bireyleri

3.1.4. Lokalite 4 (36°15'22.91"K; 33°42'53.50"D)

Lokalite genç ve kültürel orman ve açık alanlardan oluşmaktadır (Şekil 3.15). Saha yakınında yer alan çimento fabrikası nedeniyle sanayi etkileşimi olan bir sahadır. Sahada geniş bir yapay gölet yer almaktadır (Şekil 3.16) ve yaklaşık 435 m rakımdadır (Şekil 3.17).



Şekil 3.15. Lokalite 4'e ait uydu görüntüsü



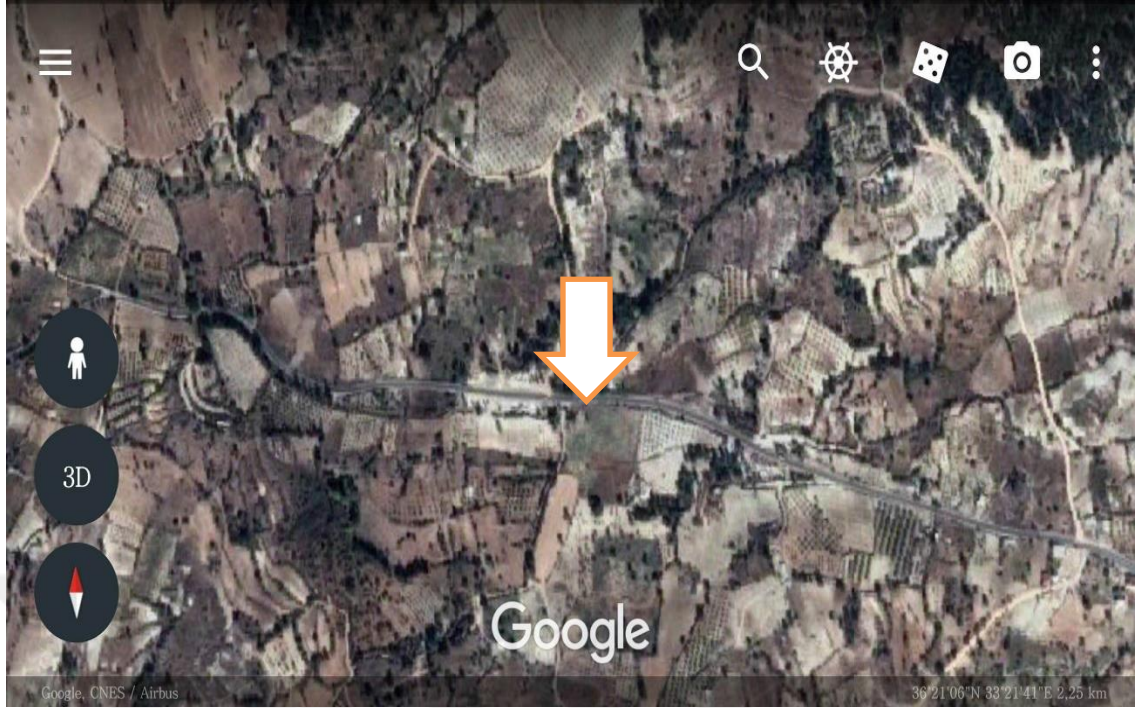
Şekil 3.16. Lokalite 4'e ait sahada bulunan yapay gölet



Şekil 3.17. Lokalite 4'e ait sahada yer alan yapay gölet ve içinde yüzen *P. bedriagae* bireyi

3.1.5. Lokalite 5 (36°21'7.70''K; 33°21'42.65''D)

Lokalite geniş tarım alanları ve meyve bahçelerinin bulunduğu bir sahada yer almaktadır (Şekil 3.18-19). Sahanın tamamı kültür tarımı vasfındadır. Saha bu tez kapsamında çalışılan en yüksek lokalitedir ve yaklaşık 1000 m yüksekliğindedir. Bu nedenle sulama amaçlı kuyu ve havuzlara sık rastlanmaktadır (Şekil 3.20). Buralarda sucul fauna elemanlarına rastlamak mümkündür (Şekil 3.21).



Şekil 3.18. Lokalite 5'e ait uydu görüntüsü



Şekil 3.19. Lokalite 5'e ait genel bir görünüm



Şekil 3.20. Lokalite 5'e ait sahada yer alan sulama amaçlı yapay havuzlardan biri



Şekil 3.21. Lokalite 5'e ait sahada yer alan havuzlardan birinde bulunan *P. bedriagae* bireyleri

3.2. Örneklerin Tanımlanması ve Hazırlanması

Araziden elde edilen *Pelophylax bedriagae* örnekleri tür teşhisinin teyit edilmesi ve daha ayrıntılı incelemeler yapılabilmesi adına Akdeniz Üniversitesi Fen Fakültesi Mammoloji ve Herpetoloji Laboratuvarına getirilmiştir (Şekil 3.22). Örnekler burada türün tanımlayıcı ve diagnostik özelliklerine göre kontrol edilmiştir. Tür teşhisi teyit edilen örnekler radyasyon ölçümlerinden önce; parçalayıcı-öğütücü ile homojenize edilmiştir. Ortalama her lokalite için 150-200 gr örnek hazırlanmıştır. Bütün örnekler tüm vücut olarak homojenize edilmiştir. Bilindiği gibi; Populasyon için güncel ve hızlı radyasyon değerlerinin bilinmesi önemlidir. Homojenize edilen örnekler 5-10 gün aralığında kuru hava ve +4°C sıcaklıkta sabit ağırlığa erişene kadar saklanmıştır. Örnekler daha sonra hava geçirmez şekilde mühürlenmiş, geometrisi bilinen silindirik kaplara doldurulmuş, etiketlenmiş (Şekil 3.23), tartılmış ve sayımdan önce 4 hafta boyunca ^{226}Ra ve ^{222}Rn arasında seküler radyoaktif dengenin sağlanabilmesi için bekletilmiştir. Geometrisi bilinen 6 cm çapında silindirik kaplara doldurulan örnekler ve Akdeniz Üniversitesi Fizik Bölümünde yer alan Gama ışını spektroskopisi laboratuvarına sevk edilmiştir.



Şekil 3.22. Araziden toplanıp laboratuvar ortamına getirilen *P.bedriagae* örnekleri

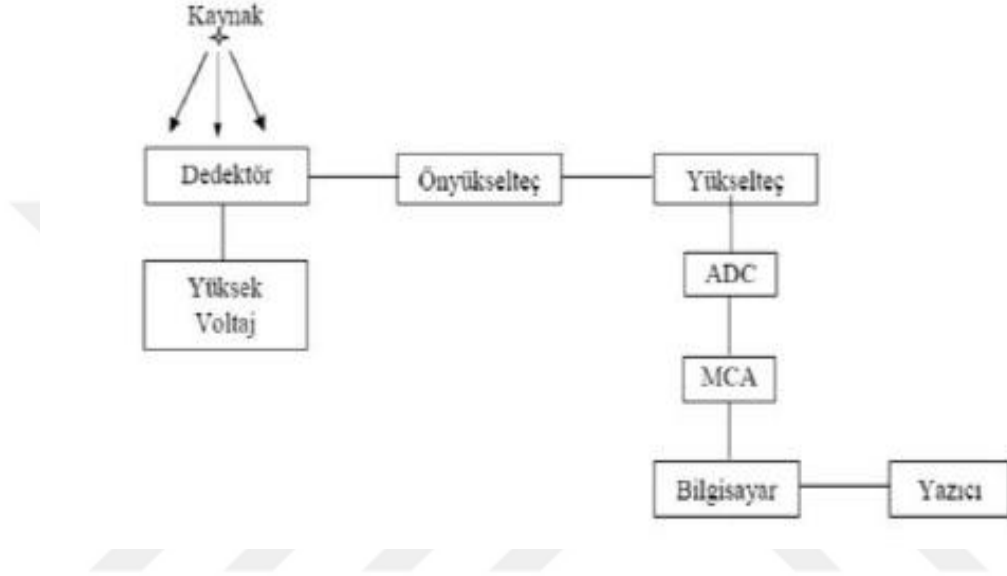


Şekil 3.23. Ölçüm için hazır hale getirilmiş *P. bedriagae* bireyleri

3.3. Radyoaktivite Ölçümleri ve Doz Hesaplamaları

Örneklerin doğal ve yapay radyoaktivite ölçümleri yüksek saflıkta germanyum (HPGe) dedektör temelli gama ışıını spektrometresi (AMATEK-ORTEC (GEM40P4-83)) ile gerçekleştirilmiştir. Bu dedektör çeşidi yarı iletken bir detektördür. Yarı iletken dedektörlerde, iyonize radyasyon fiziğinde gelen yüklü parçacık ya da fotonların etkisini ölçmek için yarı iletken bir materyal (genellikle silikon ya da germanyum) kullanılmaktadır. Yarı iletken dedektörlerin, radyasyon korunması, gamma ve X ışıını spektrometresi ve parçacık dedektörleri fiziğinde yaygın kullanım alanları bulunmaktadır (Anonim 2019a). Yarı iletken dedektörlerde iyonize radyasyon, dedektör materyali içerisinde iki elektrot arasına yerleştirilmiş yük taşıyıcılarının serbestleşme sayısı ile ölçülmektedir. İyonize radyasyon, serbest elektron ve elektron boşlukları oluşturur. Bu elektron-boşluk çifti sayısı yarı iletkene ulaşan radyasyon enerjisi ile orantılıdır.

Germanyum dedektörleri, iç (I) bölgesinin iyonize edici radyasyona, özellikle de X ışınlarına ve gama ışınlarına duyarlı olduğu bir P-I-N yapısına sahip yarı iletken diyetotlardır. İç bölgedeki X ve gama ışınlarının etkileşimi ile üretilen yük taşıyıcılar, elektrik alan tarafından toplanan P ve N elektrotlarına iletilir. Son olarak, bir entegral yüke duyarlı ön yükselticisi, genlikleri gelen fotonun enerjisiyle orantılı olan bir voltaj sinyali üretir (Anonim 2019b). Bu sinyal Analog Dijital Dönüştürücü’de sayısal bir veri haline getirilir ve çok kanallı analizörde (MCA) spektrum olarak kaydedilir.



Şekil 3.24. Gama Spektrometre Sistemi Blok Şeması (Cesur 2015)



Şekil 3.25. Akdeniz Üniversitesi Fizik Bölümü Nükleer Fizik laboratuvarında bulunan yüksek saflıkta germanyum (HPGe) dedektörü



Şekil 3.26. HPGe dedektörde doğal radyoaktivite ölçümlerinin alınması

3.3.1. Enstrümantasyon: Sistem ve dedektör kalibrasyonu

Çalışmada yukarıda da belirtildiği üzere; örneklerin doğal ve yapay radyoaktivite ölçümleri yüksek saflıkta germanyum (HPGe) dedektör bazlı gama ışını spektrometresi (AMATEK-ORTEC (GEM40P4-83)) ile gerçekleştirilmiştir. Dedektör, ^{57}Co için 122 keV’de 768 eV çözünürlük (FWHM) değerine, ^{60}Co için 1332 keV’de 1,85 keV FWHM değerine ve %40 bağıl erimliliğe sahiptir. IRat, ORTEC güç desteği, spektroskopi yükseltici, analog-dijital çevirici ve bilgisayar içeren NIM (nükleer enstrümantasyon modülü)’e bağlıdır. Dedektör, iç yüzeyi kurşundan kaynaklanan gama ışınlarından zırhlama yapması için 2 mm kalın bakır ile kaplanmış 10 cm kalın kurşun zırhlama içerisine yerleştirilmiştir. Veri toplanması ve analizi MAESTRO32 (ORTEC) yazılımları ile gerçekleştirilmiştir.

Spektrometrenin enerji kalibrasyonu içerisinde ^{133}Ba , ^{22}Na , ^{54}Mn , ^{109}Cd , ^{60}Co , ^{57}Co ve ^{137}Cs izotopları içeren 47 ile 1836 keV aralığında gama ışınları yayımlayan nokta kaynak seti ile gerçekleştirilmiştir. Örneklerin aktivite konsantrasyonları, örneklerle aynı geometrideki IAEA-RGU-1, IAEA-RGTh-1 ve IAEA-RGK-1 referans kaynakları kullanılarak yapılmıştır. İstatistiksel analiz için her full enerji piki altında minimum 20000 sayım olmasına dikkat edilmiştir.

HPGe gama spektrometre sisteminin minimum dedekte edilebilen aktivite değerleri ^{238}U ve ^{232}Th için 0,4 bq/kg ve ^{40}K için 4 bq/kg olarak alınmıştır (Özmen 2017).

3.3.2. Arka plan radyoaktivite ölçümleri

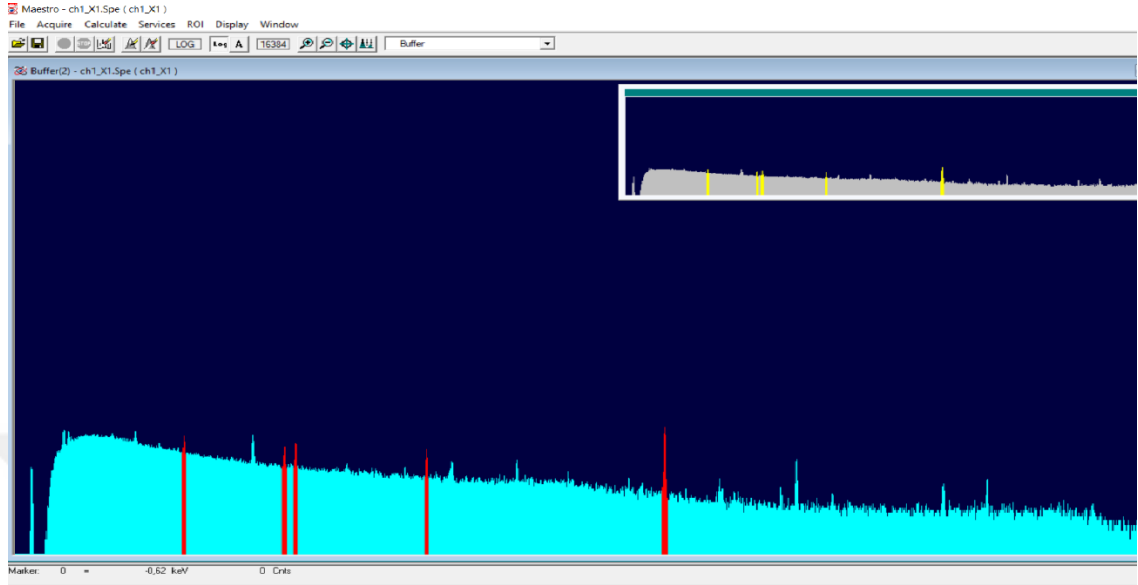
Örneklerin içinde bulunduğu silindirik kaplar dedektörün ön yüzüne yerleştirilmiş ve herbiri için 86400 sn olmak üzere sayım alınmıştır. Ortamın arka plan radyasyon değerleri ve referans örnekleri aynı şartlarda 86400 sn sayılmıştır. Dedektör ortamının arka plan değerleri örneklerin spektrumlarından çıkartılmıştır. ^{238}U ve ^{232}Th aktivite konsantrasyon değerleri bu çekirdeklerin bozunum ürünlerinden dolaylı olarak hesaplanmıştır. ^{137}Cs ve ^{40}K değerleri ise doğrudan gama ışını piklerinden hesaplanmıştır. ^{238}U 'nun aktivite konsantrasyon değerlerini hesaplamak için bozunum ürünlerinden ^{214}Pb ve ^{214}Bi kullanılırken ^{228}Ac konsantrasyonu ise ^{232}Th 'nin değerlerini hesaplamak için kullanılmıştır. Bu yöntemde bozunum ürünlerinden, ^{238}U ve ^{232}Th 'nin kararlı durumlarının konsantrasyon oranlarının ölçülmesi oldukça önemlidir (Bowie vd. 1971; Killen 1979).

Fizikokimyasal süreçler sebebiyle sızıntı ve yayılma dengesizliği gibi durumlar ^{238}U bozunum serilerinde sıklıkla karşılaşılan durumlardır. Denge halinden sapmanın en önemli sebeplerinden birisi örnek matris ortamından sızan gaz formundaki radondur. ^{238}U 'nun bozunum serisinde farklı elementler yer aldığı için bunların aynı ortamda farklı reaksiyonlar göstermesi mümkündür. Örneğin, radyum, uranyum ve toryum izotopları ayrılır ve bu izotoplarda sızıntılar meydana gelmesi başka bir olasılık olarak göz önünde bulundurulmalıdır (Killen ve Carmichael 1976). Denge süresi, her seride yer alan en uzun ömürlü izotopların yarı ömrü ile belirlenir. ^{238}U serisinde bu ^{234}U ($t_{1/2}$ 250 000 y) ve ^{232}Th serisinde ise ^{228}Ra ($t_{1/2}$ 5.75 y) izotopudur (Dickson vd. 1982). Böylece ^{238}U ve ^{232}Th serilerinin dengeye erişebilmesi için yaklaşık olarak 10^6 ve 40 yıl gerekmektedir. Bu sebeple ^{214}Pb ve ^{214}Bi 'nin aktivite konsantrasyonları ^{238}U 'nun kendisi yerine ^{226}Ra 'nın içeriği olarak düşünülmelidir. ^{232}Th 'nin bozunum ürünleri görece kısa ömürlü olduklarından ^{232}Th ve ^{228}Ac sürekli denge halinde kabul edilir. Bu yüzden ^{228}Ac konsantrasyonu ^{232}Th konsantrasyonunu belirtmektedir (Yaprak ve Aslani 2010).

^{238}U 'nun konsantrasyonunun belirlenmesi için ^{214}Pb 'nin 351.9 keV ve ^{214}Bi 'nin 609.3 keV gama geçişleri kullanılmıştır. ^{232}Th için ise ^{228}Ac 'nin 911.2 keV, ^{40}K 'nin ise 1461.0 keV gama geçişleri kullanılmıştır. Analiz edilen örneklerde aktivite konsantrasyonlarının hesaplanması için denklem 3.1 kullanılmıştır:

$$A = \frac{N}{\epsilon \times P \times t \times m} \quad (3.1)$$

Burada N tam enerji pikinin altındaki net sayımı, ε belirli enerjide dedektör verimi, P gama bozunumunun gerçekleşme olasılığını, t sayım süresini (s) ve m örnek kütlesini göstermektedir.



Şekil 3.27. ORTEC-MAESTRO analiz programında aktivite konsantrasyonlarının hesaplanması

3.3.3. Radyasyon tehlike indislerinin hesaplanması

Radyasyon maruziyetinin organizmalar ve ekosistem üzerindeki etkilerini hesaplamak amacıyla farklı radyasyon sağlık tehlike indisleri analiz edilmektedir (Agbalagba ve Onoja 2011; Diab vd. 2008; Kabir vd. 2009; Senthilkumar vd. 2010; Zarie ve Mugren 2010). Bu çalışmada 6 farklı indis üzerinden hesaplamalar yapılmıştır. Bu hesaplamalar gerçekleştirilirken ^{238}U için ölçülen ^{214}Pb aktivite konsantrasyon değerleri, ^{232}Th için ise ^{228}Ac aktivite konsantrasyon değerleri kullanılmıştır.

3.3.3.1. Soğurulan doz oranı (D)

Toprak gibi canlı organizmalarda bir radyasyon kaynağı olarak tanımlanabilir. Bunun sebebi elementlerin birikimleridir. Doğal radyonüklitlerden kaynaklanan maruziyeti değerlendirmek için absorbe edilen doz oranı ^{238}U için $0.462 \text{ nGyh}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, ^{232}Th için $0.621 \text{ nGyh}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ve ^{40}K için $0.0417 \text{ nGyh}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ dönüştürme faktörleri kullanılarak aşağıdaki denkleme göre hesaplanmıştır (UNSCEAR 2000).

$$D (\text{nGyh}^{-1}) = 0.462 \times A_{\text{U}} + 0.623 \times A_{\text{Th}} + 0.0414 \times A_{\text{K}} \quad (3.2)$$

A_{U} , A_{Th} ve A_{K} , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K için her örnek için ayrı ayrı aktivite konsantrasyonlarını ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) belirtmektedir.

