



T.C.  
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



YÜKSEK LİSANS TEZİ

OKYANUS ASİTLENMESİNİN MANİLA KUM MİDYESİNDE  
(*Ruditapes philippinarum*) <sup>57</sup>Co VE <sup>134</sup>Cs BİYOBİRİKİMİNE  
ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Hasan Oğuz KOCAOĞLAN

Biyoloji Anabilim Dalı

Radyobiyojoloji Programı

DANIŞMAN  
Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ

Şubat, 2017

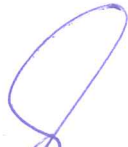
İSTANBUL

Bu çalışma 17.02.2017 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Biyoloji Anabilim Dalı,  
Radyobioloji Programında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

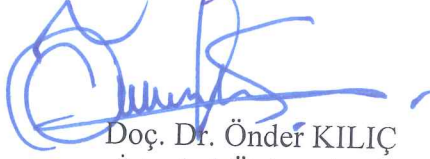
**Tez Jürisi**



Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ(Danışman)  
İstanbul Üniversitesi  
Fen Fakültesi



Prof. Dr. Tuncay ORTA  
İstanbul Üniversitesi  
Fen Fakültesi



Doç. Dr. Önder KILIÇ  
İstanbul Üniversitesi  
Fen Fakültesi



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



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



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

Bu tez, İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin 48724 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

## ÖNSÖZ

Yüksek lisans öğrenimim ve tez çalışmalarım süresince gösterdiği her türlü yardım ve destek için danışman hocam Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ'e en samimi ve içten dileklerle teşekkür ederim. Çalışmalarım süresince yardımlarını esirgemeyen ve fikirleriyle beni yönlendiren hocalarım Prof. Dr. Yavuz ÇOTUK ve Doç. Dr. Önder KILIÇ'a teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen ve çalışmamı benimseyen Narin SEZER'e çok teşekkür ederim.

Tez sürecimde verdikleri destekten dolayı sevgili Gülşah KALAYCI, Furkan GÖZEL ve Ebru EFE'ye çok teşekkür ederim.

Yaşamım ve eğitim hayatım boyunca desteklerini esirgemeyen aileme çok teşekkür ederim.

Ve son olarak çalışmamın uygulama kısmını destekleyen İstanbul Üniversitesi'ne teşekkürü borç bilirim.

Şubat 2017

Hasan Oğuz KOCAOĞLAN

# İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	iv
TABLO LİSTESİ .....	v
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ .....	vi
ÖZET.....	vii
SUMMARY .....	ix
<b>1. GİRİŞ.....</b>	<b>1</b>
<b>2. GENEL KISIMLAR .....</b>	<b>2</b>
2.1. DENİZ SUYU KARBONAT KİMYASI VE OKYANUS ASİTLENMESİ.....	2
2.2. MANİLA KUM MİDYESİ ( <i>RUDITAPES PHILIPPINARUM</i> ) .....	4
2.3. OKYANUS ASİTLENMESİNİN DENİZ CANLILARI ÜZERİNDEKİ ETKİSİ.....	5
2.4. OKYANUS ASİTLENMESİNİN DENİZ OMURGASIZLARINDA RADYONÜKLİD VE METAL BİYOBİRİKİMİNE ETKİLERİ.....	7
2.5. RADYOİZLEYİCİ TEKNİĞİ; <sup>57</sup> CO VE <sup>134</sup> CS .....	9
2.6. AMAÇ .....	10
<b>3. MALZEME VE YÖNTEM .....</b>	<b>12</b>
3.1. ORGANİZMALAR VE LABORATUVARA ADAPTASYON .....	12
3.2. PH UYGULAMASI .....	14
3.3. ALIM DENEYİ .....	17
3.4. ATILIM DENEYİ .....	18
3.5. <sup>57</sup> CO VE <sup>134</sup> CS ÖLÇÜMLERİ.....	19
3.6. VERİ ANALİZİ VE İSTATİSTİK.....	21
<b>4. BULGULAR .....</b>	<b>24</b>
4.1. ALIM .....	24
4.2. ATILIM .....	28
<b>5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....</b>	<b>34</b>
5.1. BİYOBİRİKİMİN GENEL DEĞERLENDİRİLMESİ .....	34

5.2. KİMYASAL ÇEŞİTLİLİK.....	36
5.3. TUZLULUĞUN ETKİSİ.....	36
5.4. ARAGONİT KABUK .....	37
<b>KAYNAKLAR .....</b>	<b>40</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>	<b>49</b>



## ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa No
Şekil 2.1: 2100 yılına dek CO <sub>2</sub> , pH ve CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> miktarında beklenen değişim.....	4
Şekil 2.2: OA ile ilgili yapılan çalışma sayısı.....	11
Şekil 3.1: Manila kum midyesi ( <i>Ruditapes philippinarum</i> ).....	12
Şekil 3.2: Manila kum midyesinin ( <i>Ruditapes philippinarum</i> ) yapısı.....	13
Şekil 3.3: Cankurtaran sahilinden deniz suyu alınması.....	13
Şekil 3.4: Midyeleri beslemek için kullanılan fitoplankton kültürleri.....	14
Şekil 3.5: IKS Aquastar.....	15
Şekil 3.6: Deney düzeneği.....	16
Şekil 3.7: Gama spektrometresi.....	20
Şekil 3.8: Midye örneklerinde gama spektrometrik ölçüm sonucunda oluşan gama spektrumu.....	21
Şekil 4.1: Üç farklı pH'da <sup>57</sup> Co'nin kum midyesinde alımı.....	26
Şekil 4.2: Üç farklı pH'da <sup>134</sup> Cs'ün kum midyesinde alımı.....	27
Şekil 4.3: <sup>57</sup> Co için farklı pH'larda elde edilen konsantrasyon faktörü eğrileri.....	28
Şekil 4.4: <sup>57</sup> Co'nin kum midyesinden atılımı.....	30
Şekil 4.5: <sup>134</sup> Cs'ün kum midyesinden atılımı.....	31
Şekil 4.6: <sup>57</sup> Co ve <sup>134</sup> Cs için üç pH seviyesinde CF <sub>ss</sub> değerleri ve <sup>57</sup> Co için üç pH seviyesinde k <sub>e</sub> değerleri.....	33

## TABLO LİSTESİ

	<b>Sayfa No</b>
<b>Tablo 4.1:</b> Deniz suyu deneysel pH ve karbonat kimyası değerleri.....	24
<b>Tablo 4.2:</b> Üç farklı pH seviyesinde bulunan konsantrasyon faktörü değerleri.....	25
<b>Tablo 4.3:</b> Alım kinetiği için hesaplanan model parametreleri.....	25
<b>Tablo 4.4:</b> Atılım kinetiği için hesaplanan model parametreleri.....	29
<b>Tablo 4.5:</b> <sup>57</sup> Co ve <sup>134</sup> Cs biyobirikim verimliliklerinin ( $k_e$ ) karşılaştırılması.....	32



## SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

<b>Simgeler</b>	<b>Açıklama</b>
$A_T$	: Toplam alkalinite
$CF_{ss}$	: Denge durumundaki konsantrasyon faktörü
$k_e$	: Atılım sabiti
$k_u$	: Alım sabiti
$pCO_2$	: Karbondioksit basıncı
$pH_T$	: Toplam pH
$Tb_{1/2}$	: Biyolojik yarı ömür
$\Omega$	: $CaCO_3$ Doyma durumu sabiti
<b>Kısaltmalar</b>	<b>Açıklama</b>
<b>IPCC</b>	: Devletler Arası İklim Değişikliği Paneli
<b>KI</b>	: Küresel Isınma
<b>OA</b>	: Okyanus Asitlenmesi
$pH_{NBS}$	: National Bureau of Standards'a göre pH skalası

## ÖZET

### YÜKSEK LİSANS TEZİ

#### OKYANUS ASİTLENMESİNİN MANİLA KUM MİDYESİNDE (*Ruditapes philippinarum*) <sup>57</sup>Co VE <sup>134</sup>Cs BİYOBİRİKİMİNE ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Hasan Oğuz KOCAOĞLAN

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman : Doç. Dr. Murat BELİVERMİŞ

Fosil yakıtların tüketilmesi gibi insan faaliyetleri deniz suyunda çözünen CO<sub>2</sub> konsantrasyonunu artırmış bu artış deniz suyu pH'nın 0,1 birim azalmasına ve deniz suyunun karbonat kimyasının değişmesine neden olmuştur. Okyanus asitlenmesi denilen bu olay nedeniyle deniz suyu pH değeri endüstri devriminden beri %26 azalmıştır ve azalmanın 2100 yılında %176'ya ulaşması beklenmektedir. Denizel kabuklu yumuşakçalarda metallerin veya radyonüklidlerin biyokonsantrasyonu organizmanın ekofizyolojik özellikleri ve bulunduğu deniz suyunun özellikleriyle belirlenir.

Ekonomik olarak önemli olan kabuklu yumuşakça türleri haliçler ve körfezler gibi kıyusal alanlarda eser elementlerin yüksek konsantrasyonlarına maruz kalmaktadırlar. Deniz suyunun asitliğinin artması midyeler gibi kalkerleşen deniz organizmalarında eser elementlerin ve metallerin birikimlerinin ve toksisitelerinin artmasına neden olabilmektedir. Bu bakımdan bu çalışmada <sup>134</sup>Cs ve <sup>57</sup>Co'nin manila kum midyesi *Ruditapes philippinarum*'da düşük pH koşullarında biyokonsantrasyonu çalışılmıştır. Kum midyeleri kontrol (8,1) ve iki düşük pH seviyesinde (7,5 ve 7,8) suda çözülmüş

$^{134}\text{Cs}$  ve  $^{57}\text{Co}$ 'ye maruz bırakılmıştır. Bu iki metalin kum midyesinde alım ve atılım biyokinetikleri sırasıyla 21 ve 35 gün takip edilmiştir.