3.3.3.2. Radyum eşdeğer aktivite indeksi (REA)

Çalışma alanından toplanan örneklerde tespit edilen ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K konsantrasyonları ve dağılımları aynı değildir. Radyum eşdeğer aktivite indeksi bu

radyonüklitlerin radyasyon tehlikelerini tek bir değer olarak ölçebilmek için yaygın olarak kullanılan radyolojik bir indekstir (Beretka ve Matthew 1985):

$$Ra_{eq} = A_{Ra} + 1.43 \times A_{Th} + 0.077 \times A_K \quad (3.3)$$

$$Ra_{eq} = REA$$

A_U , A_{Th} ve A_K , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K için her örnek için ayrı ayrı aktivite konsantrasyonlarını ($Bq \cdot kg^{-1}$) belirtmektedir. Yukarıdaki denkleme göre Ra_{eq} hesaplanırken ^{226}Ra için $10 Bq \cdot kg^{-1}$, ^{232}Th için $7 Bq \cdot kg^{-1}$ ve ^{40}K için $130 Bq \cdot kg^{-1}$ oranlarının aynı gama ışını doz oranı ürettiği kabul edilir.

3.3.3.3. Yıllık etkin doz eşdeğeri (AED)

Yıllık etkin doz eşdeğerini hesaplamak adına havadan absorbe edilen doz miktarının dönüşüm katsayısı hesaba katılmalıdır. UNSCEAR (2000) raporuna göre bu denklem aşağıdaki gibi tanımlanmıştır.

$$AED = D \times DCF \times OF \times T \quad (3.4)$$

Burada AED $mSv \cdot y^{-1}$ cinsinden yıllık efektif doz eşdeğerini, D absorbe edilen doz değerini ($nGy \cdot h^{-1}$), DCF doz dönüşüm katsayısını ($0.7 SvGy^{-1}$) $\times 10^{-3}$ ve OF ise dış mekan işgal faktörü (0.2) (UNSCEAR 2000) belirtir. T ise saat olarak bir yıllık süreyi ($8760 h \cdot y^{-1}$) gösterir.

3.3.3.4. Hayat boyu kanser riski (ELCR)

Bu indeks maruz kalınan seviyeye bağlı olarak kanser gelişme olasılığı ile ilgilenir. Belirlenen dozda meydana gelebilecek ekstra kanser sayısı olarak gösterilmiştir. Hayat boyu kanser riski,

$$ELCR = AED \times DL \times RF \quad (3.5)$$

denklemini ile ifade edilir (Kurnaz vd. 2007; Taskin vd. 2009). Burada AED yıllık eşdeğer doz katsayısını, DL yaşam süresini (burada 2 yıl olarak alınmıştır) ve RF (S/v) risk faktörünü, örneğin her sievert başına ölümcül kanser riski, verir. Genel olarak stokastik etkiler için RF değeri toplum bakımından 0,05 olarak belirtilmektedir (ICRP 1990).

3.3.3.5. Dış tehlike indisi (EHI)

Gama radyasyonunun dış tehlike indisi H_{ex} şeklinde gösterilir. Dış tehlike indisi ortamdaki doğal radionüklitlerden dış maruziyet sonucu oluşan tehlike riskini hesaplamak için kullanılmaktadır. Bu indisi Denklem 3.7'e göre hesaplanmaktadır (Beretka and Matthew, 1985; UNSCEAR, 2000).

$$H_{ex} = A_U/370 + A_{Th}/258 + A_K/4810 \quad (3.6)$$

A_U , A_{Th} ve A_K , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K için her örnek için ayrı ayrı aktivite konsantrasyonlarını ($Bq \cdot kg^{-1}$) belirtmektedir.

3.3.3.6. İç tehlike indisi (IHI)

İç tehlike indisi H_{in} şeklinde gösterilebilir. İç radyasyon maruziyeti, radon ve diğer kısa ömürlü ürünlerinin solunum organları açısından oluşturduğu tehlikeyi değerlendirmektedir (Hassan and Khoo, 2014). İç tehlike indisi Denklem 3.8 ile hesaplanır (Beretka ve Matthew, 1985).

$$H_{in} = A_U/185 + A_{Th}/259 + A_K/4810 \quad (3.7)$$

A_U , A_{Th} ve A_K , ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K için her örnek için ayrı ayrı aktivite konsantrasyonlarını ($Bq \cdot kg^{-1}$) belirtmektedir.

3.3.4. İstatistik

Bütün istatistiksel hesaplamalar IBM SPSS 20.00 ile gerçekleştirilmiştir. Yapılan değerlendirmelerde; verilerin Kolmogorov-Smirnov Normallik testi ile analizinde parametrik varsayımları sağladığı ve normal dağıldığı tespit edilmiştir. Bunun için değişkenler ile ilgili parametrik testler (ANOVA) kullanılmıştır. Gerek aktivite konsantrasyonları, gerekse zarar indisleri bakımından lokaliteler arasında fark olup olmadığının tespit edilmesinin yanında farkların hangi lokaliteler arasında olduğunun, ya da hangi lokalitelerin ilgili değişkenler bakımından birbirine benzer olduğunun tespit edilmesi de önemlidir. Bunun için lokaliteler arasında ilgili değişkenler bakımından Çoklu Karşılaştırma Testleri gerçekleştirilmiştir. Bu testler uygulanırken benzer çalışmalarda en çok kullanılan ve oldukça güvenilir testler olan Tukey HSD ve Duncan testleri kullanılmıştır. Ayrıca lokalitelerin yüksekliğine bağlı olarak radyonüklitlerin ve indislerin dağılımını değerlendirmek üzere Pearson korelasyon testi uygulanmıştır. İstatistiksel analizlerin her aşmasında hata payı (α) $p \leq 0.05$ olarak alınmıştır.

4. BULGULAR

Doktora tezi kapsamında; Mersin Akkuyu Nükleer Enerji Santrali çevresinde güvenlik zonu olarak tabir edilen, yarıçapı 30 km olan daire içerisinde kalan alanda belirlenen 5 lokalitede arazi çalışmaları gerçekleştirilmiş olup, yakalanan *P. bedriagae* bireylerinin doğal radyonüklit seviyeleri ölçülmüş ve radyolojik zarar indisleri hesaplanmıştır. Bu kapsamda elde edilen veriler ve gerçekleştirilen istatistiksel değerlendirmeler aşağıda sunulmuştur.

4.1. Verilerin Analizi ve İstatistiksel Değerlendirmeler

Yapılan değerlendirmelerde; verilerin Kolmogorov-Smirnov Normallik testi ile analizinde parametrik varsayımları sağladığı ve normal dağıldığı tespit edilmiştir. Bunun için değişkenler ile ilgili parametrik testler kullanılmıştır.

4.1.1. Verilerin dağılımı ve tanımlayıcı istatistik

Çizelge 4.1. *P. bedriagae* Bireylerinin Ağırlık Ortalama ve Min-Max Değerleri

Ağırlık (gr)			
Lokalite	Ortalama $\pm$ Standart Hata	Minimum	Maximum
1	83,90 $\pm$ 2,07	79,13	89,19
2	88,06 $\pm$ 1,72	83,78	91,85
3	85,33 $\pm$ 2,69	77,65	89,32
4	93,63 $\pm$ 1,15	91,29	96,65
5	88,48 $\pm$ 5,23	77,97	98,31
Total	87,89 $\pm$ 1,35	77,65	98,31

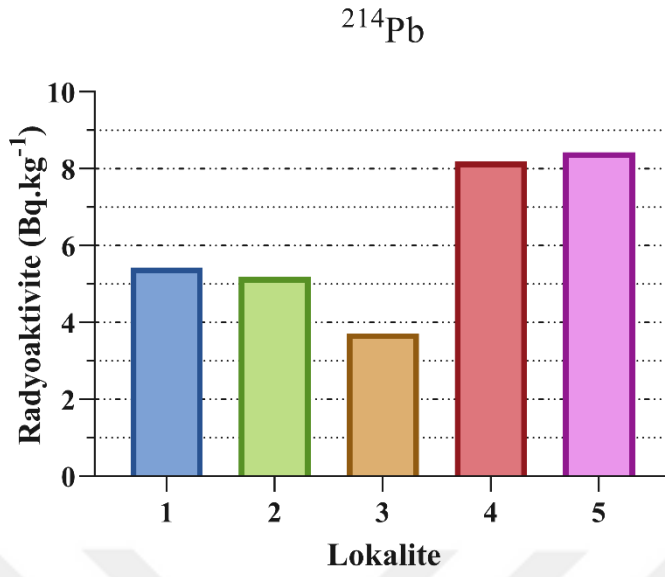
Arazi çalışmaları sonucu elde edilen bireylerin lokalitelere göre ölçülen homojenize numune ağırlıkları incelendiğinde ortalaması en düşük değer 1. lokalitede, en yüksek değerin ise 4. lokalitede olduğu görülmektedir. Lokaliteler arasında homojenize numune ağırlığı minimum değeri lokalite 3'te maksimum değeri ise lokalite 5'te gözlenmiştir (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.2. Aktivite Konsantrasyon Ortalamaları

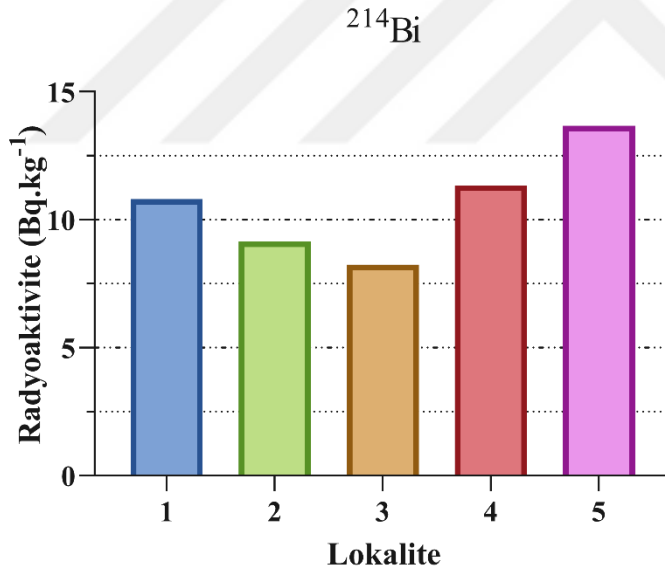
	Lokalite 1 N=12	Lokalite 2 N=11	Lokalite 3 N=12	Lokalite 4 N=12	Lokalite 5 N=12	Toplam N=59
Radyoizotop	AKTİVİTE KONSANTRASYONU (Bq/kg) (Ortalama ± Standart Hata)					
²¹⁴ Pb	5.44±1.45	5.19±1.99	3.73±1.12	8.19±1.13	8.43±1.66	6.19±0.68
²¹⁴ Bi	10.80±1.64	9.16±2.55	8.25±1.92	11.35±1.37	13.67±2.38	10.67±0.90
²²⁸ Ac	7.87±1.87	9.95±2.35	11.76±2.13	10.99±1.71	15.56±4.51	11.25±1.22
⁴⁰ K	55.41±6.25	58.37±5.93	84.67±17.54	102.05±3.16	131.80±32.15	86.94±8.29
Radyolojik Zarar İndisleri	(Ortalama ± Ortalama Std)					
GDR (nGy/h)	10.94±1.59	10.08±1.55	13.59±2.27	15.57±1.37	20.22±4.58	14.15±1.22
REA (Bq/kg)	23.65±3.54	21.87±3.47	29.32±4.92	33.34±3.08	43.40±9.89	30.46±2.64
AED (µSv/y)	13.42±1.95	12.37±1.90	16.67±2.78	19.10±1.68	24.80±5.61	17.35±1.49
ELCR	2.01±0.29	2.19±0.44	2.50±0.42	2.87±0.25	3.72±0.84	2.67±0.23
EHI	0.07±0.01	0.06±0.01	0.08±0.01	0.09±0.00	0.12±0.03	0.08±0.00
IHI	0.09±0.01	0.08±0.01	0.10±0.02	0.11±0.01	0.15±0.03	0.10±0.00

Çizelge 4.3. Aktivite konsantrasyon min-max değerleri

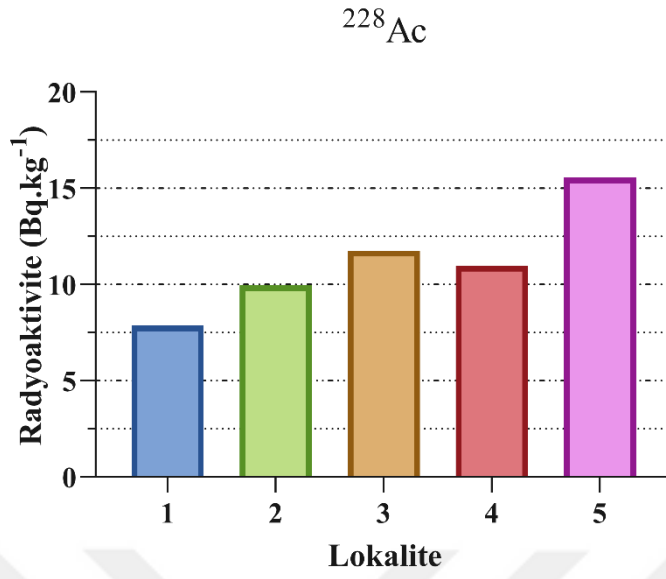
	Lokalite 1 N=12		Lokalite 2 N=11		Lokalite 3 N=12		Lokalite 4 N=12		Lokalite 5 N=12		Toplam N=59	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Radyoizotop	AKTİVİTE KONSANTRASYONU (Bq/kg)											
²¹⁴ Pb	0,00	11,99	0,00	18,22	0,00	11,16	3,62	15,53	0,10	18,44	0,00	18,44
²¹⁴ Bi	3,31	20,12	0,00	23,12	0,00	20,54	0,49	18,66	4,20	34,51	0,00	34,51
²²⁸ Ac	0,48	20,50	0,00	20,76	0,00	23,08	0,04	19,24	-0,04	53,56	-0,04	53,56
⁴⁰ K	0,00	77,85	29,42	94,49	0,00	200,43	82,42	125,15	35,76	406,46	0,00	406,46
Radyolojik Zarar İndisleri												
GDR (nGy/h)	2,56	21,14	1,50	15,69	0,52	26,03	5,25	23,21	7,04	62,40	,52	62,40
REA (Bq/kg)	5,69	46,48	2,88	34,29	1,12	56,56	10,33	50,47	14,76	134,36	1,12	134,36
AED (μSv/y)	3,14	25,93	1,84	19,24	0,63	31,92	6,44	28,46	8,64	76,53	0,63	76,53
ELCR	0,47	3,89	0,28	4,81	0,10	4,79	0,97	4,27	1,30	11,48	0,10	11,48
EHI	0,02	0,13	0,01	0,09	0,00	0,15	0,03	0,14	0,04	0,36	0,00	0,36
IHI	0,02	0,16	0,01	0,13	0,01	0,19	0,04	0,18	0,06	0,43	0,01	0,43



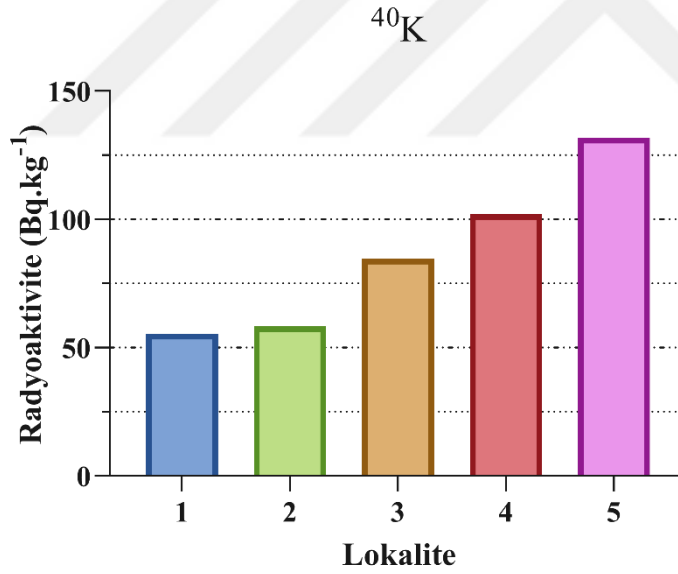
Şekil 4.1. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ^{214}Pb radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı



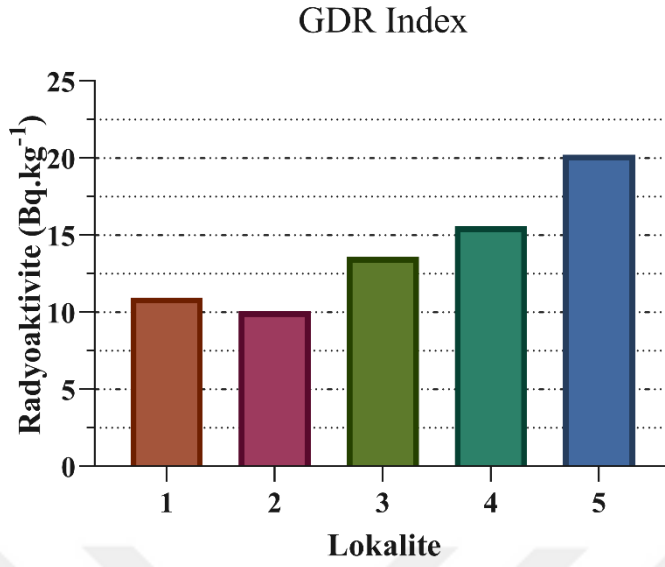
Şekil 4.2. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ^{214}Bi radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı



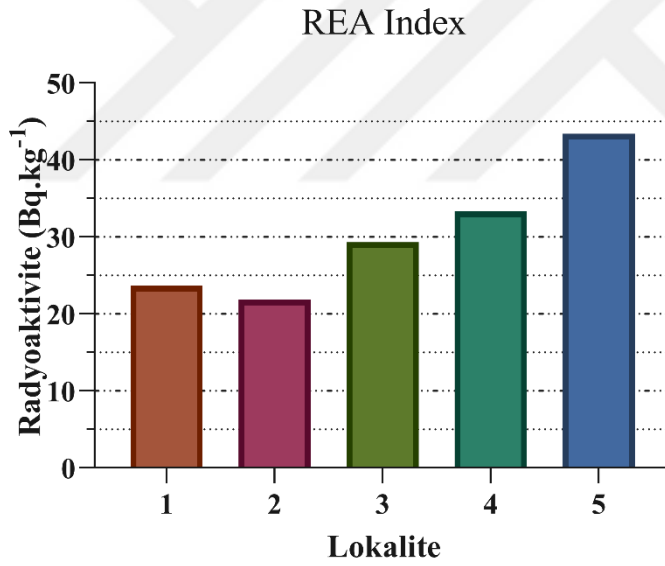
Şekil 4.3. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ^{228}Ac radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı



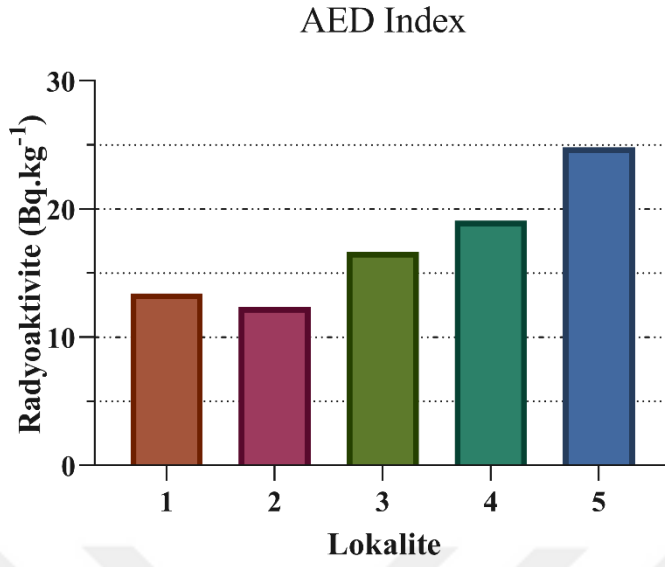
Şekil 4.4. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ^{40}K radyonüklit birikim seviyelerinin dağılımı



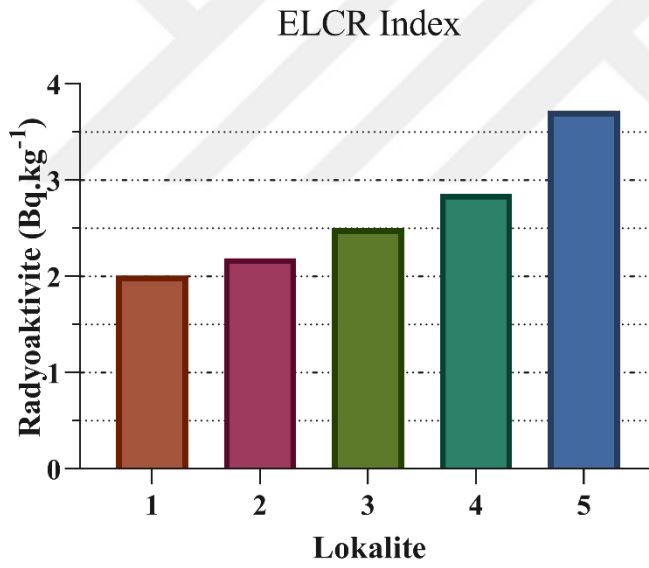
Şekil 4.5. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre GDR indis seviyelerinin dağılımı



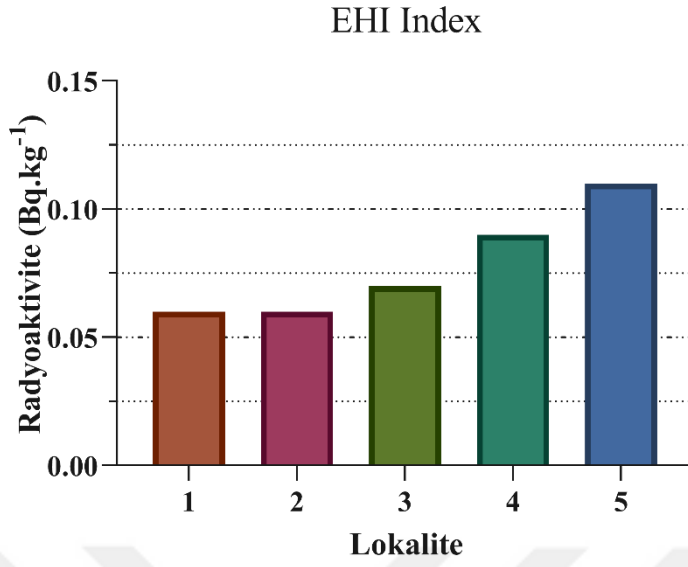
Şekil 4.6. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre REA indis seviyelerinin dağılımı



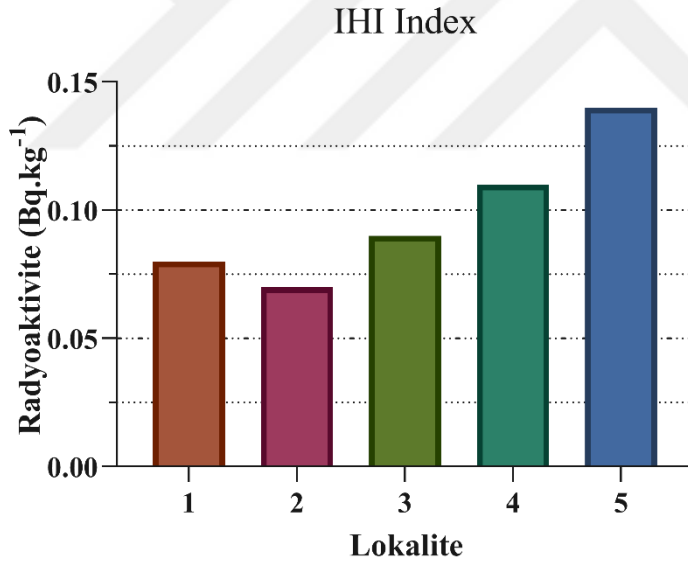
Şekil 4.7. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre AED indis seviyelerinin dağılımı



Şekil 4.8. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre ELCR indis seviyelerinin dağılımı



Şekil 4.9. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre EHI indis seviyelerinin dağılımı



Şekil 4.10. *P. bedriagae* bireylerinin homojenize tüm vücut numunelerinde lokalitelere göre IHI indis seviyelerinin dağılımı

4.2. Lokaliteler, Aktivite Konsantrasyonları ve Zarar İndisleri Arasındaki İlişkilerin Değerlendirilmesi

Lokaliteler bakımından Aktivite Konsantrasyonları ve Zarar İndisleri arasında fark bulunup bulunmadığı ANOVA testi ile değerlendirilmiş olup, elde edilen bulgular ve analiz sonuçları aşağıdaki çizelgelerde verilmiştir.

Çizelge 4.4. Lokaliteler ile Aktivite Konsantrasyonları ve Zarar İndislerinin ANOVA ilişkilerini gösteren ANOVA sonuçları

ANOVA						
		Karelerin Toplamı	df	Karelerin Ortalaması	F	p
²¹⁴ Pb	Gruplar arası	194,38	4	48,60	1,87	0,13
	Grup içi	1406,57	54	26,05		
	Toplam	1600,96	58			
²¹⁴ Bi	Gruplar arasında	209,41	4	52,35	1,11	0,36
	Gruplar içinde	2552,55	54	47,27		
	Toplam	2761,97	58			
²²⁸ Ac	Gruplar arasında	381,61	4	95,40	1,09	0,37
	Gruplar içinde	4746,21	54	87,89		
	Toplam	5127,82	58			
⁴⁰ K	Gruplar arasında	47852,50	4	11963,13	3,45	0,01
	Gruplar içinde	187400,64	54	3470,38		
	Toplam	235253,14	58			
GDR (nGy/h)	Gruplar arasında	775,79	4	193,95	2,44	0,05
	Gruplar içinde	4287,93	54	79,40		
	Toplam	5063,71	58			
REA (Bq/kg)	Gruplar arasında	3491,91	4	872,9	2,31	0,06
	Gruplar içinde	20343,96	54	376,74		
	Toplam	23835,87	58			
EHI	Gruplar arasında	0,02	4	0,00	2,27	0,07
	Gruplar içinde	0,14	54	0,00		
	Toplam	0,16	58			

Çizelge 4.4'ün devamı

AED ($\mu\text{Sv/y}$)	Gruplar arasında	1166,86	4	291,71	2,44	0,05
	Gruplar içinde	6449,93	54	119,44		
	Toplam	7616,79	58			
IHI	Gruplar arasında	0,04	4	0,00	2,26	0,07
	Gruplar içinde	0,21	54	0,00		
	Toplam	0,25	58			
ELCR	Gruplar arasında	21,72	4	5,43	1,86	0,13
	Gruplar içinde	157,76	54	2,92		
	Toplam	179,48	58			

Not: Çizelgede p sütununda gösterilen değerlerden 0,05 değerine eşit olan değişkenler ile bu değerden daha düşük değere sahip olan değişkenler için lokaliteler arasında istatistiksel anlamda farklılıklar bulunmaktadır. Diğerleri arasında ise fark bulunmamaktadır.

Analiz sonuçları değerlendirildiğinde;

^{214}Pb , ^{214}Bi ve ^{228}Ac radyoizotop aktivite değerleri bakımından lokaliteler arasındaki farklar istatistiksel olarak anlamlı değildir (sırasıyla, ^{214}Pb : $F=1.87$, $df_1=4$, $df_2=54$, $p=0,13$; ^{214}Bi : $F= 1.11$, $df_1=54$, $df_2=54$, $p=0,36$; ^{228}Ac : $F= 1.09$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0,37$). Ancak, ^{40}K bakımından lokaliteler arasındaki farklar istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (^{40}K : $F= 3.45$, $df_1= 4$ $df_2= 54$, $p= 0.01$).

REA, EHI, IHI VE ELCR radyolojik zarar indisleri bakımından lokaliteler arasındaki farklar istatistiksel olarak anlamlı değildir (sırasıyla REA: $F=2.31$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.05$; EHI: $F= 2.26$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.07$; IHI: $F= 2.26$, $df_1=4$, $df_2= 54$, $p=0.07$; ELCR: $F= 1.86$, $df_1=4$ $df_2=54$, $p= 0.13$). Ancak GDR VE AED radyolojik zarar indisleri bakımından lokaliteler arasındaki farklar istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (GDR: $F= 2.44$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.05$; AED: $F= 2.44$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.05$).

4.3. Verilerin Çoklu Karşılaştırma Testleriyle Analizi

Gerek aktivite konsantrasyonları, gerekse zarar indisleri bakımından lokaliteler arasında fark olup olmadığının tespit edilmesinin yanında farkların hangi lokaliteler arasında olduğunun, ya da hangi lokalitelerin ilgili değişkenler bakımından birbirine benzer olduğunun tespit edilmesi de önemlidir. Bunun için lokaliteler arasında ilgili değişkenler bakımından Çoklu Karşılaştırma Testleri gerçekleştirilmiştir. Bu testler uygulanırken benzer çalışmalarda en çok kullanılan ve oldukça güvenilir testler olan Tukey HSD ve Duncan testleri kullanılmıştır. Test sonuçları her değişken için aşağıda çizelgeler halinde sunulmuştur.

Çizelge 4.5. ^{214}Pb Verileri

^{214}Pb			
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05
			1
Tukey HSD	Lokalite 3	12	3,73
	Lokalite 2	11	5,19
	Lokalite 1	12	5,44
	Lokalite 4	12	8,19
	Lokalite 5	12	8,34
	Sig.		0,20
Duncan	Lokalite 3	12	3,73
	Lokalite 2	11	5,19
	Lokalite 1	12	5,44
	Lokalite 4	12	8,19
	Lokalite 5	12	8,34
	Sig.		0,05

Çizelge 4.5'e göre ^{214}Pb aktivitesi bakımından lokaliteler arasında herhangi bir fark yoktur. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Çizelge 4.6. ^{214}Bi Verileri

^{214}Bi			
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05
			1
Tukey HSD	Lokalite 3	12	8,25
	Lokalite 2	11	9,16
	Lokalite 1	12	10,80
	Lokalite 4	12	11,35

Çizelge 4.6'nın devamı

	Lokalite 5	12	13,67
	Sig.		0,32
Duncan	Lokalite 3	12	8,25
	Lokalite 2	11	9,16
	Lokalite 1	12	10,80
	Lokalite 4	12	11,35
	Lokalite 5	12	13,67
	Sig.		0,09

Çizelge 4.6'ya göre ²¹⁴Bi aktivitesi bakımından lokaliteler arasında herhangi bir fark yoktur. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Çizelge 4.7. ²²⁸Ac Verileri

²²⁸ Ac			
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05
			1
Tukey HSD	Lokalite 1	12	7,87
	Lokalite 2	11	9,95
	Lokalite 4	12	10,99
	Lokalite 3	12	11,76
	Lokalite 5	12	15,56
	Sig.		0,29
Duncan	Lokalite 1	12	7,87
	Lokalite 2	11	9,95
	Lokalite 4	12	10,99
	Lokalite 3	12	11,76
	Lokalite 5	12	15,56

Çizelge 4.7'nin devamı

	Sig.		0,08
--	------	--	------

Çizelge 4.7'e göre ^{228}Ac aktivitesi bakımından lokaliteler arasında herhangi bir fark yoktur. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Çizelge 4.8. ^{40}K Verileri

^{40}K				
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05	
			1	2
Tukey HSD	Lokalite 1	12	55,41	
	Lokalite 2	11	58,37	
	Lokalite 3	12	84,67	84,67
	Lokalite 4	12	102,05	102,05
	Lokalite 5	12		131,80
	Sig.		0,32	0,30
Duncan	Lokalite 1	12	55,41	
	Lokalite 2	11	58,37	
	Lokalite 3	12	84,67	84,67
	Lokalite 4	12	102,05	102,05
	Lokalite 5	12		131,80
	Sig.		0,08	0,07

Diğer taraftan, Çizelge 4.8 incelendiğinde; ^{40}K aktivitesi bakımından lokaliteler arasında farklılar bulunmaktadır. Analize göre lokaliteler üç farklı grupta yer almaktadır. Buna göre; ilk olarak Lokalite 1 ve 2 için bulunan aktivite değerleri en düşük olup, bütün diğer gruplardan farklıdır. Oysa lokalite 5 en yüksek konsantrasyona sahip olmasıyla birlikte bütün diğer lokalitelerden farklıdır. Bunun yanında Lokalite 3 ve 4 kendi aralarında farksız ve diğer iki gruba benzerdir.

Çizelge 4.9. GDR İndisi Verileri

GDR (nGy/h)				
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05	
			1	2
Tukey HSD	Lokalite 2	11	10,08	
	Lokalite 1	12	10,94	
	Lokalite 3	12	13,59	
	Lokalite 4	12	15,57	
	Lokalite 5	12	20,22	
	Sig.		0,06	
Duncan	Lokalite 2	11	10,08	
	Lokalite 1	12	10,94	
	Lokalite 3	12	13,59	13,59
	Lokalite 4	12	15,57	15,57
	Lokalite 5	12		20,22
	Sig.		0,18	0,09

Çizelge 4.9 incelendiğinde GDR radyolojik zarar indisi bakımından lokaliteler arasında Tukey HSD testine göre herhangi bir fark gözlenmemiştir. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Ancak Duncan testine göre, lokaliteler üç farklı grupta yer almaktadır. Buna göre; ilk olarak Lokalite 1 ve 2 için bulunan aktivite değerleri en düşük olup, bütün diğer gruplardan farklıdır. Oysa lokalite 5 en yüksek konsantrasyona sahip olmasıyla birlikte bütün diğer lokalitelerden farklıdır. Bunun yanında Lokalite 3 ve 4 kendi aralarında farksız ve diğer iki gruba benzerdir.

Çizelge 4.10 REA İndisi Verileri

REA (Bq/kg)				
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05	
			1	2

Çizelge 4.10'nun devamı

Tukey HSD	Lokalite 2	11	21,87	
	Lokalite 1	12	23,65	
	Lokalite 3	12	29,32	
	Lokalite 4	12	33,34	
	Lokalite 5	12	43,40	
	Sig.		0,07	
Duncan	Lokalite 2	11	21,87	
	Lokalite 1	12	23,65	
	Lokalite 3	12	29,32	29,32
	Lokalite 4	12	33,34	33,34
	Lokalite 5	12		43,40
	Sig.		0,20	0,10

Çizelge 4.10 incelendiğinde REA radyolojik zarar indisi bakımından lokaliteler arasında Tukey HSD testine göre herhangi bir fark gözlenmemiştir. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Ancak Duncan testine göre, lokaliteler üç farklı grupta yer almaktadır. Buna göre; ilk olarak Lokalite 1 ve 2 için bulunan aktivite değerleri en düşük olup, bütün diğer gruplardan farklıdır. Oysa lokalite 5 en yüksek konsantrasyona sahip olmasıyla birlikte bütün diğer lokalitelerden farklıdır. Bunun yanında Lokalite 3 ve 4 kendi aralarında farksız ve diğer iki gruba benzerdir.

Çizelge 4.11. EHI İndisi Verileri

EHI				
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05	
			1	2
Tukey HSD	Lokalite 2	11	0,06	
	Lokalite 1	12	0,07	
	Lokalite 3	12	0,08	

Çizelge 4.11'in devamı

	Lokelite 4	12	0,09	
	Lokelite 5	12	0,12	
	Sig.		0,08	
Duncan	Lokelite 2	11	0,06	
	Lokelite 1	12	0,07	
	Lokelite 3	12	0,08	0,08
	Lokelite 4	12	0,09	0,09
	Lokelite 5	12		0,12
	Sig.		0,20	0,09

Çizelge 4.11 incelendiğinde EHI radyolojik zarar indisi bakımından lokaliteler arasında Tukey HSD testine göre herhangi bir fark gözlenmemiştir. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Ancak Duncan testine göre, lokaliteler üç farklı grupta yer almaktadır. Buna göre; ilk olarak Lokelite 1 ve 2 için bulunan aktivite değerleri en düşük olup, bütün diğer gruplardan farklıdır. Oysa lokalite 5 en yüksek konsantrasyona sahip olmasıyla birlikte bütün diğer lokalitelerden farklıdır. Bunun yanında Lokelite 3 ve 4 kendi aralarında farksız ve diğer iki gruba benzerdir.

Çizelge 4.12. AED İndisi Verileri

AED ($\mu\text{Sv/y}$)				
	Lokelite	N	Subset for alpha = 0.05	
			1	2
Tukey HSD	Lokelite 2	11	12,37	
	Lokelite 1	12	13,42	
	Lokelite 3	12	16,67	
	Lokelite 4	12	19,10	
	Lokelite 5	12	24,80	
	Sig.		0,06	
Duncan	Lokelite 2	11	12,37	

Çizelge 4.12'nin devamı

	Lokalite 1	12	13,42	
	Lokalite 3	12	16,67	16,67
	Lokalite 4	12	19,10	19,10
	Lokalite 5	12		24,80
	Sig.		0,18	0,09

Çizelge 4.12 incelendiğinde AED radyolojik zarar indisi bakımından lokaliteler arasında Tukey HSD testine göre herhangi bir fark gözlenmemiştir. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Ancak Duncan testine göre, lokaliteler üç farklı grupta yer almaktadır. Buna göre; ilk olarak Lokalite 1 ve 2 için bulunan aktivite değerleri en düşük olup, bütün diğer gruplardan farklıdır. Oysa lokalite 5 en yüksek konsantrasyona sahip olmasıyla birlikte bütün diğer lokalitelerden farklıdır. Bunun yanında Lokalite 3 ve 4 kendi aralarında farksız ve diğer iki gruba benzerdir.

Çizelge 4.13. IHI İndisi Verileri

IHI				
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05	
			1	2
Tukey HSD	Lokalite 2	11	0,08	
	Lokalite 1	12	0,09	
	Lokalite 3	12	0,10	
	Lokalite 4	12	0,12	
	Lokalite 5	12	0,15	
	Sig.		0,07	
Duncan	Lokalite 2	11	0,08	
	Lokalite 1	12	0,09	
	Lokalite 3	12	0,10	0,10

Çizelge 4.13'ün devamı

	Lokalite 4	12	0,12	0,12
	Lokalite 5	12		0,15
	Sig.		0,16	0,08

Çizelge 4.13 incelendiğinde IHI radyolojik zarar indisi bakımından lokaliteler arasında Tukey HSD testine göre herhangi bir fark gözlenmemiştir. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

Ancak Duncan testine göre, lokaliteler üç farklı grupta yer almaktadır. Buna göre; ilk olarak Lokalite 1 ve 2 için bulunan aktivite değerleri en düşük olup, bütün diğer gruplardan farklıdır. Oysa lokalite 5 en yüksek konsantrasyona sahip olmasıyla birlikte bütün diğer lokalitelerden farklıdır. Bunun yanında Lokalite 3 ve 4 kendi aralarında farksız ve diğer iki gruba benzerdir.

Çizelge 4.14. ELCR İndisi Verileri

ELCR				
	Lokalite	N	Subset for alpha = 0.05	
			1	2
Tukey HSD	Lokalite 1	12	2,01	
	Lokalite 2	11	2,19	
	Lokalite 3	12	2,50	
	Lokalite 4	12	2,87	
	Lokalite 5	12	3,72	
	Sig.		0,12	
Duncan	Lokalite 1	12	2,01	
	Lokalite 2	11	2,19	2,19
	Lokalite 3	12	2,50	2,50
	Lokalite 4	12	2,87	2,87
	Lokalite 5	12		3,72
	Sig.		0,28	0,05

Çizelge 4.14 incelendiğinde ELCR radyolojik zarar indisi bakımından lokaliteler arasında Tukey HSD testine göre herhangi bir fark gözlenmemiştir. Yani tüm lokaliteler bu aktivite bakımından istatistiksel olarak birbirinden farksızdır.