Denge durumu konsantrasyon faktörünün  $^{57}\text{Co}$  için 7,5, 7,8 ve 8,1 (kontrol) pH değerlerinde sırasıyla  $258 \pm 10$ ,  $194 \pm 6$  ve  $130 \pm 5$  olarak bulunması bu elementin asitlenmiş deniz suyu koşullarında kum midyesinde daha fazla biriktiğini göstermiştir. Kum midyesinde düşük pH koşullarında kobalt birikiminin artması kum midyesinin aragonit kabuğa sahip olması ve kullanılan deniz suyunun düşük tuzluluğa ve toplam alkaliniteye ( $A_T$ ) sahip olması ile açıklanmaktadır. Diğer taraftan, kum midyesinde  $^{57}\text{Co}$  atılımı kinetiği farklı pH seviyelerinde farklılık göstermemiştir. Kum midyesinin kabuğu ele alındığında, atılım deneyinin sonunda pH'ı düşürülmüş deniz suyu şartlarında (7,8 ve 7,5) günümüz şartlarına kıyasla 1,39 ve 1,23 kat daha yüksek  $^{57}\text{Co}$  bulunmuştur.  $^{134}\text{Cs}$ 'ün birikimi düşük pH'dan etkilenmemiş, her üç muamelede de benzer konsantrasyon faktörü ve alım sabiti değerleri gözlenmiştir.

Şubat 2017, 60 sayfa.

**Anahtar kelimeler:** Okyanus asitlenmesi,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ , manila kum midyesi, radyoizleyici.

## SUMMARY

### M.Sc. THESIS

#### INVESTIGATION OF THE IMPACTS OF OCEAN ACIDIFICATION ON <sup>57</sup>Co AND <sup>134</sup>Cs BIOACCUMULATION IN MANILA CLAM (*Ruditapes philippinarum*)

Hasan Oğuz KOCAOĞLAN

İstanbul University

Institute of Graduate Studies in Science and Engineering

Department of Biology

Supervisor : Assoc. Prof. Dr. Murat BELİVERMİŞ

Anthropogenic activities like fossil fuel burning have increased dissolved CO<sub>2</sub> concentration in seawater. That increase declined pH of seawater at 0,1 pH level and altered carbonate chemistry. Due to the phenomenon named “ocean acidification” seawater pH decreased 26% since industrial revolution and it is expected to decrease 170% in year 2100.

Bioconcentration of a metal or radionuclide in a marine shelled mollusc is dominated by its own ecophysiological characteristics and the surrounding seawater. Economically important shelled molluscs are generally subjected to a high level of trace metals in coastal areas, including estuaries and bays. Acidified seawater poses a risk of increased accumulation and toxicity of trace metals and radionuclides in the calcifying marine organisms, including bivalves. Hence the bioconcentration of <sup>134</sup>Cs and <sup>57</sup>Co was investigated in manila clam *Ruditapes philippinarum* under declined pH conditions. Clams were exposed to dissolved <sup>134</sup>Cs and <sup>57</sup>Co at control and two lowered pH levels in laboratory conditions. Uptake and depuration kinetics of the two metals in the clam were followed for 21 and 35 days, respectively.

The steady state concentration factor ( $CF_{ss}$ ) of  $^{57}\text{Co}$  was found to be  $258 \pm 10$ ,  $194 \pm 6$  and  $130 \pm 5$  at pH levels 7,5, 7,8 and 8,1 (control), respectively, thus demonstrating more efficient accumulation in acidified seawater compared to the control. Increased accumulation of cobalt in the lowered pH was elucidated mainly with the aragonitic shell of the clam, low salinity and alkalinity of seawater used in the experiment. However, the elimination of cobalt by the manila clam did not vary with regard to pH level. In the case of the clam's shell, 1,39 and 1,23 times higher  $^{57}\text{Co}$  activity was observed in the two acidified seawater conditions (7,8 and 7,5, respectively) compared to normocapnia at the end of the depuration phase. Accumulation of  $^{134}\text{Cs}$  was not strongly influenced by reduced pH, represented by an analogous uptake constant rate and  $CF_{ss}$  in each treatment.

February 2017, 60 pages.