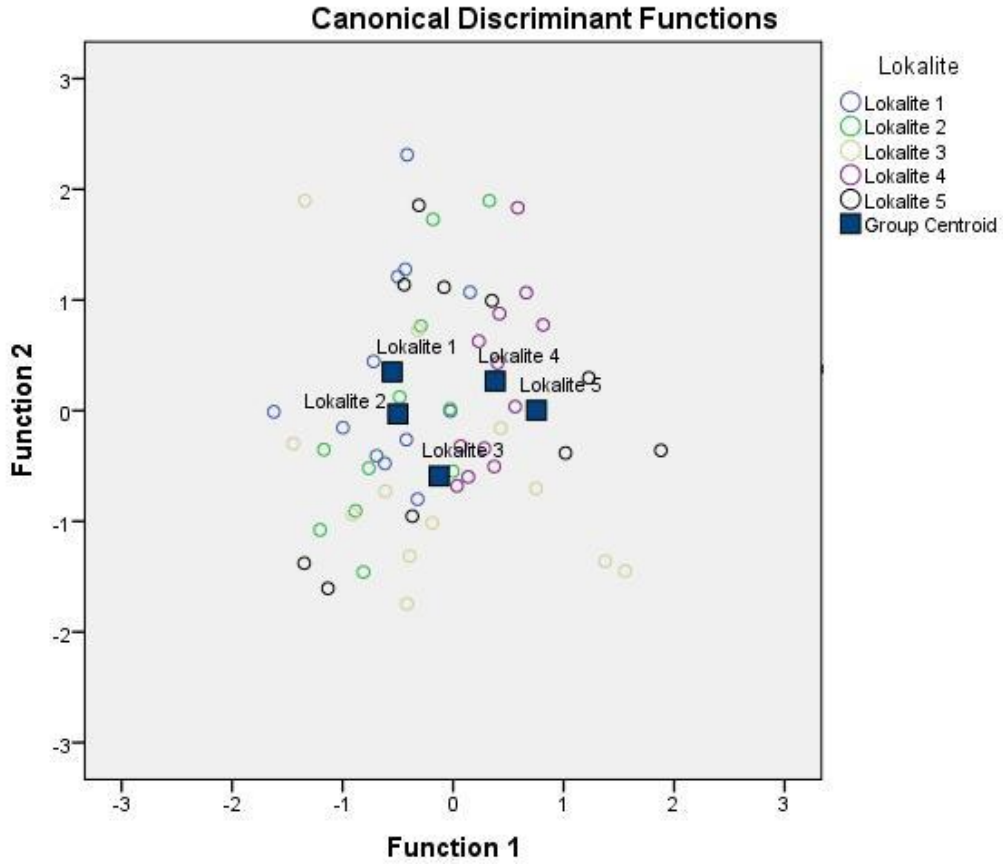
Ancak Duncan testine göre, lokaliteler üç farklı grupta yer almaktadır. Buna göre; ilk olarak Lokalite 1 için bulunan aktivite değerleri en düşük olup, bütün diğer gruplardan farklıdır. Oysa lokalite 5 en yüksek konsantrasyona sahip olmasıyla birlikte bütün diğer lokalitelerden farklıdır. Bunun yanında Lokalite 2, 3 ve 4 kendi aralarında farksız ve diğer iki gruba benzerdir.

Lokalitelerin yüksekliğine bağlı olarak radyonüklitlerin ve indislerin dağılımı

Çalışmada örnek toplanan lokaliteler (Lokalite 1-5) sırasıyla incelendiğinde deniz seviyesinden yüksekliklerinin (rakım) yaklaşık 15m, 130m, 300m, 435m ve 1000m olduğu görülmektedir. Lokalitelerin yüksekliği ile radyonüklit birikimi ve indislerin arasındaki ilişkiler değerlendirildiğinde: ^{40}K ile pozitif yönlü çok güçlü bir korelasyon saptanmıştır ($r=0,438$; $p=0.001$). Yine ^{228}Ac ile rakım arasında pozitif yönlü güçlü bir korelasyon bulunmuştur ($r=0,262$; $p=0,045$). Yani yükseklik arttıkça bu nüklitlerin konsantrasyonları artmaktadır. Diğer taraftan, diğer radyonüklitler ile rakım arasında istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon saptanmamıştır. GDR, REA, EHI, AED, IHI ve ELCR açısından ise rakım ile tüm indis değerleri arasında çok güçlü pozitif korelasyonlar saptanmıştır (sırasıyla; $r=0,381$; $p=0,003$; $r=0,374$; $p=0,004$; $r=0,370$; $p=0,004$; $r=0,381$; $p=0,003$; $r=0,363$; $p=0,005$; $r=0,347$; $p=0,007$). Yani bu durumda lokalitelerin yüksekliği arttıkça indislerde de oransal artışlar meydana gelmektedir.

4.4. Diskriminant Analizi

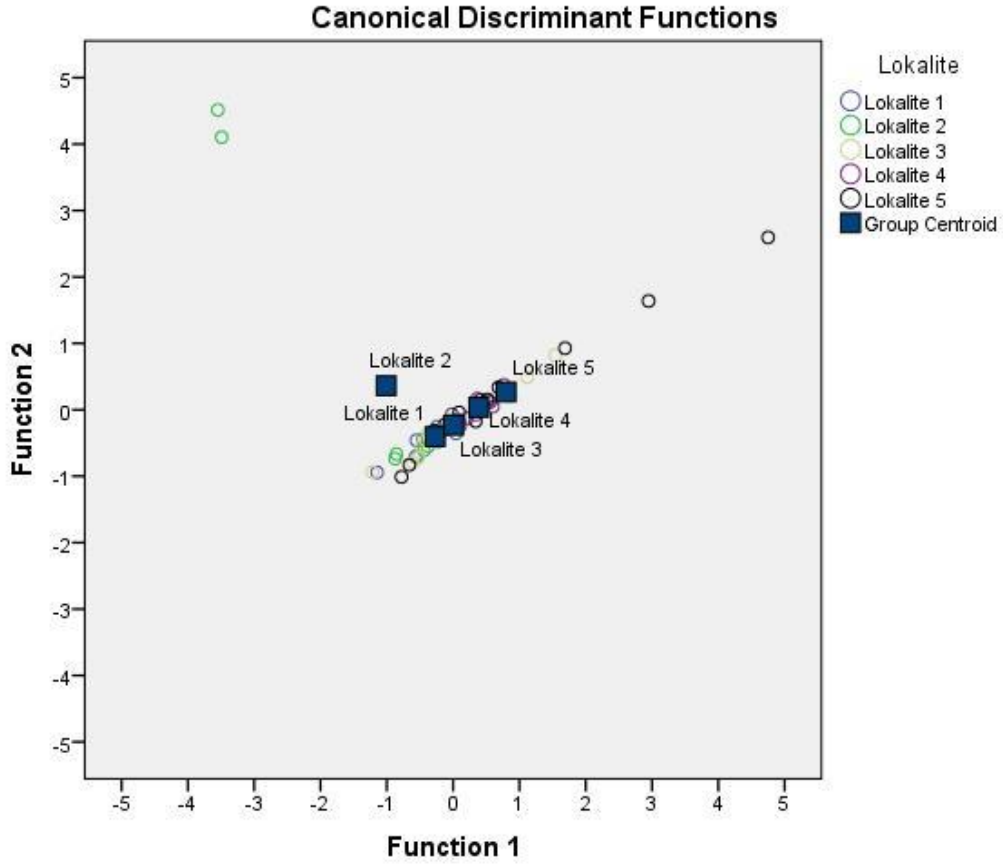
4.4.1 Nüklit diskriminant analizi



Şekil 4.11. Nüklit Diskriminant Analizi

Nüklit diskriminant analizi ile ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K radyonüklitlerinin lokaliteler arasında toplam dağılım oranları incelenmiştir. Analize göre, lokalite 1 ve 2 birbiri ile benzer ve diğer lokalitelerden farklı, lokalite 4 ve 5 birbiri ile benzer ve diğer lokalitelerden farklı ve lokalite 3 diğer bütün lokalitelerden farklı olarak gözlenmiştir.

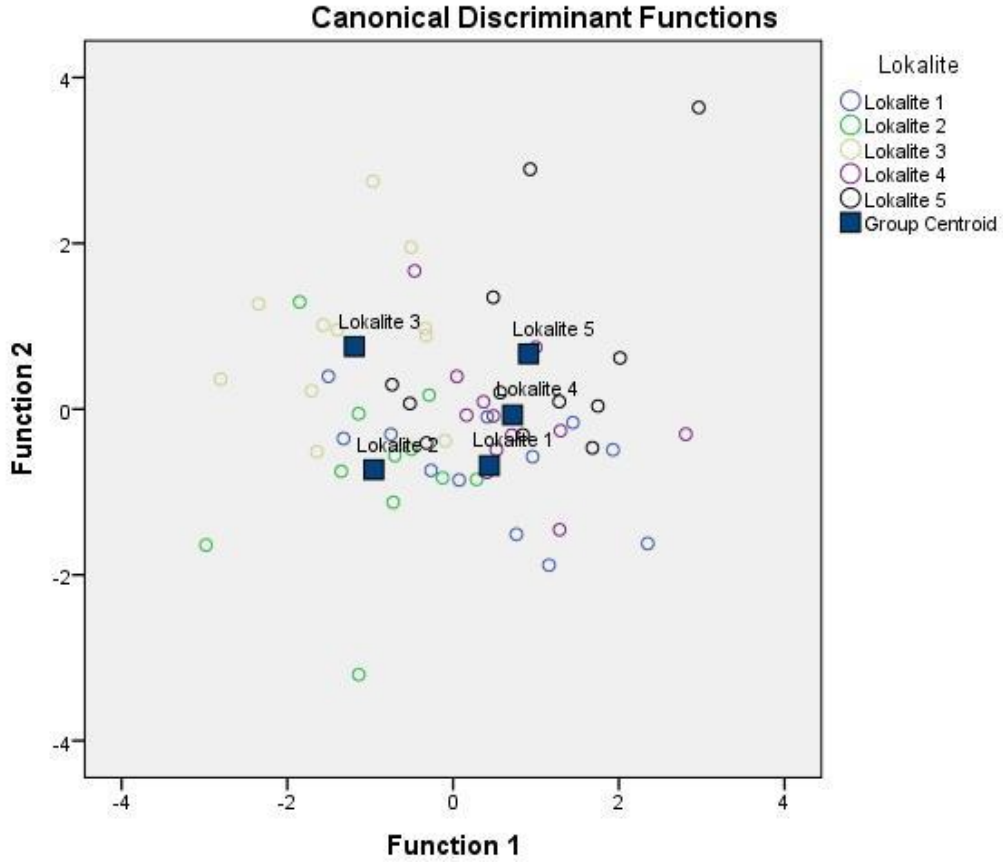
4.4.2 İndis diskriminant analizi



Şekil 4.12. İndis Diskriminant Analizi

İndis diskriminant analizi ile radyolojik zarar indisleri olan GDR, REA, AED, ELCR, EHI ve IHI parametreleri lokaliteler arasında toplam yük olarak değerlendirilmiştir. Analize göre, radyolojik zarar indisleri bakımındab lokaliteler 1,3,4 ve 5 kendi aralarında benzer ve diğerlerinden farklı, lokalite 2 ise diğer bütün lokalitelerden farklı olarak gözlenmiştir.

4.4.3. Birleşik diskriminant analizi



Şekil 4.13. Birleşik Diskriminant Analizi

Birleşik diskriminant analizi ile lokaliter arasında hem doğal radyonüklitler (^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K) hem de radyolojik zarar indisleri (GDR, REA, AED, ELCR, EHI ve IHI) toplam yük olarak değerlendirilmiştir. Analize göre, lokaliteler 1,4 ve 5 kendi aralarında benzer ve diğer lokalitelerden farklı, lokalite 3 diğer bütün lokalitelerden farklı ve lokalite 2 diğer bütün lokalitelerden farklı olarak gözlenmiştir.

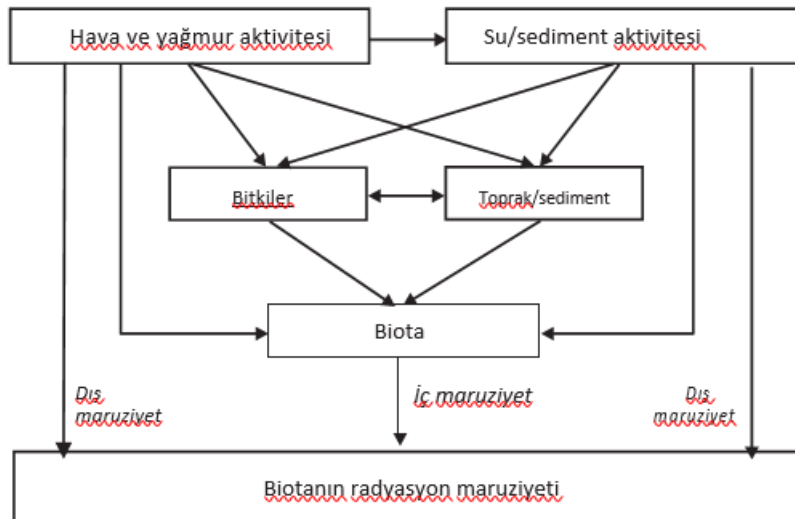
5. TARTIŞMA

Organizmaların iyonize radyasyona maruz kalması ve bununla ilgili fenomenler gezegen üzerindeki yaşamlarımızın devamlı ve ayrılmaz bir parçasıdır. Bu maruziyet genellikle doğal ve/veya insan eliyle oluşturulmuş kaynakların birleşiminden ortaya çıkmaktadır. Doğal radyasyona en büyük katkı yeryüzünün atmosferinde bulunan yüksek enerjili kozmik ışın ve yer kabuğundaki doğal radyoaktif kaynaklardan gelmektedir. Organizmaların hem iç hem de dış maruziyeti bu kaynaklardan gerçekleşmektedir.

Çevremizde karasal temelli doğal radyonüklitler bütün ortamlarda, insan vücudu da dahil olmak üzere, çok farklı oranlarda bulunmaktadır. Yalnızca dünyanın yaşına oranla karşılaştırılabilir ve oldukça uzun yarılanma ömürleri olan radyonüklitler ve bunların bozunum ürünleri de önemli miktarlarda bu tip ortamlarda bulunmaktadır. Organizmaların dış kaynaklardan doğal ışınlanması çoğunlukla ^{238}U ve ^{232}Th 'nin bozunum serilerinde yer alan radyonüklitlerden ve ^{40}K 'dan kaynaklanmaktadır. Bu radyonüklitler aynı zamanda beslenme, solunum ve sindirim gibi süreçler boyunca organizmaların içerisinde yer almakta ve alfa, beta parçacıkları ve gama ışınları ile çeşitli organları ışınlamaktadır (UNSCEAR 2000).

İyonize radyasyonun organizmalar üzerindeki etkileri 1945 yılında, X-ışınlarının ve radyoaktivitenin keşfinden sonra çalışılmaya başlanmıştır. İlk nükleer denemelerin gerçekleştirildiği 1945 yılından bu yana çevresel radyasyonun etkileri ve radyoaktif faktörlerin ekolojik etkileri ile ilgili endişeler artmış, bunun sonucunda biyota üzerinde çeşitli çalışmalar gerçekleştirilmeye başlanmıştır (UNSCEAR 1986).

Organizmaların radyasyon maruziyetine karşı verdikleri cevaplar biyomoleküllerden ekosistemlere kadar tüm basamaklarda çeşitli şekillerde ortaya çıkmaktadır.



Şekil 5.1. Biotanın radyasyon maruziyetini değerlendirmek için başlıca çevresel transfer yolları (UNSCEAR 2008)

Biyotanın maruz kaldığı başlıca çevresel radyasyon faktörleri ve yolları Şekil 5.1’de belirtilmiştir. Bir organizma (veya organizmanın bazı organları veya dokuları) tarafından alınan toplam radyasyon dozu, hem harici hem de dahili maruziyetten gelen katkıların toplamıdır. Dış maruziyet, habitattaki radyonüklitlerin seviyeleri, radyasyon kaynağı ile hedef arasındaki geometrik ilişkiler, çevredeki materyallerin koruyucu özellikleri, organizmanın boyutu ve radyonüklite özgü bozunma özellikleri gibi çeşitli faktörlerin karmaşık ve doğrusal olmayan etkileşimlerinden kaynaklanır (UNSCEAR 2008).

Antropojenik maruziyet kaynaklarının başında Nükleer Enerji Santralleri (NES) gelmektedir. Nükleer enerji santralleri temelde ısı kaynağı olarak nükleer reaktör kullanan termal enerji santralleridir. Dünyada 2018 itibariyle IAEA 30 ülkede 450 adet nükleer enerji reaktörü olduğunu rapor etmiştir (Anonim 2021b).

NES genel olarak elektrik enerjisi elde etmek için tasarlanır. Bir nükleer reaktör tarafından elektrik ilk defa 1948 yılında Oak Ridge, Tennessee’de X-10 Grafit Reaktör ile elde edilmiştir. Sonra 27 Haziran 1954’te Sovyetler Birliği dünyanın ilk elektrik üreten nükleer enerji santrali olan Obninsk Nükleer Enerji Santrali’ni kurmuştur. (Anonim 2021c).

Türkiye Cumhuriyeti Devleti 2010 yılında Rus kökenli bir nükleer enerji şirketi olan ROSATOM ile Mersin’in Büyükeceli ilçesinde VVER-1200 reaktörlü, dört adet güç ünitesine sahip olan ve toplamda 4800 MW güç kapasiteli Akkuyu Nükleer Güç Santrali’nin inşa edilmesini öngören bir işbirliği anlaşması imzalamıştır. Bu santral ülkemizin ilk nükleer enerji santrali olma özelliğini taşımaktadır.

Nükleer enerji her ne kadar kullanışlı bir alan olsa da kullanımı ile birlikte çeşitli sorumlulukları beraberinde getirmektedir. Hem çevresel hem de insan kaynaklı radyasyonun biyota üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesine yönelik ihtiyaç artık uluslararası arenada tanınmaktadır (ICRP 2003; UNSCEAR 1996). Tüm dünyada biyotanın üzerindeki çevresel radyasyonun etkilerinin değerlendirilmesi amacıyla pek çok yöntem uygulanmaktadır. Bu yöntemlerden biyodozimetri, insan olmayan biyota üzerindeki genel etkileri değerlendirmek amacıyla yaygın olarak kullanılmaktadır. Çevresel biyodozimetrinin avantajı, çevresel örnekleme ve doku kalıntısı analizleri tarafından sağlanan anlık görüntüden ziyade kümülatif ömür boyu doz tahmininin elde edilebileceğidir. Bununla birlikte, belki çevresel biyodozimetrinin en önemli avantajı, maruz kalan popülasyonlardaki ekolojik ve biyolojik etkilerle olan potansiyel ilgisidir (Ulsh 2003). Radyoaktivite alanında biyoindikatör/biyomonitör türler ile ilgili gerçekleştirilen çalışmalar öncelikle elde edilmesi daha kolay olan bitkiler ve memeliler üzerinde yoğunlaşmıştır. Ardından ekosistem hakkında daha ayrıntılı ve objektif bakış açısı yakalamak amacıyla omurgasızlar, kuşlar, sürüngenler ve amfibiler radyasyon çalışmalarında biyoindikatör türler olarak kullanılmaya başlanmıştır (Burger 2006).

Bir çok çalışmada amfibiler hem karasal hem sucul ekosistemlerin radyolojik değerlendirmeleri için referans biyomonitör organizmalar olarak kullanılmaktadır (UNSCEAR 2008). Sürüngenler ve amfibiler üzerinde yapılan çalışmalar, gözlem periyodu radyasyona bağlı ölüm oranlarının kaydedilmesi için uygun olduğu koşullarda bu grupların memeliler ve kuşlarınkine benzer bir radyasyon duyarlılığına sahip

olabileceğini düşündürmektedir (UNSCEAR 1996). Özellikle Amfibiler içerisinde yer alan Anura ordosu, radyasyonun yanı sıra diğer çevresel biyoizlem çalışmalarında da sıklıkla biyomonitör tür olarak kullanılmaktadır.