**Keywords:** Ocean acidification,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ , manila clam, radiotracer.

## 1. GİRİŞ

Küresel iklim değişikliğinin insan faaliyetleri sonucunda ortaya çıkan CO<sub>2</sub> ve diğer sera gazlarının atmosfere bırakılması sonucu meydana geldiği artık bilimsel çevrede kesin bir kabul görmektedir. Son çeyrek yüzyılda küresel ısınma kaydedilmiş ve biyotik ve abiyotik çevre üzerindeki etkileri araştırma konusu olmuştur. Hava sıcaklığındaki artışın okyanus yüzey suyu sıcaklığını da arttıracığı açıktır. Okyanuslar havadaki CO<sub>2</sub>'in üçte birini soğurarak yerküredeki CO<sub>2</sub> döngüsünü sağlamaktadır. Fosil yakıt tüketimi, ormanlık alanların azalması, çimento üretimi gibi insan faaliyetleri sonucunda atmosferdeki CO<sub>2</sub> artışı deniz yüzeyinde çözünen CO<sub>2</sub> miktarının da artmasına sebep olmuştur. 2000 yılından beri atmosfere salınan CO<sub>2</sub>'in neden olduğu "Okyanus asitlenmesi" ile ilgili bilimsel çalışmalar hızla artmıştır. Okyanus suyu asitliğinin endüstri devriminden beri 0,1 pH birim azaldığı kaydedilmiş, bu azalmanın devam edeceği öngörülmüştür (Caldeira ve diğ., 2005). Yakın gelecekte deniz suyunun fiziksel ve kimyasal olarak geçireceği bu değişiklikler tahmin edilmeye çalışılmakta ve çeşitli senaryolar oluşturulmaktadır.

Günümüz şartlarında deniz suyunda ve sedimentinde bulunan metallerin ve radyonüklidlerin deniz omurgasızlarında nasıl ve ne derecede biriktiği hakkında bir çok çalışma yapılmıştır ve bu konuda büyük bir veri havuzu bulunmaktadır. Bununla beraber metallerin ve radyonüklidlerin gelecek için tahmin edilen deniz suyu pH seviyelerinde deniz omurgasızlarında nasıl birikeceği konusunda birçok çalışma yapılmasına ihtiyaç vardır. Bu bakımdan bu çalışmada okyanus asitlenmesinin (OA) manila kum midyesi *Ruditapes philippinarum*'da <sup>57</sup>Co ve <sup>134</sup>Cs'ün su yoluyla birikmesi üzerinde etkisi olup olmadığı laboratuvar şartlarında yapılan deneylerle belirlenmeye çalışılmıştır.

## 2. GENEL KISIMLAR

### 2.1. DENİZ SUYU KARBONAT KİMYASI VE OKYANUS ASİTLENMESİ

Deniz suyunda toplam çözülmüş inorganik karbon üç bileşenden oluşur; bikarbonat iyonları ( $HCO_3^-$ ), karbonat iyonları ( $CO_3^{2-}$ ) ve iyonik olmayan çözülmüş karbon dioksit ( $CO_2$ ). Deniz suyunda bu inorganik karbon türlerinin %90'lık kısmını bikarbonat iyonları oluşturur. Bu nedenle deniz suyu tuzlu su tabanında bir seyreltik bikarbonat çözeltisi olarak düşünülebilir. Deniz suyunda inorganik karbonun kalan yaklaşık %10'luk kısmını karbonat iyonları %1'lik kısmını da karbondioksit oluşturur. Toplam çözülmüş inorganik karbon miktarı 2 mmol/kg civarındadır. Bu bileşenler deniz suyunda konsantrasyonu çok daha düşük olan  $H^+$  iyonlarına (<10-8  $\mu$ mol/kg) karşı tampon görevi görür. Deniz suyu pH'sının günümüzde 8,1 seviyelerinde hafif bazik olmasının nedeni budur (Fabry ve diğ., 2010).

Fosil yakıt kullanımı, çimento üretimi ve ormanlık alanların azalması atmosfere yüksek miktarda  $CO_2$  salınmasına ve okyanuslar tarafından emilen  $CO_2$  miktarının artmasına neden olmaktadır (R  rolle ve diğ., 2012 ). Okyanuslar atmosferdeki  $CO_2$ 'in üçte birini soğurarak atmosferde bu gazın azalmasını sağlamaktadır. Bununla beraber endüstri devriminden önce atmosferde 280 ppm olan  $CO_2$ 'in konsantrasyonu insan faaliyetleri sonucunda 400 ppm seviyesine kadar ulaşmıştır (Widdicombe ve diğ., 2013). Atmosferdeki bu artış okyanus yüzeyi tarafından emilen  $CO_2$  miktarının da artmasına neden olmaktadır. İnsan faaliyetleri sonucunda a ıĝa çıkan  $CO_2$  doĝal olarak oluşan  $CO_2$  ile aynı şekilde deniz suyuna girer ve deniz suyunda  z nm ř  $CO_2$  konsantrasyonunun artmasına sebep olur. Bu artış deniz organizmalarında kendisini dokularda  $CO_2$  artması (hypercapnia) olarak gösterir.

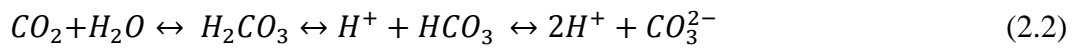
Deniz suyunda  z nm ř  $CO_2$  ile suyun reaksiyonu karbonik asidi ( $H_2CO_3$ ) meydana getirir. Karbonik asit bikarbonat ( $HCO_3^-$ ) ve hidrojen ( $H^+$ ) iyonlarına  z n r (Fabry ve diğ., 2010; Melzner ve diğ., 2013). Bu reaksiyonlar deniz suyunda hidrojen iyon konsantrasyonunun artmasına neden olur. Hidrojen iyon konsantrasyonundaki bu artış deniz suyu pH'ını düşürmektedir (Melzner ve diğ., 2013; Gaylord ve diğ., 2015). Bu

azalma endüstri devriminden günümüze kadar 0,1 pH birimi seviyesine ulaşmıştır (Barton ve diğ., 2012). pH'da 0,1 birimlik azalma (pH logaritmik bir birim olduğundan) asitlik derecesinde yaklaşık %30'luk bir artış anlamına gelmektedir (Feely ve diğ., 2010). Bu olaya “okyanus asitlenmesi” denilmektedir.

Endüstri devriminden önce 8,2 olan deniz suyu pH'ı günümüzde 8,1 seviyesine düşmüştür. Günümüzde deniz suyu asitliğindeki bu artışın yeryüzünde son 55 milyon yıl için ölçülebilen herhangi bir deniz suyu asitlenmesinden 10 kat daha yüksek olduğu rapor edilmektedir (Schiermeier ve Quirin, 2011). Deniz suyunun insan faaliyetleri kaynaklı CO<sub>2</sub> salınımı nedeniyle asitlendiği, bu asitlenmenin devam edeceği ve ancak CO<sub>2</sub> salınımı azaltılırsa asitlenme hızının azalabileceği bu konuda uzman bilim adamları tarafından ortak görüş olarak rapor edilmiştir (<http://www.geomar.de>). CO<sub>2</sub>'in günümüzdeki hızında salınmaya devam etmesi senaryosuna göre 2100 yılında deniz suyu pH'ının 7,8, 2200 yılında 7,5 değerine düşeceği tahmin edilmektedir.

Okyanus asitlenmesi ile direk ilgili olan bir diğer olay deniz suyu karbonat kimyasının değişmesidir. Konsantrasyonu artmış olan hidrojen iyonları (H<sup>+</sup>) karbonat iyonları (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) ile reaksiyona girerek bikarbonatı (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) oluşturur. Bu da sudaki karbonat konsantrasyonunun azalmasına neden olmaktadır (Stumpp ve diğ., 2012). Günümüzde deniz suyunda 160 µmol kg<sup>-1</sup> olan CO<sub>3</sub> konsantrasyonunun 2100 yılında 80 µmol kg<sup>-1</sup> seviyesine ineceği rapor edilmektedir (Stockdale ve diğ., 2016).

$$C_T = [CO_2^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] \quad (2.1)$$

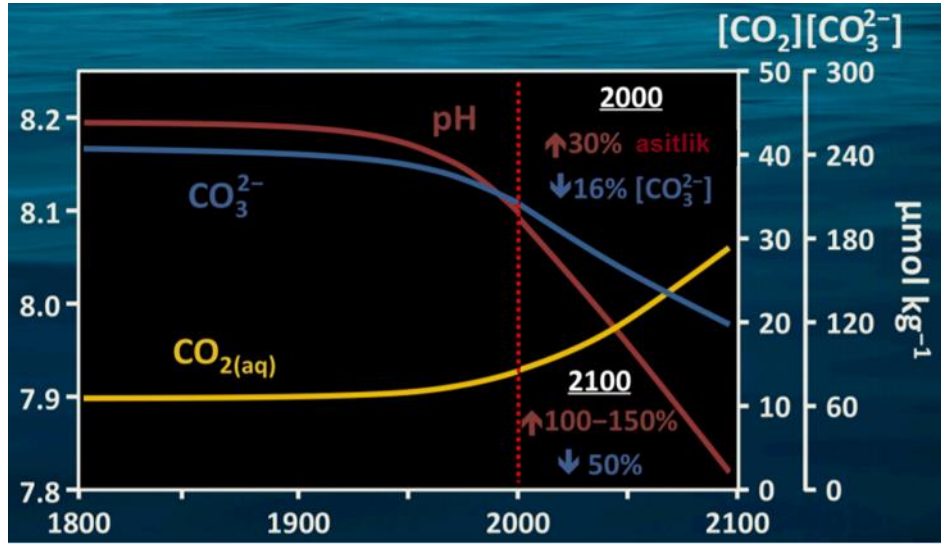


Denklem 2.2'de verilen reaksiyonlar sonucunda deniz suyunda pH düşer.