Çizelge 5.1. Anura ordosu üzerinde gerçekleştirilen biyoizlem çalışmalarından bazıları

Yazarlar	Tür	Konu
Zhelev vd. 2018	<i>Pelophylax ridibundus</i>	Güney Bulgaristan'daki bir çeltik ekosistemindeki <i>Pelophylax ridibundus</i> 'un (Amphibia: Ranidae) sağlık durumu ve çevresel durumu değerlendirmedeki önemi
Kuranova vd. 2005	<i>Bufo bufo</i> <i>Rana arvalis</i>	Çevre koşullarının bir göstergesi olarak Anura türlerinde kimyasal unsurların içeriğinin değerlendirilmesi
Kobelt ve Linsenmair, 1995	<i>Hyperolius viridiflavus</i>	Kamış kurbağası <i>Hyperolius viridiflavus</i> 'un (Amphibia, Anura, Hyperoliidae) kurak ortamına adaptasyonları
Bosch vd. 2011	<i>Odontophrynus cordobae</i> <i>Rhinella arenarum</i>	Çevresel izleme için metamorfik sonrası <i>Odontophrynus cordobae</i> ve <i>Rhinella arenarum</i> 'da (Amphibia: Anura) mikronükleus testi
Siqueira vd. 2014	<i>Euparkerella brasiliensis</i> <i>Ischnocnema guentheri</i> <i>Ischnocnema parva</i> <i>Haddadus binotatus</i>	Tropikal ormanlarda yaprak çöpü kurbağa (Amphibia: Anura) topluluklarının yapısını etkileyen çevresel parametreler
Bionda vd. 2018	<i>Rhinella arenarum</i>	<i>Rhinella arenarum</i> (anura: Bufonidae) popülasyonlarının yaşı, uzun ömürlülüğü ve büyümesi üzerine tarım ve hayvancılığın etki değerlendirmesi

Çizelge 5.2. Anura ordosu üzerinde çevresel radyasyonun etkilerinin izlendiği bazı çalışmalar

Stark vd. 2015	<i>Anaxyrus [Bufo] terrestris</i>	Düşük doz iyonize radyasyonun Güney Kurbağası, <i>Anaxyrus [Bufo] terrestris</i> üzerindeki çok düzeyli etkileri
Matsushima vd. 2015	<i>Rana japonica</i> , <i>R. ornativentris</i> , <i>R. tagoi tagoi</i> , <i>Pelophylax porosus</i> , <i>Hyla japonica</i>	Fukushima Daiichi nükleer felaketinden 18 ay sonra kurbağalarda radyosezyum kirliliğinin değerlendirilmesi
García-Muñoz vd. 2010	<i>Bufo boulengeri</i>	Jbilet Dağları'ndan (Marakeş, Fas) <i>Bufo boulengeri</i> (Amphibia, Anura, Bufonidae) popülasyonunda dört tür malformasyon
Stark vd. 2004	<i>Rana arvalis</i>	Sulak alan ekosisteminde kurbağalarda ¹³⁷ Cs den kaynaklı radyasyon dozlarının tahmini
Takahara vd. 2015	<i>Rana tagoi tagoi</i>	Fukushima Nükleer Santrali kazasından sonra orman ekosistemlerinde anuran kurbağası <i>Rana tagoi tagoi</i> 'de radyosezyum birikimi

Bu sebeple bu tez çalışmasında Akkuyu Enerji Santrali çevresindeki biyotanın çevresel radyasyonun etkileri açısından değerlendirilmesinde daha önce Yavuz ve ark. (2016) tarafından çalışılmış olan memeli türü *M. guentheri*'nin ardından hem sucul hem de karasal ekosistem hakkında bilgi sağlayabilecek Anura ordosunda yer alan bir amfibi türü olan *P.bedriagae*'nin seçilmiş olması önemlidir. Bu tercihin ne kadar doğru olduğu ilgili literatür tarafından desteklenmektedir.

Çizelge 4.2 ve Çizelge 4.3 incelendiğinde doktora tezi kapsamında değerlendirilen bölgelerden alınan *P.bedriagae* örneklerinin aktivite konsantrasyon ortalamaları ^{214}Pb için 6,19 (0,4-18,44) Bq/kg, ^{214}Bi için 10,67 (0,04-34,51) Bq/kg, ^{228}Ac için 11,25 (0,4-20,76) Bq/kg ve ^{40}K için 86,94 (4-406,46) Bq/kg olarak ölçülmüştür. Ölçümler sonucu elde edilen tüm bu değerler UNSCEAR 2000 raporunda belirlenmiş dünya ortalama değerleri ^{226}Ra için 35 (17-60) Bq/kg, ^{232}Th için 30 (11-64) Bq/kg ve ^{40}K için 400 (140-840) Bq/kg ile karşılaştırıldığında normal aralıklar içerisinde olduğu gözlemlenmiştir.

Radyonüklit aktivite konsantrasyonlarına bağlı olarak hesaplanan radyolojik zarar indis değerlerine baktığımızda, gama doz hızları (GDR) 0,52-62,40 nGy/h arasında değişmekte olup ortalama değeri 14,15 olarak hesaplanmıştır. Bu değerler UNSCEAR 2000 raporunda GDR radyolojik zarar indisi için belirlenmiş olan dünya ortalaması 60 (10-200) nGy/h aralığında yer almaktadır.

Yıllık etkin doz değeri (AED) radyolojik zarar indisi değerlendirildiğinde ortalama 17,35 (0,63-76,53) $\mu\text{Sv/y}$ olarak hesaplanmıştır. Bu aralık dış ortamlarda yıllık efektif doz (AED) indisi için UNSCEAR 2000 raporunda belirlenen ortalama 70 $\mu\text{Sv/y}$ değeri ile karşılaştırılabilir ve normal aralıklarda olduğu gözlemlenmiştir.

Radyum eşdeğer aktivite radyolojik zarar indisi değerlendirildiğinde ortalama 30,46 (1,12-134,36) Bq/kg aralığında hesaplanmıştır. REA radyolojik zarar indisi için verilen limit <370 Bq/kg, (Beretka ve Mathew 1985)'ye göre normal değerler içerisinde değerlendirilmiştir.

Dış zarar indisi (EHI) ve iç zarar indisi (IHI) değerlendirildiğinde her iki radyolojik zarar indisi için elde edilen ortalama değerler sırasıyla IHI için 0,10 ve EHI için 0,08 olarak hesaplanmıştır. Bu değerler her iki indis için literatürde verilen limit <1 (Beretka ve Mathew 1985) 'e göre normal değerler içerisinde değerlendirilmiştir.

Hayat boyu kanser riski (ELCR) radyolojik zarar indisi *P. Bedriagae* için ortalama 2,67 olarak hesaplanmıştır. ELCR indisi her tür için yaşam uzunluğuna bağlı olarak hesaplanmaktadır. Bu değer *P.bedriagae* için hesaplanan ilk ELCR indis değeri olma özelliğini taşımaktadır.

Çizelge 5.3. Toprak örneklerinde radyoaktif ve radyolojik zarar indis değerlerine ilişkin literatür değerleri

Çalışma Alanı	Aktivite Konsantrasyonları (Bq/kg)				D n $\mu\text{Gy/h}$	AED $\mu\text{Sv/y}$	Literatür
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs			
Manisa	22-35	18-36	210-470		54	66	Ereeş vd. 2006
Adana	0.60-80.9	0.60-56.9	9.6-814	0.10-30.6	0.10-8.60	67	Değerlier vd. 2008

Çizelge 5.3'ün devamı

İstanbul	21	37	117-1204	1.76-50.5	15.2-79.8	18.6-97.9	Karahan ve Bayülken 2000
Bursa,Orhaneli	2-88	3-83	34-1011				Yaprak ve Gür 2007
Yunanistan	25	21	360		56		UNSCEAR 2000
Bulgaristan	45	30	400		70		UNSCEAR 2000
İran	28	22	640		71		UNSCEAR 2000
Dünya ortalama ve tipik aralıklar	35 (17-60)	30 (11-64)	400 (140-840)		60 (10-200)	70	UNSCEAR 2000

Çizelge 5.3 incelendiğinde Türkiye ve komşu ülkelerde gerçekleştirilmiş olan toprak örneklerinde radyoaktivite ve radyolojik zarar indislerine ilişkin literatür görülmektedir. Doktora tezi kapsamında incelenen *P. bedriagae* türü iki yaşamlı bir türdür ve yaşamının erginlik döneminin büyük bir kısmını karada geçirmektedir. Sadece üreme dönemlerinde suya dönmektedir. Bu sebeple karaya bağımlı olarak değerlendirilebilir. Tez kapsamında *P.bedriagae* örneklerinin analizi sonucu elde edilen veriler ve ortalamaları literatürden elde edilen toprak örneklerinin verileri ve ortalamaları ile benzer ölçeklerdedir. Bu benzerlik türlerin yaşam ortamlarının organizmaya olan etkisini kanıtlar niteliktedir.

Çizelge 4.2 ve 4.3'e göre *P. bedriagae* örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K , aktivite konsantrasyonları bakımından karşılaştırıldığında ^{40}K diğerlerine göre daha yüksek konsantrasyonlarda gözlemlenmiştir. Elde edilen bu sonuçlar hem dünya çapında doğal radyoaktivite alanında gerçekleştirilmiş diğer çalışmalar (UNSCEAR 2000) hem de Mersin ili çevresinde daha önce gerçekleştirilmiş olan doğal radyoaktivite çalışmaları (Yavuz vd. 2016; Özmen 2020) ile örtüşmektedir.

Şekil 4.1-4 aralığı incelendiğinde *P. bedriagae* örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklitlerinin aktivite konsantrasyonlarının en yüksek değerleri lokalite 5'te gözlemlenmiştir. Lokalite 5, diğer lokaliteler ile karşılaştırıldığında 1000 m ile en yüksek rakıma sahip lokalitedir. Yeryüzünde rakım arttıkça doğal radyoaktivite seviyelerinde artış gözlemlenebilmektedir. Bu durum genellikle yükseklik arttıkça atmosferin incelmeye bağlı olarak kozmik radyasyondan korunma oranının daha düşük olmasından kaynaklanmaktadır. Rakım arttıkça doğal radyonüklitlerin aktivite konsantrasyon oranlarında gözlenen yükseliş, bu kapsamda gerçekleştirilmiş olan diğer doğal radyoaktivite çalışmaları (Brunetti 1999; Gahrouri-Shahbazi 2003; Jagger 1998; O'Brien 1996; UNSCEAR 2000; Yavuz vd. 2016) ile desteklenmektedir.

Ayrıca tüm lokalitelerde rakım ve radyonüklit konsantrasyonları arasındaki ilişkiyi incelemek için gerçekleştirilen korelasyon testlerinde ^{40}K ve ^{228}Ac radyonüklitleri bakımından rakım arttıkça radyonüklit konsantrasyonlarının artışı arasında pozitif bir korelasyon gözlenmiştir. GDR, REA, EHI, AED, IHI ve ELCR radyolojik zarar indisleri açısından ise rakım ile tüm indis değerleri arasında çok güçlü pozitif korelasyonlar saptanmıştır. Bu sonuçlar rakım arttıkça doğal radyonüklitlerin aktivite konsantrasyon oranlarında gözlenen yükseliş, bu kapsamda gerçekleştirilmiş olan önceki paragrafta bahsedilen bilimsel literatür ile desteklenmektedir.

Şekil 4.5-10 aralığı incelendiğinde *P. bedriagae* örnekleri için hesaplanan radyolojik zarar indisleri GDR, AED, REA, IHI, EHI ve ELCR bakımından diğer lokaliteler ile karşılaştırıldığında en yüksek zarar indis verileri lokalite 5'te gözlemlenmiştir. Lokalite 5'te yüksek rakım dolayısıyla aktivite konsantrasyonlarına bağlı olarak artan bu değerler Mersin ili çevresinde daha önce Yavuz ve ark. (2016) tarafından doğal arka plan radyoaktivite değerlerinin incelenmesi için biyolojik indikatör olarak *M. guentheri*'nin kullanıldığı çalışma ile ayrıca desteklenmektedir.

Şekil 4.1 ve 4.2 incelendiğinde *P. bedriagae* örneklerinde ^{232}U 'nun bozunum serisinde yer alan ^{214}Pb ve ^{214}Bi aktivite konsantrasyonlarının en düşük değerleri lokalite 3'te gözlemlenmektedir. Lokalite 3, sarp yamaçları ve seyrek ormanları ile sık maki örtüsüyle karakterizedir ve 300 m rakımda yer almaktadır. Lokalitenin genel görünümü yer yer bodur bitkilerle kaplı çıplak toprak yapısındadır. ^{238}U bozunum serisinde yer alan ^{214}Pb ve ^{214}Bi aktivite konsantrasyonlarının burada daha düşük gözlenmesi çorak toprak yapısı sebebiyle olabilir. Toprak ve kıyı sedimenti örneklerinin aktivite konsantrasyonlarının incelendiği daha önce yapılmış çalışmalarda toprak örneklerinde ^{238}U aktivite konsantrasyonu ^{232}Th aktivite konsantrasyonundan daha düşük gözlenmiştir (Özmen vd. 2014; Özmen 2020). Elde ettiğimiz sonuçlar bu çalışmalar ile desteklenmektedir.

Şekil 4.3 incelendiğinde *P. bedriagae* örneklerinde ^{232}Th bozunum serisinde yer alan ^{228}Ac aktivite konsantrasyonunun en düşük değerinin lokalite 1'de olduğu gözlemlenmektedir. Lokalite 1, denizden 15 m yüksekliktedir ve deniz kıyısına oldukça yakın olan bu lokalite kıyı ekosistemi ile iç içedir. Daha önce toprak, kayaç ve kıyı sedimentleri üzerinde radyonüklitlerin aktivite konsantrasyonlarının incelendiği çalışmalarda ^{232}Th aktivite konsantrasyonu, kıyı sedimenti örneklerinde daha düşük gözlemlenmiştir (Özmen vd. 2014; Özmen 2020). Elde ettiğimiz sonuçlar bu çalışmalar ile desteklenmektedir.

Şekil 4.4 incelendiğinde *P. bedriagae* örneklerinde ^{40}K radyonüklitine ait aktivite konsantrasyonu, en düşük lokalite 1'de gözlemlenmektedir. Lokalite 1, denizden 15 m yüksekliktedir ve deniz kıyısına oldukça yakın olan bu lokalite kıyı ekosistemi ile iç içedir. Daha önce toprak, kayaç ve kıyı sedimentleri üzerinde radyonüklitlerin aktivite konsantrasyonlarının incelendiği çalışmalarda ^{40}K aktivite konsantrasyonu kıyı sedimenti örneklerinde daha düşük gözlemlenmiştir (Özmen 2020). Elde ettiğimiz sonuçlar bu çalışmalar ile desteklenmektedir.

Şekil 4.5 ve 4.9 aralığı incelendiğinde *P. bedriagae* örnekleri için hesaplanmış olan GDR, REA, AED, IHI ve EHI radyolojik zarar indislerinin en düşük değerleri lokalite 2'de gözlemlenmektedir. Bu lokalite santralin kurulacağı sahanın merkezine en

yakın örneklem alanı olup (Yaklaşık 1 km), doğal bir makilik formasyon ile seyrek ormanlardan oluşmaktadır.



Şekil 5.2. Lokalite 2'nin uydu görüntüsü

Bu sebeple lokalite 2, *P. bedriagae* örneklerinde radyolojik zarar indis değerleri açısından oldukça önemlidir. Diğer lokalitelere oranla bu lokalitede radyasyondan kaynaklı tehlike değerleri daha düşük gözlenmektedir. Akkuyu Nükleer Enerji Santrali çevresinde biyolojik indikatör türler tabanlı bir biyodozimetri kütüphanesi oluşturulması, bize bu alanın zaman içerisinde nasıl değiştiği hakkında bilgi vermesi hususunda hayati önem taşımaktadır. Bu lokalitede radyolojik zarar indisleri bakımından diğer lokalitelere kıyasla bir artış gözlemlenmesi bize radyasyon kaynaklı bir kirlenme olup olmadığı konusunda erkenden bilgi verecek ve bir alarm sistemi görevi görecektir.

Şekil 4.10 incelendiğinde *P. bedriagae* örnekleri için hesaplanan ELCR radyolojik zarar indisi değerlerinde lokaliteler arasında rakıma bağlı olarak bir artış gözlemlenmektedir. *P. bedriagae* türü için bu veriler elde edilen ilk ELCR verileridir ve takibinin yapılması gerekmektedir. (Bu kısımları korelasyon ile analiz edeceğiz)

Çizelge 4.4'te verilen ANOVA istatistik sonuçları incelendiğinde ^{40}K bakımından lokaliteler arasında istatistiksel olarak farklılık gözlemlenmektedir (^{40}K : $F=3.45$, $df_1=4$ $df_2=54$, $p=0.01$). ^{40}K , insanlar dahil hayvanlardaki en büyük doğal radyoaktivite kaynağıdır (Bin Samat vd. 1997). Ayrıca tüm lokaliteler karşılaştırıldığında ^{40}K 'nın aktivite konsantrasyonu ^{232}Th ve ^{238}U göre daha yüksek gözlenmektedir (UNSCEAR, 2000). Bu sebeple ^{238}U ve ^{232}Th aktivite konsantrasyonları arasında istatistiksel bir fark gözlenmemiş olsa da (sırasıyla, ^{214}Pb : $F=1.87$, $df_1=4$, $df_2=54$, $p=0.13$; ^{214}Bi : $F=1.11$, $df_1=4$, $df_2=54$, $p=0.36$; ^{228}Ac : $F=1.09$, $df_1=4$, $df_2=54$, $p=0.37$), ^{40}K biyolojik materyaller içeriğindeki yoğunluğu bakımından *P. bedriagae* örnekleri için doğal radyonüklitlerin lokaliteler arasındaki farklılıklarını değerlendirmek ve takibini yapmak için istatistiksel bakımından güvenilir bir parametre olma özelliği taşımaktadır.

Ayrıca ^{238}U ve ^{232}Th radyonüklitleri bakımından lokaliteler arasında istatistiksel olarak bir fark gözlenmemiş olsa da incelenen tüm doğal radyonüklitlerin (^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K) aktivite konsantrasyonlarının katkıda bulunduğu GDR ve AED radyolojik zarar indisleri lokaliteler arasında istatistiksel olarak farklılık göstermektedir (GDR: $F= 2.44$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.05$; AED: $F= 2.44$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.05$).

Çoklu karşılaştırma analiz testleri çizelgelerini incelediğimizde (Çizelge 4.5-14) ^{40}K haricinde doğal radyonüklitler bakımından Tukey ve Duncan testlerine göre lokaliteler arasında istatistiksel olarak bir farklılık gözlemlenmemiştir. Duncan testi küçük farklılıkları ortaya koyma bakımından Tukey testine göre daha hassastır (Yıldız ve Bircan 1991). Tez çalışma sonuçlarına göre ^{40}K aktivite konsantrasyon değerleri ve hesaplanan tüm radyolojik zarar indisleri, Duncan testine göre lokaliteler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark göstermektedir. ^{40}K ve tüm radyolojik zarar indisleri Duncan testine göre incelendiğinde en düşük aktivite konsantrasyon değeri lokalite 1’de en yüksek aktivite konsantrasyon değeri lokalite 5’te gözlemlenmektedir ve bu iki lokalite hem birbirlerinden hem de diğer bütün lokalitelerden farklı olarak gözlemlenmektedir. Lokaliteler arasında rakıma göre aktivite konsantrasyonları bakımından artış, hem bu tez içeriğinde gerçekleştirilen tanımlayıcı istatistik verileri hem de Mersin ve çevresinde daha önce gerçekleştirilmiş olan doğal radyoaktivite çalışmalarından elde edilen veriler ile örtüşmektedir (Özmen vd. 2014; Özmen 2020; Yavuz vd. 2016).

Mersin ili ve çevresinde *P. bedriagae* örneklerinde doğal radyonüklit aktivite konsantrasyonları incelendiğinde özellikle nükleer enerji santrallerinin yan ürünlerinden biri olan ^{137}Cs konsantrasyonu, tüm lokaliteler için dedektörün minimum dedekte edilebilen aktivite değerlerinin altında gözlenmiştir. Özellikle Çernobil faciasından sonra tehlikenin değerlendirilmesi açısından yaygın olarak takibi yapılan bir radyonüklit olan ^{137}Cs ’nin aktivite konsantrasyonlarının düşük gözlenmesi bölgenin bu bakımdan temiz olduğunu işaret etmektedir. Düşük ^{137}Cs aktivite değerleri bölgede daha önce gerçekleştirilmiş doğal radyoaktivite çalışmaları ile örtüşmektedir (Özmen vd. 2014; Özmen 2020; Yavuz vd. 2016).

6. SONUÇLAR

Nükleer enerji santralleri ile elektrik elde edilmesi özellikle küresel iklim değişiklikleri ile ilgili endişelerin artması sonucu günümüzde oldukça popüler hale gelmiştir. Nükleer enerji uzun yıllardır ortaya çıkan atıklar bakımından minimum seviyede kirleticiler olarak tanımlanmaktadır. Şu an gezegenimiz üzerinde aktif halde 440 adet nükleer enerji santrali hizmet vermektedir. Bu santraller dünya üzerinde üretilen elektriğin ortalama %19'unu sağlamaktadır.

Nükleer santraller her ne kadar çevreye küçük miktarlarda radyoaktivite salınımı gerçekleştiriyor olsalar da bu salınımların çevre sağlığını etkileyebilme ihtimali bulunmaktadır. Aktif bir reaktörün içerisinde ortalama 300 adet farklı çekirdek oluşmaktadır ve bu çekirdeklerin büyük bir kısmı radyoaktiftir. Ancak bu çekirdeklerin büyük bir kısmının yarılanma ömrü oldukça kısadır bu yüzden çevresel radyasyona herhangi bir katkıda bulunamazlar.

Bir nükleer enerji santrali çalışmaya başlamadan önce, çalışma sırasında ve görev süresini tamamladıktan sonra olmak üzere çevresel etkilerinin incelenmesi önerilmektedir. Bu kapsamda bir NES çalışmaya başlamadan önce tesis çevresinde mevcut radyonüklitlerin tanımlanması, ölçülmesi ve değerlendirilmesi ile radyoaktivite seviyelerinde meydana gelebilecek dalgalanmaların tanımlanması gerekmektedir. Bu kapsamda 2023 yılında ülkemizde Mersin Akkuyu'da aktif hale geçmesi planlanan Akkuyu Nükleer Enerji Santrali çevresinde gerçekleştirilen bu biyoizlem programı çerçevesinde;

Tesis çevresinde 30 km'lik güvenlik zonu içerisinde yer alan 5 farklı lokalitede gerçekleştirilen arazi çalışmaları sonucu elde edilen *P. bedriagae* örneklerinde tüm vücut ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyonüklit analizleri gerçekleştirilmiştir. Analizler sonucunda aktivite konsantrasyon ortalamaları, ^{238}U için değerlendirilen kız çekirdekler ^{214}Pb ; 6,19 (0,4-18,44) Bq/kg, ^{214}Bi ; 10,67 (0,04-34,51) Bq/kg, ^{232}Th için değerlendirilen kız çekirdek ^{228}Ac ; 11,25 (0,4-20,76) Bq/kg ve ^{40}K için 86,94 (4-406,46) Bq/kg olarak ölçülmüştür. ^{137}Cs için aktivite konsantrasyon değerleri dedektörün analiz edebileceği minimum değerın altında gözlenmiştir. Ölçümler sonucu elde edilen tüm bu değerler belirlenmiş dünya ortalama değerleri ile karşılaştırıldığında normal aralıklar içerisinde olduğu gözlemlenmiştir.

P. bedriagae örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K , aktivite konsantrasyonları bakımından karşılaştırıldığında ^{40}K diğerlerine göre daha yüksek konsantrasyonlarda gözlemlenmiştir.

P. bedriagae örneklerinde ^{232}U 'nun bozunum serisinde yer alan ^{214}Pb ve ^{214}Bi aktivite konsantrasyonlarının en düşük değerleri lokalite 3'te gözlemlenmektedir.

P. bedriagae örneklerinde ^{232}Th bozunum serisinde yer alan ^{228}Ac aktivite konsantrasyonunun en düşük değerinin lokalite 1'de olduğu gözlemlenmektedir.

P. bedriagae örneklerinde ^{40}K radyonüklitine ait aktivite konsantrasyonu, en düşük lokalite 1'de gözlemlenmektedir.

P. bedriagae örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K doğal radyonüklitlerinin aktivite konsantrasyonlarının en yüksek değerleri lokalite 5'te gözlemlenmiştir. Lokalite 5, diğer lokaliteler ile karşılaştırıldığında 1000 m ile en yüksek rakıma sahip lokalitedir.

Analizler sonucu elde edilen aktivite konsantrasyonlarından her lokalite için radyolojik tehlike indisleri hesaplanmıştır. Radyolojik tehlike indisleri olan gama doz hızları (GDR) ortalama değeri 14,15 nGy/h; yıllık etkin doz değeri (AED) ortalama 17,35 $\mu\text{Sv/y}$; Radium eşdeğer aktivite değeri ortalama 30,46 Bq/kg; dış zarar indisi (EHI) ve iç zarar indisi (IHI) için elde edilen ortalama değerler sırasıyla IHI için 0,10 ve EHI için 0,08 olarak hesaplanmıştır. Bu değerlerin her radyolojik zarar indisi için belirlenen dünya ortalamaları ile karşılaştırılabilir ve normal aralıklarda olduğu gözlemlenmiştir. Hayat boyu kanser riski (ELCR) radyolojik zarar indisi *P. Bedriagae* için ortalama 2,67 olarak hesaplanmıştır. ELCR indisi her tür için yaşam uzunluğuna bağlı olarak hesaplanmaktadır. Bu değer *P.bedriagae* için hesaplanan ilk ELCR indis değeri olma özelliğini taşımaktadır.

P. bedriagae örnekleri için hesaplanan radyolojik zarar indisleri GDR, AED, REA, IHI, EHI ve ELCR bakımından diğer lokaliteler ile karşılaştırıldığında en yüksek zarar indis verileri lokalite 5'te gözlemlenmiştir.

P. bedriagae örnekleri için hesaplanmış olan GDR, REA, AED, IHI ve EHI radyolojik zarar indislerinin en düşük değerleri lokalite 2'de gözlemlenmektedir.

ANOVA istatistik sonuçları incelendiğinde ^{40}K bakımından lokaliteler arasında istatistiksel olarak farklılık gözlemlenmektedir (^{40}K : $F= 3.45$, $df_1= 4$ $df_2= 54$, $p= 0.01$). Ayrıca ^{238}U ve ^{232}Th radyonüklitleri bakımından lokaliteler arasında istatistiksel olarak bir fark gözlenmemiş olsa da incelenen tüm doğal radyonüklitlerin (^{238}U , ^{232}Th ve ^{40}K) aktivite konsantrasyonlarının katkıda bulunduğu GDR ve AED radyolojik zarar indisleri lokaliteler arasında istatistiksel olarak farklılık göstermektedir (GDR: $F= 2.44$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.05$; AED: $F= 2.44$, $df_1= 4$, $df_2= 54$, $p= 0.05$).

Çoklu karşılaştırma analiz testlerine göre ^{40}K aktivite konsantrasyon değerleri ve hesaplanan tüm radyolojik zarar indisleri, Duncan testine göre lokaliteler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark göstermektedir. ^{40}K ve tüm radyolojik zarar indisleri Duncan testine göre incelendiğinde en düşük aktivite konsantrasyon değeri lokalite 1'de en yüksek aktivite konsantrasyon değeri lokalite 5'te gözlemlenmektedir ve bu iki lokalite hem birbirlerinden hem de diğer bütün lokalitelerden farklı olarak gözlemlenmektedir. Zira bu lokalitenin rakımı da en yüksektir.

Ayrıca elde edilen tüm veriler arasındaki olası korelasyonlar istatistiksel olarak incelenmiştir. Sonuçlara göre lokalitelerin yüksekliği ile radyonüklit birikimi ve indislerin arasındaki ilişkiler değerlendirildiğinde: ^{40}K ve ^{228}Ac radyonüklitleri açısından pozitif yönlü çok güçlü bir korelasyon saptanmıştır. Diğer taraftan, diğer radyonüklitler ile rakım arasında istatistiksel olarak anlamlı bir korelasyon saptanmamıştır. GDR, REA, EHI, AED, IHI ve ELCR açısından ise rakım ile tüm indis değerleri arasında çok güçlü pozitif korelasyonlar saptanmıştır.

Gerçekleştirilen tüm analizler sonucu elde edilen bilgiler ışığında Akkuyu NES sahası çevresinde 30 km'lik güvenlik zonunun radyoaktivite açısından normal alanlar

sınıfında olduğu görülmektedir. Elde edilen bu veriler hem Akkuyu NES sahasının bir amfibi türü ile radyoaktivite biyogözleminin gerçekleştirilmesi bakımından hem de *P. bedriagae* türü üzerinde gerçekleştirilen ilk radyasyon biyogözlem çalışması olması bakımından bir ilk niteliği taşımaktadır. Ülkemizin ilk NES çevresinde kültürel ve ekolojik mirasımızın korunmasına yönelik bilgi kütüphaneleri oluşturmak oldukça önem taşımaktadır. Bu bilgi kütüphaneleri herhangi bir radyasyon sızıntısı durumunda alarm sistemi görevi görecektir ve bize bölgenin durumu ile ilgili biyolojik veriler aracılığı ile karşılaştırma imkanı sağlayacaktır. Ayrıca NES işletmesi sırasında ortaya çıkan ve arka plan radyasyonuna katkıda bulunabilecek olan küçük doz kronik radyasyon maruziyetinin çevreye olan etkisinin takip edilmesi bakımından bu bilgi kütüphaneleri muazzam bir önem taşımaktadır. Ülkemizin kültürel ve ekolojik mirasına sahip çıkmak hepimizin görevidir. *P. bedriagae*'nin çevresel radyoaktivite çalışmalarında gerek çevresel verilerle uyum içerisinde olması gerek hem sucul hem de karasal bir tür olması sebebiyle hem sucul hem karasal ekosistem üzerindeki değişiklikleri takip edebilmemize olanak vermesi sebebiyle elde edilen veriler ışığında kullanışlı bir biyomonitör tür olduğu bu çalışma ile ortaya konmaktadır. Bu sebeple tez kapsamında Akkuyu NES sahası çevresinde *P. bedriagae* üzerinde gerçekleştirilen çevresel radyoaktivite çalışmaları her yıl veya iki yılda bir tekrarlanmalı ve meydana gelen değişiklikler dikkatle takip edilmelidir. Ayrıca Akkuyu NES sahası çevresinde daha farklı biyolojik türler üzerinde çevresel radyoaktivite çalışmaları gerçekleştirilmeli ve elde edilen veriler bu alanın radyoaktivite bilgi kütüphanesine eklenmelidir.

7. KAYNAKLAR

- Agbalagba, E.O. and Onoja, R.A. 2011. *Evaluation of natural radioactivity in soil, sediment and water samples of Niger Delta (Biseni) flood plain lakes, Nigeria. J. Environ. Rad.* 102, 667-671.
- Akca, B. 2009. *The Case of nuclear energy in Turkey: From Chernobyl to Akkuyu Nuclear Power Plant, Energy Sources, Part B*, 4 (4): 347-355.
- Anonim 2020a: https://www.wikiwand.com/en/Semiconductor_detector [Son erişim tarihi: 06.02.2020].
- Anonim 2020b: https://www.caenssys.com/p_hpge_cd/ [Son erişim tarihi: 06.02.2020].
- Anonim, 2021a: <http://www.akkunpp.com/> [Son erişim tarihi: 06.02.2021].
- Anonim, 2021b. <https://www.iaea.org/> [Son erişim tarihi: 19.03.2021].
- Anonim, 2021c. https://wikipedia.org/wiki/Nuclear_power_plant [Son erişim tarihi: 19.03.2021].
- Azzam, E.I., De Toledo, S.M. and Little, J.B. 2003. *Oxidative metabolism, gap junctions and the ionizing radiation-induced bystander effect. Oncogene*, 22, 7050.
- Bagshaw, M. and Illig P. 2018. *The Aircraft cabin environment. Travel Medicine*, 4, 429-36.
- Bakkal, S. 2012. Kilis ili toprak örneklerinde ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K ve ^{137}Cs radyoaktivite konsantrasyonlarının belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Kilis 7 Aralık Üniversitesi, 57 s.
- Batiuk, R.A., Orth, R.J., Moore, K.A., Dennison, W.C., Stevenson, J.C., Staver, L.W., Carter, V., Rybicki, N.B., Hickman, R.E., Kollar, S., Bieber, S. and Heasley, P. 1992. *Chesapeake Bay submerged aquatic vegetation habitat requirements and restoration targets: a technical synthesis. Annapolis (MD): Chesapeake Bay Program*. Vol. 83 (92): 166–169.
- Bazhan, K.V. 1998. *Lipid peroxidation and the antioxidant system in subjects exposed to the influence of extreme factors. Lik Sprava*, 8, 47–50.
- Ben-Amotz, A., Yatziv, S., Sela, M., Greenberg, S., Rachmilevich, B., Shwarzman, M. and Weshler, Z. 1998. *Effect of natural beta-carotene supplementation in children exposed to radiation from the Chernobyl accident. Radiation and Environmental Biophysics*, 37, 187–193.
- Beretka, J. and Matthew, P.J. 1985. *Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by products. Health Phys.* 48, 87–95.
- Bertucci, A., Pocock, R.D.J., Randers-Pehrson, G. and Brenner, D. J. 2009. *Microbeam Irradiation of the C. elegans Nematode Antonella. Journal of Radiation Research*, 50, A49.
- Bin Samat, S., Green, S. and Beddoe, A.H. 1997. *The activity of one gram of potassium. Phys. Med. Biol.* 42, 407.
- Bionda, C.L., Babini, S., Martino, A.L., Salas, N.E. and Lajmanovich, R.C. 2018.

- Impact assessment of agriculture and livestock over age, longevity and growth of populations of common toad Rhinella arenarum (anura: Bufonidae), central area of Argentina. Global Ecology and Conservation, 14.*
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. and Sousa, W.P. 1994. *Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of population to local and global extinctions. Conserv Biol.* 8,60 –71.
- Bonisoli-Alquati, A., Mousseau, T.A., Møller, A.P., Caprioli, M. and Saino, N. 2010a. *Increased oxidative stress in barn swallows from the Chernobyl region. Comparative Biochemistry and Physiology A*, 155, 205–210.
- Bonisoli-Alquati, A., Voris, A., Mousseau, T.A., Møller, A.P., Saino, N. and Wyatt, M. 2010b. *DNA damage in barn swallows (Hirundo rustica) from the Chernobyl region detected by use of the Comet assay. Comparative Biochemistry and Physiology C*, 151, 271–277.
- Bosch, B. Manas, F., Gorla, N. and Aiassa, D. 2011. *Micronucleus test in post metamorphic Odontophrynus cordobae and Rhinella arenarum (Amphibia: Anura) for environmental monitoring. Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*, 3, 155-163.
- Bowie, S.H.U., Davis, M. and Ostle, D. 1971. *Proceeding of a NATO-Sponsored Advanced Study Institute on Methods of Prospecting for Uranium Minerals, London, 21 September–2 October 1971.*
- Boyer, R. 1993. *Evaluation of water quality in relation to frogs at Klamath Basin National Wildlife Refuges: Seattle. M.S. Thesis, University of Washington, 90 p.*
- Boyer, R. and Grue, C.E. 1995. *The need for water quality criteria for frogs. Environmental Health Perspectives*, 103 (4): 352-7.
- Brunetti, M. 1999. *Environmental radiation monitoring at high altitude. Proceedings of the 26th International Cosmic Ray Conference.* 7,355.
- Budak A., Göçmen B., Mermer A. ve Kaya U. 2002. *Omurgalılar Sistematiği Ders Kitabı. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No.181, İzmir, 281 s.*
- Budak, A., Göçmen, B. 2008. *Herpetoloji. Ege Üniversitesi Yayınları. Ders Kitabı, İzmir, 232 s.*
- Burger, J. and Gochfeld, M. 2001. *On developing bioindicators for human and ecological health. Environ Monit Assess.* 66, 23–46.
- Butterworth, F.M., Gunatilaka, A. and Gensebatt, M.E. 2001. *Biomonitoring and biomarkers as indicators of environmental change, volume 2. Springer Science & Business Media, Boston, 507 p.*
- Cairns, J., McCormick, P.V. and Niederlehner, B.R. 1993. *A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia*, 263, 1–44.
- Calabrese, E.J. 2013. *Hormetic mechanisms, Critical Reviews in Toxicology*, 43, 580.
- Calabrese, E.J. and Baldwin, L. A. 2003, *Toxicology rethinks its central belief. Nature*, 421, 691.

- Canadian Nuclear Safety Commission. 2013. Natural background radiation. Fact Sheet. Canada.
- Cantril, S.T and Parker, H.M. 1945. The tolerance dose. Manhattan District Report. NDDC-1100, Oak Ridge, TN.
- Carignan, V. and Villard, M.A. 2001. *Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. Environ. Monit. Assess.* 78, 45–61.
- Castillo, H. 2016. *Response to Dr Katz. International Journal of Radiation Biology*, 92, 169.
- Castillo, H., Schoderbek, D., Dulal, S., Escobar, G., Wood, J., Nelson, R. and Smith, G. 2015. *Stress induction in the bacteria Shewanella oneidensis and Deinococcus radiodurans in response to below-background ionizing radiation. International Journal of Radiation Biology*, 3002, 1.
- Cesur, A. 2015. Galyum ürün çekirdeklerinin enerji seviyelerinin ve Kalay numunelerinin derişimlerinin fotonükleer reaksiyonlarla belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Akdeniz Üniversitesi. 157 s.
- Chadwick, K.H., Leenhouts, H.P. and Brugmans, M.J.P. 2003. *A contribution to the linear no-threshold discussion. Journal of Radiological Protection*, 23, 53–77.
- Chaialo, P.P., Bereza, V.I. and Chobot'ko, G.M. 1991. *Free-radical processes and blood antioxidant systems in the late period following acute radiation sickness. Medical Radiology*, 36, 20–21.
- Cohen, B. 2012. *In Radiation Dose from Multidetector CT, ed. D. Tack, M. K. Kalra, & P. A. Comparison. Radiation Protection Dosimetry*, 143, 335.
- Cooke A.S. 1981. *Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. Environ. Pollut. Ser. A. Ecol. Biol.* 25, 123-133.
- Davidson, C., Shaffer, H.B. and Jennings, M.R.. 2002. *Spatial tests of the pesticide drift, habitat destruction, UV-B, and climate-change hypotheses for California amphibian declines. Conservation Biology*, 16, 1588–1601.
- Değerlier, M., Karahan, G. and Ozger, G. 2008. *Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples around Adana, Turkey. J. Environ. Radioactivity.* 99(7): 1018-25
- Diab, H.M., S.A. Nouh, Hamdy, A. and El- Fiki, S.A. 2008. *Evaluation of natural radioactivity in a cultivated area around a fertilizer factory. J. Nucl. and Rad. Phys.* 3(1): 53- 62.
- Dickson, B.L., Christiansen, E.M. and Lovborg, L. 1982. Reference materials for calibration of laboratory gamma ray analyses. *Proceeding of OECD Symposium on Uranium Exploration Methods*, OECD, Paris, p. 687–698.
- Drake, J.W., Charlesworth, B., Charlesworth, D. and Crow, J.F. 1998. *Rates of spontaneous mutation. Genetics*, 148, 1667.
- Dubrova, Y.E. 2003. *Radiation-induced transgenerational instability. Oncogene*, 22, 7087.
- Duellman, W.E. and Trueb, L. 1986. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill Book