Denklem 2.3'te verilen reaksiyon sonucunda deniz suyundaki karbonat miktarı azalır fakat pH değişmez. Denklem 2.2'de ve 2.3'te verilen reaksiyonların deniz suyunda sürekli olarak gerçekleşmesi sonucunda toplamda ortaya çıkan sonuç karbonat miktarının ve pH'ın azalmasıdır.





Şekil 2.1: 2100 yılına dek  $CO_2$ , pH ve  $CO_3^{2-}$  miktarında beklenen değişim.

Deniz suyunda karbonat konsantrasyonunun azalması kalsiyum karbonat bakımından suyun doyma durumuna ulaşmasının zorlaşmasına neden olmaktadır. Kalkerleşmedeki bu azalma en fazla  $CaCO_3$  iskelete sahip olan kabuklu deniz yumuşakçalarını olumsuz etkilemektedir (Gaylord ve diğ., 2015). Doymuluk sabiti ( $\Omega$ )'nin 1 ve üzeri olduğu deniz suyunda canlılar tarafından  $CaCO_3$  iskelet oluşturulabilirken 1'in altında olduğu deniz suyunda iskelet oluşmamakta ya da oluşan iskelet çözünmektedir.



$$\Omega_{faz} = \frac{[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]}{[K_{sp,faz}]} \quad (2.5)$$

Denklem 2.5'e göre;

$\Omega > 1$  ise  $CaCO_3$  çökerir,

$\Omega = 1$  denge durumu olur,

$\Omega < 1$  ise  $CaCO_3$  çözünür.

## 2.2. MANİLA KUM MİDYESİ (*RUDITAPES PHILIPPINARUM*)

Manila kum midyesi *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) gel-gitler arası ve gel-git altı habitatlarında sıklıkla yayılım gösterebilen nöbetçi bir türdür (Xu ve diğ.,

2016). *Tapes philippinarum* olarak da adlandırılmaktadır. Özellikle haliçlerde ve körfezlerde yaşamaya uyum sağlamıştır. Tuzluluk toleransı yüksek olan (eurihalin) bir tür olarak 16 ile 36 p.s.u arasındaki tuzluluk derecelerine uyum sağlamıştır (Nie, 1991). Kumlu ve çamurlu zeminlerin içine birkaç cm girer ve genelde kumun içinde yaşar (Poulain ve diğ., 2010). Orijinal olarak Japonya'da bulunurken 1980'li yıllarda ilk kez Fransa, İtalya ardından ülkemizin Kuzey Ege kıyılarında tespit edilmiştir (Bodoy ve diğ., 1986; Albayrak ve diğ., 2001). Ülkemiz kıyılarında ve Akdeniz ülkeleri kıyılarında doğal olarak bulunan benzer bir tür *Ruditapes decussatus*'un yerini almaya başlamıştır (Bachelet ve diğ., 1993). Akdeniz ülkelerinde yetiştiriciliği en fazla yapılan ikinci türdür (Lacoue-Labarthe ve diğ., 2016).

Haliçler, körfezler ve dere yatakları genellikle insan faaliyetleri kaynaklı eser elementler ve kalıcı organik kirleticilerin etkisi altındadır. Diğer bivalvler gibi manila kum midyesi de metal kirliliğinin indikatörü olarak kullanılmaktadır (Usero ve diğ., 1997; Baudrimont ve diğ., 2005). Bilindiği gibi kıyısal alanlarda yaşayan türler okyanusta ve açık denizde yaşayan türlere göre pH, sıcaklık ve tuzluluk gibi stres faktörlerine karşı daha iyi uyum sağlamışlardır. Karadan kıyısal alanlara kontrolsüz olarak boşaltılan kirleticiler direkt olarak ya da alg patlamaları yoluyla deniz suyu pH seviyesini değiştirmektedir. Kıyıda yaşayan türler yerel olarak yayılan insan kaynaklı kirleticiler yanında küresel ısınma ve okyanus asitlenmesi gibi küresel ölçekte meydana gelen problemler ile de başa çıkmak zorundadır. Bu bakımdan Haliçler, körfezler, dere ve akarsu yataklarında ve tuzluluğu nispeten düşük olan bölgelerde yaşayan manila kum midyesi hem okyanus asitlenmesi hem de çevresel kirleticilerin etkisi altındadır.

### **2.3. OKYANUS ASİTLENMESİNİN DENİZ CANLILARI ÜZERİNDEKİ ETKİSİ**

Deniz organizmaları okyanus asitlenmesinden üç şekilde etkilenmektedir; 1- Karbonat miktarının azalması nedeniyle kabuklu türlerde kalkerleşmenin ( $\text{CaCO}_3$  iskelet oluşturma) azalması, 2-  $\text{H}^+$  iyon konsantrasyonunun artması nedeniyle asit-baz mekanizmasındaki bozukluklar, 3- Deniz suyundaki  $\text{CO}_2$  artışı nedeniyle hypercapnia.

Bir çok çalışmada pH ve karbonat konsantrasyonu değişimlerinin deniz organizmalarının büyüme, gelişme, yaşam süresi ve kalsifikasyonu üzerindeki etkileri

çalışılmıştır (Gazeau ve diğ., 2013). Populasyon dinamiğindeki şişe boynu etkisi nedeniyle ve bu dönemlerdeki canlıların pH'daki değişimlere dirençsiz olması nedeniyle erken gelişme dönemleri üzerinde daha fazla durulmuştur (Dupont ve diğ., 2010).

Örneğin yüksek  $p\text{CO}_2$  şartlarında pasifik istiridyesinde (*Crassostrea gigas*) kabuk boyu ve kalınlığında azalma, gelişmede gerileme ve ölüm oranında artma görülmüştür (Parker ve diğ., 2010; Gazeau ve diğ., 2011; Barton ve diğ., 2012). Bununla beraber gözlenen etkilerde tür içi varyasyonlar da görülmektedir (Ginger ve diğ., 2013; Timmins-Schiffman ve diğ., 2013). Bu nedenle ülkemizde avlanan türlere özel veriler de elde edilmesi gerekmektedir.

Matozzo ve diğ., (2012) *Chamelea gallina* ve *Mytilus galloprovincialis* türleriyle yaptıkları laboratuvar çalışmasında immun parametrelere verdikleri cevapları incelemişler ve *C. gallina*'nın pH ve sıcaklıktaki değişimlere karşı *Mytilus galloprovincialis*'den daha hassas olduğunu göstermişlerdir.

Okyanus asitlenmesi model çalışmalarına göre günümüzde zaten sanayi devrimi öncesine göre 0,1 birim düşmüş olan pH değeri, bu yüzyıl sonunda 0,3 birim, 2500 yılında ise 0,7 birimlik bir düşüş ile karşılaşacaktır (Caldeira ve Wickett, 2003). IPCC (Devletler Arası İklim Değişikliği Paneli) 'de öngörülen modellerde okyanus yüzey suyu sıcaklığında artış da öngörülmüştür 2100 yılına kadar ortalama 3 °C artış olacağı öngörülmektedir (Caldeira ve Wickett, 2003). Deniz suyundaki asitlenme ve ısınmanın birlikte meydana getireceği etkilerinin öngörülmesi oldukça güçtür (Pörtner ve Farrell, 2008).

Kalsit ve aragonit deniz organizmalarının dış iskeletlerini ve kabuklarını oluşturan  $\text{CaCO}_3$  konfigürasyonlarıdır. Kalsit/aragonit oranı ılık sulara soğuk sulara oranla daha yüksektir. Bu oranın artması kabuklu organizmaları  $\text{CaCO}_3$  çözünmesine karşı daha dirençli hale getirmektedir (Mackenzie ve diğ., 2014). Okyanus asitlenmesinin özellikle kalkerli yapılara sahip canlılar üzerinde olumsuz sonuçlara sebep olduğu birçok çalışmada gösterilmiştir (Hendriks ve diğ., 2010; Dupont ve diğ., 2010; Kroeker ve diğ., 2010). Larva ve ergin bireyler kalsiyum karbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) kabuk oluşturmakta zorlanmakta ve normalden daha ince veya zayıf kabuklar oluşmaktadır (Kurihara ve

diğ., 2007). Ayrıca hücre içi ve dışı pH değışiklikleri, metabolizma hızı değışimleri, üreme yeteneğinde azalma, hayatta kalma oranlarında düşüşler gözlemlenmiştir (Kurihara ve diğ., 2007; Cooley ve Doney, 2009; Doney ve diğ., 2009; Cooley ve diğ., 2012; Narita ve diğ., 2012).

Deniz suyunda  $p\text{CO}_2$  artışının organizmaları asit-baz ve solunum mekanizmasındaki değışiklikler yoluyla etkileyeceği bildirilmektedir (Pörtner ve diğ., 2014). Balık, kafadanbacaklı, krustase gibi canlıların yüksek hücreler arası  $p\text{CO}_2$  ile başa çıkabilecek mekanizmalara doğal olarak sahip oldukları bilinmektedir (Melzner ve diğ., 2009). Buna karşın istiridye, kara midye ve kum midyesi gibi türler dokularında asit-baz dengesini sağlama konusunda güçlü değildirler. Vücut dokularındaki asidozisin giderilmesi enerji bütçesinde açığa yol açar (Parker ve diğ., 2013). Ayrıca canlıların larva gibi post-embryonik safhaları asit-baz dengesini sağlamakta erginler kadar başarılı değildir.