- Company, New York, 554 p.
- Dunson, W.A., Wyman, R.L. and Corbett E.S. 1992. A symposium on amphibian declines and habitat acidification. *J. Herpetol.* 26, 349-342.
- Ereeş, F.S., Aközcan, S., Parlak, Y. and Çam, S. 2006. Assessment of dose rates around Manisa (Turkey). *Radiation Measurement*, 41, 598-601.
- Fadila, K., Houria, D., Rachid, R. and Mohammed, D. 2009. Reda cellular response of a pollution bioindicator model (ramalinafarinacea) following treatment with fertilizer (NPKs). *American-Eurasian J. Toxicol Sci.* 1(2):69–73.
- Farombi, E.O., Adelowo, O.A. and Ajimoko, Y.R. 2007. Biomarkers of oxidative stress and heavy metal levels as indicators of environmental pollution in African cat fish (*Clariasgariepinus*) from Nigeria ogun river. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 4(2): 158–165.
- Feinendegen, L.E. 2005. Evidence for beneficial low level radiation effects and radiation hormesis. *British Journal of Radiology*, 78, 3.
- Ferguson, L.R. 1994. Antimutagens as cancer chemopreventive agents in the diet. *Mutation Research*, 307, 395–410.
- Fratini, E., Carbone, C., Capece, D., Esposito, G., Simone, G., Tabocchini, M., Tomasi, M., Belli, M., Satta, L. 2015. Low-radiation environment affects the development of protection mechanisms in V79 cells. *Radiation and Environmental Biophysics*, 54, 183.
- Gahrouri-Shahbazi, D. 2003. Natural background radiaiton dosimetry in the highest altitude region of Iran. *J. Radiat. Res.* 44, 285-287.
- Gallant, A.L., Klaver, R.W., Casper, G.S. and Lannoo, M.J. 2007. Global rates of habitat loss and implications for amphibian conservation. *Copeia*, 967–979.
- Garcia-Munoz, E., Jorge, F., Rato, C. and Carretero, M.A. 2010. Four types of malformations in a population of *Bufo boulengeri* (Amphibia, Anura, Bufonidae) from the Jbilet Mountains (Marrakech, Morocco). *Herpetology Notes*, 3, 267-270.
- Gaston, K.J. 2000. Biodiversity: higher taxon richness. *Prog. Phys. Geogr.* 24, 117–127.
- Gerhardt A. 2002. Bioindicator species and their use in biomonitoring. In; Inyang, H.I and Daniels, J.L. Environmental monitoring I. Encyclopedia of life support systems. Eolss Publisher, Oxford, 77-122.
- Gürkan, M., Çetin, A. and Hayretdag, S. 2014. Acute toxic effects of cadmium in larvae of the green toad, *Pseudepidalea variabilis*. *Arh. Hig. Rada. Toksikol.* 65,301–309.
- Hall R.J. and Henry P.F.P. 1992. Review: assessing effects of pesticides on amphibians and reptiles: status and needs. *Herpetol. J.* 2, 65-71.
- Halliwell, B.H. and Gutteridge, J.M.C. 1999. Free radicals in Biology and Medicine, Oxford University Press, Oxford, UK, 346 p.
- Hans, W., Dyble, P.J., Moisander, P.H., Noble, R.T., Piehler, M.F., Pinckney, J.L.,

- Steppe, T.F., Twomey, L. and Valdes, L.M. 2003. *Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies*. *FEMS Microbiol. Ecol.* 46, 233–246.
- Hassan, N.N. and Khoo, K.S. 2014. Measurement of natural radioactivity and assessment of radiation hazard indices in soil samples at Pengerang, Kota Tinggi, Johor. *AIP Conference Proceedings*, 1584, 190.
- Hasselbach, L., Ver Hoef, J.M., Ford, J., Neitlich, P. Crecelius, E. Berryman, S. Wolk, B. and Bohle, T. 2005. Spatial patterns of cadmium and lead deposition on and adjacent to National Park Service lands in the vicinity of Red Dog Mine, Alaska. *U.S. National Park Service Publications and Papers*, 12.
- Hecnar, S.J. 1995. *Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario*. *Environ. Toxicol.* 14(12): 2131-2137.
- Heidenreich, W.F., Brugmans, M.J.P., Little, M.P., Leenhouts, H.P., Paretzke, H.G., Morin, M. and Lafuma, J. 2000. *Analysis of lung tumour risk in radon-exposed rats: an intercomparison of multi-step modelling*. *Radiation and Environmental Biophysics*, 39, 253–264.
- Henshaw, P.S., 1941. *Biologic significance of the tolerance dose in x-ray and radium protection*. *J. Natl. Cancer Inst.* 1: 789-805.
- Holt, E.A. and Miller, S.W. 2010. *Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts*. *Nature*, 3(10):8–13.
- Hopkins, W.A., Hopkins, L.B., Unrine, J.M., Snodgrass, J. and Elliot, J.D. 2007. *Mercury concentrations in tissues of osprey from the Carolinas, USA*. *J. Wildl. Manag.* 71 (6): 1819–1829.
- Hosmani, S.P. 2013. *Freshwater algae as indicators of water quality*. *Univers. J. Environ. Res. Technol.* 3(4): 473–482.
- Houlahan, J.E. and Findlay, C.S. 2003. *The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 1078–1094.
- IAE, 2006. *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their remediation: Twenty years of experience*. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- ICRP, International Commission on Radiological Protection. 1990. *RBE for Deterministic Effects*. ICRP Publication 58. Ann. 20 (4). 58 p.
- ICRP, International Commission on Radiological Protection. 2008. *Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants*. ICRP Publication 108. Ann. 38 (4-6).
- Ilnytsky, Y. and Kovalchuk, O. 2011. *Non-targeted radiation effects-an epigenetic connection*. *Mutation Research*, 714, 113.
- Ivaniota, L., Dubchak, A.S. and Tyshchenko, V.K. 1998. *Free radical oxidation of lipids and antioxidant system of blood in infertile women in a radioactive environment*. *Ukrainski Biokhimskie Zhurnal*, 70, 132–135.
- Jagger J. 1998. *Natural background radiation and cancer death in Rocky Mountain*

- states and Gulf Coast states. Health Phys.* 75(4):428-30.
- Jain, A., Singh, B.N., Singh, S.P., Singh, H.B. and Singh S. 2010. Exploring biodiversity as bioindicators for water pollution. National Conference on Biodiversity, Development and Poverty Alleviation; 2010 May 22, Uttar Pradesh. Lucknow (India): Uttar Pradesh State Biodiversity Board.
- Jayawardena, U.A., Wickramasinghe, D.D., Ratnasooriya, W.D. and Udagama, P.V. 2013. Heavy metal induced toxicity of the Indian green frog, *Euphlyctis hexadactylus* (Ranidae), in the Bellanwila-Attidiya sanctuary. Proceedings of the Annual Research Symposium, October 3-4, 2013, University of Colombo.
- Jha, P. and Barat, S. 2003. *Hydrobiological study of Lake Mirik in Darjeeling, Himalayas. J Environ. Biol.* 24, 339–344.
- Joanna, B. 2006. *Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. Environ. Bioind.* 1, 22–39.
- Johnson, P.T. and Chase, J.M. 2004. *Parasites in the food web: linking amphibian malformations and aquatic eutrophication. Ecol. Lett.* 7(7):521–526.
- Karahan, G. and Bayulken, A. 2000. Assessment of gamma dose rates around Istanbul (Turkey). *J. Environ. Radioactivity*, 47, 213-221.
- Kennish M.J. 1992. Ecology of estuaries: anthropogenic effects. Boca Raton (FL): CRC Press, p. 494.
- Khatri, N. and Tyagi, S. 2015. *Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. Front. Life Sci.* 8(1):23–39.
- Killen, P. G. 1979. *Gamma-ray spectrometric methods in uranium exploration – application and interpretation. Geol. Surv. Can. Econ. Geol. Rep.* 31, 163–229.
- Killen, P.G. and Carmicheal, C.M. 1976. *Determination of radioactive disequilibrium in uranium ores by alpha spectrometry. Geol. Surv. Can.* 1, 75–78.
- Klemm, D.J. 1990. Macro invertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. In; Klemm, D.J., Stoiber, Q.J. and Lazorchak, J.M. *Fish Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters*. Cincinnati (OH): EPA.
- Kobelt, F. and Linsenmair, K.E. 1995. *Adaptations of the reed frog Hyperolius viridiflavus (Amphibia, Anura, Hyperoliidae) to its arid environment. VII. The heat budget of Hyperolius viridiflavus nitidulus and the evolution of an optimized body shape. J. Comp. Physiol. B* 165, 110–124.
- Krinsky, N.I. and Denek, S.M. 1982. *Interaction of oxygen and oxy-radicals with carotenoids. Journal of the National Cancer Institute*, 69, 205–210.
- Kumerova, A.O., Lece, A.G., Skesters, A.P., Orlikov, G.A., Seleznev, J.V. and Rainsford, K.D. 2000. *Antioxidant defense and trace element imbalance in patients with postradiation syndrome: first report on phase I studies. Biological Trace Element Research*, 77, 1–12.
- Kuranova, V.N., Baranovskaja, N.V. and Rikhvanov, L.P. 2005. *The content of chemical elements in the organism of Anura, Amphibia, as an indicator of the*

- environmental conditions. Herpetologia Petropolitana*, 167-170.
- Kurnaz, A., Küçükömeroğlu, B., Keser, R., Okumusoglu, N.T., Korkmaz, F., Karahan, G. and Çevik, U. 2007. *Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Firtina Valley (Rize, Turkey). Applied Radiation and Isotopes*, 65, 1281–1289.
- Lampe, N. 2017. The long term impact of ionising radiation on living systems. Nuclear Experiment. PHD Thesis, Université Clermont Auvergne, 211 p.
- Leffler, J.E. 1993. *An Introduction to Free Radicals*. John Wiley and Sons, New York, NY, 304 p.
- LeNoir, J.S., McConnell, L.L., Fellers, G.M., Cahill, T.M. and Seiber, J.N., 1999. *Summertime transport of current-use pesticides from California's Central Valley to the Sierra Nevada mountain range, USA. Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 2715–2722.
- Liang, L., Deng, L., Mendonca, M.S., Chen, Y., Zheng, B., Stambrook, P.J., Shao, C. and Tischfield, J.A. 2007. *X-rays induce distinct patterns of somatic mutation in fetal versus adult hematopoietic cells. DNA Repair*, 6, 1380–1385.
- Lilian, B. 2009. A new tool for water quality assessment – algae as bioindicators. California's surface water ambient monitoring program. 24th September 2009. California, USA.
- Limoli, C.L., Corcoran, J.J., Milligan, J.R., Ward, J.F. and Morgan, W.F. 1999. *Critical target and dose and dose-rate responses for the induction of chromosomal instability by ionizing radiation. Radiat Res.*151(6): 677-85.
- Little, M.P., Wakeford, R., Tawn, E.J., Bouffler, S.D. and Berrington de Gonzalez, A. 2009. Risks associated with low doses and low dose rates of ionizing radiation: why linearity may be (almost) the best we can do. *Radiology*, 251(1):6-12
- Lower, W.R. and Kendall R.J. 1990. Sentinel Species and Sentinel Bioassay. In; McCarthy, J.F. and Shugart, L.R. *Biomarkers of Environmental Contamination*. Lewis Publishers, USA, 309-332.
- Lubin, J. and Boice Jr., J. 1997. *Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. Journal of the National Cancer Institute*, 89, 49–57.
- Lykholat, E.A. and Chernaya, V.I. 1999. *Parameters of peroxidation and proteolysis in the organism of the liquidators of Chernobyl accident consequences. Ukrainski Biokhimskie Zhurnal*, 71, 82–85.
- Mamont-Ciesla, K., Gwiazdowski, B., Biernacka, M. and Zak, A. 1982. *Radioactivity of building materials in Poland. Natural Radiation Environment*. Halsted Press, New York, p. 551.
- Manna, R.M., Hyne, R.V., Choung, C.B. and Wilson S.P. 2009. *Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. Environmental Pollution*, 157 (11): 2903-2927.
- Marco, A., Quilchano, C. and Blaustein, A.R. 1999. *Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA. Environmental*

- Toxicology and Chemistry*, 18, 2836-2839.
- Markert, B.A., Breure, A.M. and Zechmeister, H.G. 2003. *Chapter 1 definitions, strategies and principles for bioindication/ biomonitoring of the environment. Trace Metals Other Contam. Environ.* 6, 3–39.
- Marques, J.C. 2001. *Diversity, biodiversity, conservation, and sustainability. Sci. World J.* 1, 534–543.
- Marsh, D.M., Thakur, K.A., Bulka, K.C. and Clarke, L.B. 2004. *Dispersal and colonization through open fields by a terrestrial, woodland salamander. Ecology*, 85, 3396–3405.
- Matsushima, N., Ihara, S., Takase, M. and Horiguchi, T. 2015. *Assessment of radiocesium contamination in frogs 18 months after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. Sci. Rep.* 5, 9712.
- McClellan, R.O. 2019. Biomarkers of Exposure and Responses to Ionizing Radiation. *Biomarkers in Toxicology (Second Edition)*, 757-786.
- McDonald, B., Borden, W. and Lathrop, J. 1990. *Citizen stream monitoring, a manual for Illinois*. Springfield (IL): Illinois Department of Energy and Natural Resources.
- Merrifield, M. and Kovalchuk, O. 2013. *Epigenetics in radiation biology: A new research frontier. Front. Genet.* 4, 40.
- Mitchell, M.K. and Stapp, W.B. 1992. *Field manual for water quality monitoring, an environmental education program for schools*. Ann Arbor (MI): Green.
- Mohapatra, P.K. and Mohanty, R.C. 1992. *Determination of water quality of the water bodies using algal bioassay method. Phykos.* 31, 77–84.
- Moiseev, A.A., Maslov, V.I., Testov, B.V. and Ovchenkov, V.Y. 1973. *Doses to mouse-type rodents inhabiting sites of elevated natural radioactivity*. State Committee on the Use of Atomic Energy of the USSR (not published), Moscow.
- Møller, A.P. and Mousseau, T.A. 2006. *Biological consequences of Chernobyl: 20 years after the disaster. Trends in Ecology and Evolution*, 21, 200–207.
- Møller, A.P. and Mousseau, T.A. 2008. *Reduced abundance of raptors in radioactively contaminated areas near Chernobyl. Journal of Ornithology*, 150, 239–246.
- Møller, A.P. and Mousseau, T.A. 2009. *Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 20 years after the accident. Biological Letters* 5, 356–359.
- Møller, A.P., Biard, C., Blount, J.D., Houston, D.C., Ninni, P., Saino, N. and Surai, P.F. 2000. *Carotenoid-dependent signals: Indicators of foraging efficiency, immunocompetence or detoxification ability? Poultry and Avian Biology Reviews*, 11, 137–159.
- Møller, A.P., Milinski, M. and Slater, P.J.B. (Eds.), 1998. *Stress and behavior. Advances in the study of behaviour*, 27, 1-552.
- Møller, A. P., Hagiwara, A., Matsui, S., Kasahara, S., Kawatsu, K., Nishiumi, I., Suzuki, H., Ueda, K. and Mousseau, T. A. 2012. *Abundance of birds in*

- Fukushima as judged from Chernobyl. Environmental pollution*, 164, 36–39.
- Moore, K., 2016. *The Radium Girls: The Dark Story of American's Shining Women*. Source Books, Naperville, IL, 479 p.
- Morgan, W.F. 2003a. *Non-targeted and delayed effects of exposure to ionizing radiation: I. Radiation-induced genomic instability and bystander effects in vitro. Radiation Research*, 159, 5.
- Morgan, W.F. 2003b. *Non-targeted and delayed effects of exposure to ionizing radiation: II. Radiation induced genomic instability and bystander effects in vivo. Radiation Research*, 159, 581.
- Moss, I.B., Mikhailova, M.E., Glushkova, I.V., Kasinskaia, S.I., Anoshenko, I.P., Aktiutik, T.V., Tikhonovich, N.I. and Kamysh, N.A. 2006. *Genetic monitoring of natural Drosophila populations in radiation contaminated regions of Belarus. Radiation Biology and Radioecology*, 46, 287–295.
- Mothersill, C. and Seymour, C.B. 2004. *Radiation-induced bystander effects – implications for cancer. Nat. Rev. Cancer*. 4 (2): 158–64.
- Neyfakh, E.A., Alimbekova, A.I. and Ivanenko, G.F. 1998a. *Vitamin E and A deficiencies in children correlate with Chernobyl radiation loads of their mothers. Biochemistry*, 63, 1138–1143.
- Neyfakh, E.A., Alimbekova, A.I. and Ivanenko, G.F. 1998b. *Radiation-induced lipoperoxidative stress in children coupled with deficit of essential antioxidants. Biochemistry*, 63, 977–987.
- Niemi, G.J., Hanowski, J.M., Lima, A.R., Nicholls, T. and Weiland, N. 1997. *A critical analysis on the use of indicator species in management. J. Wildlife Manage.* 61, 1240–1252.
- Nkwoji, J.A., Igbo, J.K., Adeleye, A.O., Obien, J.A. and Tony-Obiagwu, M.J. 2010. *Implications of bioindicators in ecological health: study of a coastal lagoon, Lagos, Nigeria. Agric. Biol. J. Noth. Am.* 1(4):683–689.
- Noss, R.F. 1990. *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conserv. Biol.* 4, 355–364.
- O'Brien, K., Friedberg, W., Sauer, H.H. and Smart, D.F. 1996. *Atmospheric cosmic rays and solar energetic particles at aircraft altitudes. Environ. Int.* 22 (1), 9–44.
- Ortiz, M.E., Marco, A., Saiz, N. and Lizana, M. 2004. *Impact of ammonium nitrate on growth and survival of six European amphibians. Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 47, 234–239.
- Özeti, N. ve Yılmaz, I. 1994. *Türkiye amfibileri. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi: İzmir*, 221s.
- Özmen, S.F., Cesur, A., Boztosun, I. and Yavuz, M. 2014. *Distribution of natural and anthropogenic radionuclides in beach sand samples from Mediterranean Coast of Turkey. Radiation Physics and Chemistry*, 103, 37–44.
- Özmen, F. 2017. *Mersin ili doğal ve yapay gama radyoaktivite ölçümlerinin yapılması ve radyoaktivite haritasının çıkarılması. Doktora tezi, Akdeniz Üniversitesi*, 76 s.

- Özmen, S.F. 2020. *Ecological assesment of Akkuyu Nuclear Power Plant site marine sediments in terms of radionuclide and metal accumulation. Journal Of Radioanalytical And Nuclear Chemistry*, 325 (1) , 133-145.
- Peterson W.T. 1986. *The effects of seasonal variations in stratification on plankton dynamics in Long Island Sound. Tidal Mixing and Plankton Dynamics*, 17.
- Phillips, D.J.H. and Rainbow, P.S. 1993. *Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Elsevier Applied Science, New York*, 292 p.
- Pimentel, E., Tavera, L., Cruces, M.P., Balcazar, M. and De la Rosa, M.E. 2003. Low radon dose effect on fecundity and egg-to-adult viability of *Drosophila*. *Radiation Measurements* 36 (Special Issue): 511–516.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross, and R.M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.
- Power, T., Clark, K.L., Harfenist, A. and Peakall D.B. 1989. A review and evaluation of the amphibian toxicological literature. Technical report no 61, Ottawa, Ontario: Canadian Wildlife Service.
- Prepas, E.E., Pinel-Alloul, B., Planas, D., Méthot, G., Paquet, S. and Reedyk, S. 2001. *Forest harvest impacts on water quality and aquatic biota on the Boreal Plain: introduction to the TROLS lake program. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(2):421-436.
- Prise, K. and Schettino, G. 2011. *Microbeams in radiation biology: Review and critical comparison. Radiat. Prot. Dosimetry*, 143(2-4):335-9.
- Priyadarshani, S., Madushani, W.A.N, Jayawardena, U.A, Wickramasinghe, D.D. and Udagama, P.V. 2015. *Heavy metal mediated immunomodulation of the Indian green frog, Euphlyctis hexadantylus in urban wetlands. Ecotoxicol. Environ. Saf.* 116, 40-9.
- Purdy, W.C. 1926. *The biology of rivers in relation to pollution. J. Am. Water. Works Assoc.* 16(1):45–54.
- R. Gilmore, G.R. 2008. *Practical Gamma-ray Spectrometry – 2nd Edition. John Wiley & Sons, Ltd. United Kingdom*, 387 p.
- Rai, P.K. 2009. *Heavy metals in water, sediment sand wetland plants in an aquatic ecosystem of tropical industrial region. India. Environ. Monit. Assess.* 158 (1–4): 433–457.
- Ramchandra, T.V., Rishiram, R. and Karthik, B. 2006. *Zooplanktons as bioindicators: hydro biological investigation in selected Bangalore lakes. Technical report 115. India.*
- Ramzaev, V., Yonehara, H., Hille, R., Barkovsky, A., Mishine, A., Sahoo, S.K., Kurotaki, K. And Uchiyama, M. 2006. *Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclies inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. Journal of Environmental Radioactivity*, 85, 205–227.
- Relyea, R.A. and Mills, N. 2001. *Predator-induced stress makes the pesticide carbaryl*

- more deadly to gray treefrog tadpoles (*Hyla versicolor*). Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 98, 2491–2496.
- Rohde, R.A. and Muller, R.A. 2005. *Cycles in fossil diversity*. *Nature*, 434, 208.
- Rouse, J.D. Bishop, C.A. and Struger, J. 1999. *Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival*. *Environ. Health Persp.* 107, 799 – 803.
- Rubbo, M. and Kiesecker, J. 2005. *Amphibian Breeding Distribution in an Urbanized Landscape*. *Conservation Biology*, 19(2): 504-511.
- Satta, L., Antonelli, F., Belli, M. Sapor, O., Simone, G., Sorrentino, E., Tabocchini, M.A., Amicarelli, F., Ara, C., Cerù, M.P., Colafarina, S., Conti Devirgiliis, L., De Marco, A., Balata, M., Falgiani, A. and Nisi, S. 2002. *Influence of a low background radiation environment on biochemical and biological responses in V79 cells*. *Radiation and Environmental Biophysics*, 41, 217.
- Senthilkumar, B., Dhavamani, V., Ramkumar, S., and Philominathan, P. 2010. *Measurement of gamma radiation levels in soil samples from Thanjavur using gamma-ray spectrometry and estimation of population exposure*. *Journal of Medical Physics*, 35(1): 48–53.
- Shaviv, N.J. 2002. *Cosmic ray diffusion from the galactic spiral arms, iron meteorites, and a possible climatic connection*. *Physical Review Letters* 89, 5.
- Shcheglov, A.I., Tsvetnova, O.B. and Stolbova, V.V. 2013. Bioindication of radioactive contamination of natural ecosystems. *Moscow University Soil Science Bulletin*, 68(4): 185–191.
- Siddiqui, S.Z. and Chandrasekhar, S.V.A. 1996. *New distribution record of trichotriatetractis (rotatoria/trichotridae) and daphnia lumholtzi (brachiopoda/cladocera/daphnidae) from Kolleru lake andhra Pradesh with notes on indicator value*. *J. Bom. Nat. Hist. Soc.* 93, 309–310.
- Sies, H. 1993. *Strategies of antioxidant defense*. *European Journal of Biochemistry*, 215, 213–219.
- Siqueira, C.C., Vrcibradic, D., Nogueira-Costa, P., Martins, A.R., Dantas, L., Gomes, V.L.R., Bergallo, H.G. and Rocha, C.F.D. 2014. *Environmental parameters affecting the structure of leaf-litter frog (Amphibia: Anura) communities in tropical forests: a case study from an Atlantic Rainforest area in southeastern Brazil*. *Zoologia (Curitiba)* [online], 31, 147-152.
- Stark, K., Scott, D.E., Tsyusko, O., Coughlin, D.P. and Hinton, T.G. 2015. *Multi-Level Effects of Low Dose Rate Ionizing Radiation on Southern Toad, Anaxyrus [Bufo] terrestris*. *PLoS One*, 30, 10(4).
- Sumanasekara, V.D.W., Dissanayake, D.M.M.R. and Seneviratne, H.T.J. 2015. Review on use of amphibian taxa as a bio-indicator for watershed health and stresses. NBRO Symposium. (Innovations for Resilient Environment).
- Sykes, P.J., Morley, A.A. and Hooker, A.M. 2006. *The PKZ1 recombination mutation assay: a sensitive assay for low dose studies*. *Dose–Response*, 4, 91–105.
- TAEK (Türkiye Atom Enerjisi Kurumu), 2015. Dünya genelinde doğal radyasyon kaynaklarından maruz kalınan ortalama radyasyon doz değerleri.

- <https://www.taek.gov.tr/tr/2016-06-09-00-43-46/1087-dogal-radyasyon-kaynaklari.html> [Son erişim tarihi: 06.02.2020].
- TAEK (Türkiye Atom Enerjisi Kurumu), 2015. Radyasyon ve Biz. <https://www.taek.gov.tr/ogrenci/r05.htm> [Son erişim tarihi: 06.02.2020].
- Taskin, H., Karavus, M., Ay P., Topuzoglu, A., Hidiroglu, S. and Karahan, G. 2009. *Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kırklareli, Turkey. Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 49–53.
- Taylor, B., Skelly D., Demarchis L.K., Slade M.D., Galusha D. and Rabinowitz P.M. 2005. *Proximity to pollution sources and risk of amphibian limb malformation. Environ. Health Perspect.* 1497–1501.
- Thakur, R.K., Jindal, R., Singh, U.B. and Ahluwalia, A.S. 2013. *Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators. Environ. Monit. Assess.* 185(10):8355–8373.
- Tubiana, M., Aurengo, A., Averbeck, D. and Masse, R. 2006. *Recent reports on the effect of low doses of ionizing radiation and its dose–effect relationship. Radiation and Environmental Biophysics*, 44, 245–251.
- Tubiana, M., Feinendegen, L.E., Yang, C. and Kaminski, J. M. 2009. *The Linear No-Threshold Relationship Is Inconsistent with Radiation Biologic and Experimental Data. Radiology*, 251 (1): 13-22.
- Ulsh, B., Hinton, T.G., Congdon, J.D., Dugan, L.C., Whicker, F.W. and Bedford, J.S. 2003. *Environmental biodosimetry: a biologically relevant tool for ecological risk assessment and biomonitoring. Journal of Environmental Radioactivity*, 66, 121–139.
- Underwood, D.L.A. and Shapiro, A.M. 1999. *Evidence for division of labor in the social caterpillar Eucheira socialis (Lepidoptera: Pieridae). Behav. Ecol. Sociobiol.* 46(4):228–236.
- UNSCEAR, 1986. Sources, Effects and Risks of Ionizing radiation, Report to the General Assembly with annexes. United Nations, New York
- UNSCEAR, 1988. Sources, Effects and Risks of Ionizing radiation, Report to the General Assembly with annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1996. Sources, Effects and Risks of Ionizing radiation, Report to the General Assembly with annexes. United Nations, New York
- UNSCEAR, 2000. Sources, effects and risk of ionizing radiation, Report to the General Assembly with annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2008. Sources, Effects and Risks of Ionizing radiation, Report to the General Assembly with annexes. United Nations, New York
- Valko, M., Izakovic, M., Mazur, M., Rhodes, C.J. and Telser, J. 2004. *Role of oxygen radicals in DNA damage and cancer incidence. Molecular and Cellular Biochemistry*, 266, 37–56.
- Vasconcelos, D. and Calhoun A.J.K. 2004. *Movement patterns of adult and juvenile*

- Rana sylvatica* (LeConte) and *Ambystoma maculatum* (Shaw) in three restored seasonal pools in Maine. *Journal of Herpetology*, 38, 551–561.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenko, J. and Mellilo, J.M. 1997. *Human domination of earth's ecosystem*. *Science*, 277, 494–499.
- Vorísek, P., Klvanova, A., Wotton, S. and Gregory, R.D., 2010. A Best Practice Guide for Wild Bird Monitoring Schemes. European Union, Bruxelles, Belgium.
- Walsh, G.E. 1978. Toxic effects of pollutants on plankton. In; Butler, G.C. *Principles of Ecotoxicology*. Wiley, New York, p. 257–274.
- Watt, P.J. and Jarvis, P. 1997. *Survival analysis in palmate newts exposed to ammonium nitrate agricultural fertilizer*. *Ecotoxicology*, 6, 355–362.
- Wickliffe, J.K., Bickham, A.M., Rodgers, B.E., Chessier, R.K., Philips, C.J., Gaschak, S.P., Goryanaya, J.A., Chizhevsky, I. and Baker, R.J. 2003. *Exposure to chronic, low-dose rate -radiation at Chornobyl does not induce point mutations in Big Blue® mice*. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 42, 11–18.
- Yablokov, A.V., Nesterenko, V.B. and Nesterenko, A.V. 2009. Chernobyl: Consequences of the Catastrophe for People and Nature. *Annals of New York Academy of Sciences*, 1181(1).
- Yaprak, G. ve Gür, F. 2007. Batı Anadolu termik santralleri çevresinde radyoaktif ve ağır metal kirliliğinin biyomonitörlerle izlenmesi. Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projesi (Proje No: 2003 NBE 007).
- Yaprak, G. and Aslani, M.A.A. 2010. *External dose-rates for natural gamma emitters in soils from an agricultural land in West Anatolia*. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 283, 279–287.
- Yavuz, M., Ozmen, S.F., Tunc, M.R. and Boztosun, I. 2016. *Microtus guentheri* (Danford & Alston, 1880) (Rodentia: Cricetidae) as a biomonitor for radionuclides in Mersin Province of Turkey. *Turk. J. Zool.* 40, 561-573.
- Yıldız, N. ve Bircan H. 1991. Araştırma ve Deneme Metodları. Atatürk Üniv. Yayınları No:697, Ziraat Fak., No:305, Ders Kitapları Serisi No:57, Erzurum.
- Zannatul, F. and Muktedir, A.K.M. 2009. *A review: potentiality of zooplankton as bioindicator*. *Am. J. Appl. Sci.* 6(10):1815–1819.
- Zarie, K.A. and Al Mugren, K.S. 2010. *Measurement of natural radioactivity and assessment of radiation hazard in soil samples from Tayma area (KSA)*. *Isotope and Rad. Res.* 42(1):1- 9.
- Zhelev, Zh.M., Popgeorgiev G.S. and Georgieva Zh.K. 2013. *Ecological status of the river Sazliyka and its tributaries (Southern Bulgaria) as indicated by developmental stability of Pelophylax ridibundus (Amphibia: Ranidae)*. *Acta Zool. Bulg.* 65 (3): 371–3.
- Zhelev, Z., Tsonev, S., Georgieva, K. and Arnaudova, D. 2018. *Health status of Pelophylax ridibundus (Amphibia: Ranidae) in a rice paddy ecosystem in Southern Bulgaria and its importance in assessing environmental state: haematological parameters*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 7884–7895.
- Zhou, H., Ivanov, V., Lien, Y.C., Davidson, M. and Hei, T. 2008. *Mitochondrial*

Function and NF- κ B Mediated Signaling in Radiation-Induced Bystander Effects. Cancer Res. 1, 68 (7): 2233-40.



ÖZGEÇMİŞ
SEZGİN AKSAKAL CESUR

ÖĞRENİM BİLGİLERİ

Doktora	Akdeniz Üniversitesi
2014-2021	Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji ABD, Antalya
Yüksek Lisans	Akdeniz Üniversitesi
2012-2014	Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji ABD, Antalya
Lisans	Akdeniz Üniversitesi
2008-2012	Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Antalya

MESLEKİ VE İDARİ GÖREVLER

Araştırma Görevlisi	Akdeniz Üniversitesi
2013-Devam ediyor	Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Antalya

ESERLER

Uluslararası hakemli dergilerde yayımlanan makaleler

- 1- Demir, E., Turna, F., **Aksakal, S.**, Emre, Y., Emre, N., Yağcı, A., Kaya, B. 2015. The Comet Assay Using Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) for the Detection of Nutrient Pollution Generated from Overfed Fish Farms in the Eşen Stream. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(11), 3665-3671.
- 2- Demir, E., **Aksakal, S.**, Turna, F., Kaya, B., Marcos, R. 2015. *In vivo* Genotoxic Effects of Four Different Nanosizes Forms of Silica Nanoparticles in *Drosophila melanogaster*. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 260-266.
- 3- Demir, E., Akça, H., Turna, F., **Aksakal, S.**, Burgucu, D., Kaya, B., Tokgün, O., Vales, G., Creus, A., Marcos, R. 2015. Genotoxic and Cell Transforming Effects of Titanium Dioxide Nanoparticles. *Environmental Research*, 136, 300-308.
- 4- Turna, F., **Aksakal, S.**, Demir, E., Kaya, B. 2014. Antigenotoxic Effect of Resveratrol in Somatic Cells of *Drosophila melanogaster*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 23(9), 2116- 2125.

5- Demir, E., Akça, H., Kaya, B., Burgucu, D., Tokgün, O., Turna, F., **Aksakal, S.**, Vales, G., Creus, A., Marcos, R. 2014. Zinc Oxide Nanoparticles Genotoxicity Interactions with UV Light and Cell Transforming Potential. *Journal of Hazardous Materials*, 264, 420-429.

6- Demir, E., Turna, F., **Aksakal, S.**, Kaya, B., Marcos, R. 2014. Genotoxicity of Different Sweeteners in *Drosophila*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 23 (12C), 3427-3433.

7- Demir, E., Burgucu, D., Turna, F., **Aksakal, S.**, Kaya, B. 2013. Determination of TiO₂ ZrO₂ and Al₂O₃ Nanoparticles on Genotoxic Responses in Human Peripheral Blood Lymphocytes and Cultured Embryonic Kidney Cells. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 76(16), 990-1002.

Uluslararası bilimsel toplantılarda sunulan ve bildiri kitaplarında basılan bildiriler

1- **Aksakal Cesur, Sezgin.**, Djapo, Haris., Cesur, Alp., Yavuz, Mustafa. 2017. "Element Analysis in Human Blood with Photoactivation Analysis (PAA)." ISEEP - 2017. VIII. International Symposium on Ecology and Environmental Problems, 247-247. ÇANAKKALE/TURKEY.

2- Demir, E., **Aksakal, S.**, Turna, F., Kaya, B. 2013. "Genotoxic effects of Silicium dioxide nanoparticles and ionic form in the *Drosophila* COMET assay." ISEEP-VII. International Symposium on Ecology and Environmental Problems. ANTALYA/ TURKEY.

3- Turna, F., Aksakal, S., Demir, E., Kaya, B. 2013. "Antigenotoxic effects of melatonin against genotoxicity induced by EMS and 4 NQO in the in vivo COMET assay using somatic cells of *Drosophila melanogaster*." VII. ISEEP-VII. International Symposium on Ecology and Environmental Problems. ANTALYA/TURKEY.

4- Aksakal, S., Turna, F., Demir, E., Kaya, B. 2013. "Study on the genotoxic properties of Cobalt nanoparticle and ionic form in the in vivo COMET assay using haemocytes of *Drosophila melanogaster*". ISEEP- VII. International Symposium on Ecology and Environmental Problems. ANTALYA/ TURKEY.

Ulusal bilimsel toplantılarda sunulan ve bildiri kitaplarında basılan bildiriler

1- Aksakal, S., Turna, F., Kaya, B. 2014. "Gümüş Ve Kobalt Nanopartiküllerinin Ve İyonik Formlarının Genotoksik Etkilerinin *In Vivo Drosophila* Comet Testi ile Araştırılması" 22. Ulusal Biyoloji Kongresi, ESKİŞEHİR, TÜRKİYE, ss. 1296-1296.

2- Turna, F., Aksakal, S., Burgucu, D., Demir, E. 2014. "Farklı Nanoboyutlardaki Çinko Oksit Nanopartikülünün Genotoksikite Ve Fare Lenfoblastoid Hücrelerinde DNA Tamir Sürecine Etkisinin Araştırılması" 22. Ulusal Biyoloji Kongresi, ESKİŞEHİR, TÜRKİYE, ss. 1322-1322.

3- Demir, E., Turna, F., Aksakal, S., Creus, Amadeu, Marcos R. 2014. "Titanyum Dioksit Ve Çinko Oksit Nanopartiküllerinin Genotoksik Etkilerinin Fare Lenfoma Testi

İle Araştırılması" 22. Ulusal Biyoloji Kongresi, ESKİŞEHİR, TÜRKİYE, ss. 1319-1319.

4- Aksakal, S., Turna, F., Demir, E., Kaya, B. 2013. "Gümüş Nanopartikülünün ve İyon Formunun Genotoksik Potansiyelinin *In Vivo Drosophila* KOMET Yöntemi ile Araştırılması." II. Toksikoloji Sempozyumu: Toksikoloji'de Güncel Konular, Türk Toksikoloji Derneği. 3-4 Mayıs 2013, Anadolu Üniversitesi, ESKİŞEHİR-TÜRKİYE, Bildiri Kitabı, (P5), ss. 7.

5- Turna, F., Aksakal, S. Demir, E., Kaya, B. 2013. "Potasyum Dikromat ve Etil Metan Sülfonat'ın Genotoksitesine Karşı Resveratrol'ün *In Vivo* Antigenotoksik Potansiyelinin *Drosophila* SMART ve KOMET Yöntemleriyle Araştırılması. II. Toksikoloji Sempozyumu: Toksikoloji'de Güncel Konular, Türk Toksikoloji Derneği. 3-4 Mayıs 2013, Anadolu Üniversitesi, ESKİŞEHİR-TÜRKİYE, Bildiri Kitabı, (P1), ss. 6.

6- Karadeniz, H., Turna, F., Aksakal, S., Demir, E., Kaya, B. 2013. " Etil Metan Sülfonat ve 4- Nitrokinolin Oksit'in Genotoksitesine Karşı Melatonin'in *In Vivo* Antigenotoksik Potansiyelinin *Drosophila* SMART Yöntemi İle Araştırılması. II. Toksikoloji Sempozyumu: Toksikoloji'de Güncel Konular, Türk Toksikoloji Derneği. 3-4 Mayıs 2013, Anadolu Üniversitesi, ESKİŞEHİR-TÜRKİYE, Bildiri Kitabı, (P4), ss. 7.

7- Çakmak, I., Turna, F., Aksakal, S., Demir, E., Kaya, B. 2013. *Drosophila* Hemositlerinde Silisyum Dioksit Nanopartikülünün *In Vivo* DNA Hasarının Araştırılması. II. Toksikoloji Sempozyumu: Toksikoloji'de Güncel Konular, Türk Toksikoloji Derneği. 3-4 Mayıs 2013, Anadolu Üniversitesi, ESKİŞEHİR-TÜRKİYE, Bildiri Kitabı, (P2), ss. 6.

8- Şenli, Ş., Burgucu, D., Turna, F., Aksakal, S., Demir, E., Kaya, B. 2013. Titanyum Dioksit Nanopartikülünün ve İyonik Formunun İnsan Embriyonik Böbrek Epitelyum Hücrelerinde (HEK293) Genotoksik Analizi. II. Toksikoloji Sempozyumu: Toksikoloji'de Güncel Konular, Türk Toksikoloji Derneği. 3-4 Mayıs 2013, Anadolu Üniversitesi, ESKİŞEHİR-TÜRKİYE, Bildiri Kitabı, (P3), ss. 6.

9- Aksakal, S., Turna, F., Demir, E., Kaya, B. 2012. "Potasyum Dikromat'ın Genotoksitesine Karşı Melatonin'in *In Vivo* Antigenotoksik Potansiyelinin *Drosophila* COMET ve SMART Yöntemleriyle Araştırılması 21. Ulusal Biyoloji Kongresi (International attended). 3-7 Eylül, Ege Üniversitesi, İZMİR-TÜRKİYE.

10- Aksakal, S., Turna, F., Demir, E., Kaya, B. 2012. "Potasyum Dikromat'ın Genotoksitesine Karşı Melatonin'in *In Vivo* Antigenotoksik Potansiyelinin *Drosophila* COMET ve SMART Yöntemleriyle Araştırılması. 19. Ulusal Biyoloji Öğrenci Kongresi. 2012, Marmara Üniversitesi, İSTANBUL-TÜRKİYE.