#### **2.4. OKYANUS ASİTLENMESİNİN DENİZ OMURGASIZLARINDA RADYONÜKLİD VE METAL BİYOBİRİKİMİNE ETKİLERİ**

Madencilik, fosil yakıt kullanımı ve endüstriyel atıkların kontrolsüz deşarjları biyotik ve abiyotik çevrede metal konsantrasyonlarının artmasına neden olmaktadır. Birçok metal biyodegrede olamadığından ve radyoaktif elementler gibi radyoaktif bozunmaya uğramadığından çevrede yarı-ömürleri teorik olarak sonsuzdur. Cd ve Pb gibi toksik metaller canlı metabolizması için gerekli elementler olmamalarına karşın deniz omurgasızlarında biriktirilirlir (Kılıç ve Belivermiş; 2013). Diğer taraftan Cu ve Zn gibi gerekli metaller yüksek konsantrasyonda toksik etkiler gösterebilir. Metal ve radyonüklidler canlılar tarafından biriktirilebilir ve MeHg ve  $^{210}\text{Po}$  gibi besin zinciri boyunca biyoyükseltgenirlir (Zhou ve diğ., 2008).

Metallere ek olarak yapay radyonüklidler de deniz organizmalarında biriktirilmektedir. Fukuşima nükleer santral kazasında olduğu gibi fisyon ve nötron aktivasyon ürünü radyonüklidlerin dünya ölçeğinde çevreye yayılma ihtimali bulunmaktadır. Ayrıca, nükleer denemeler ve Çernobil nükleer santral kazası gibi kazalar nedeniyle çevreye yayılmış yapay radyonüklidlerin en azından önümüzdeki 100 yıl süresince biyotayı terk

etmeyeceği ve çevremizde fiziksel bozunmaya devam edeceği bilinmektedir (Belivermiş ve Çotuk, 2010; Belivermiş 2012).

Deniz organizmalarında radyonüklidlerin ve metallerin biyobirikim kinetiklerinin (alım ve atılım) sadece günümüz şartlarında değil gelecek için öngörülen asitliği artmış deniz suyu şartlarında da araştırılması gerekmektedir. Bugüne kadar birçok araştırmacı OA ve yüksek sıcaklığın deniz organizmalarının hayatta kalma oranı, kalsiyum karbonat biriktirme ve gelişme üzerindeki etkileri gibi temel metabolik etkilerini laboratuvar ve doğal şartlarda araştırmışlardır. Bu çalışmalar son yıllarda artarak devam etmektedir. Bununla beraber sadece birkaç araştırmacı OA'nın deniz organizmalarında radyonüklidlerin ve metallerin biyobirikim kinetiklerine etkileri konusunda araştırma yapmıştır (Lacoue-Labarthe ve diğ., 2011, 2012; Belivermiş ve diğ., 2016). Örneğin Lacoue-Labarthe ve diğ., (2011) *Loligo vulgaris*'in düşük pH koşullarında metallere özgü farklı biyobirikim davranışları sergilediğini göstermişlerdir. OA ve KI'nın ekosistemin işleyişinde anahtar rolü olan ve ekonomik değeri olan türlerde kirleticilerin biyobirikimine etkileri hakkında birçok çalışma yapılmasına ihtiyaç vardır.

Lacoue-Labarthe ve diğ., (2009, 2011, 2012) ve Dorey ve diğ., (2013) literatürde pH ve sıcaklıktaki değişikliklerin bazı metal ve radyonüklidlerin birikim ve atılım kinetiklerine etkilerini araştıran az sayıda çalışmadır. Bu makalelerin ortak yanı organizma olarak Avrupa'da çok tüketilen ve ekonomik değerleri olan türlerin kullanılmış olmasıdır. Lacoue-Labarthe ve diğ., (2009) radyoizleyici tekniği kullanarak mürekkep balığının yumurtalarında Ag, Cd ve Zn metallerinin birikimini incelemişlerdir.

Deniz suyu kimyasının ve pH seviyesinin değişmesi özellikle karbonatlarla güçlü bileşikler oluşturan metallerin biyolojik kullanılabilirliğini değiştirebilmektedir (Choppin ve diğ, 2006; Millero ve diğ., 2009). Bununla beraber, deniz suyunda genellikle klorid formları şeklinde bulunan Ag ve Cd gibi elementler ya da Co, Cs, Mn ve Zn gibi genellikle serbest iyon formunda bulunan elementler yüksek CO<sub>2</sub> konsantrasyonundan daha az etkilenmekte ve bu elementlerin biyokullanılabilir serbest iyon konsantrasyonlarında önemli değişiklikler meydana gelmemektedir (Millero ve diğ., 2009). Bununla birlikte hiperkarbia (kanda fazla CO<sub>2</sub> bulunması) ve yükselen sıcaklık organizmada metal biyobirikimini teşvik etmektedir (White ve Rainbow, 1984, Rodolfo-Metalpa ve diğ., 2011).

## 2.5. RADYOİZLEYİCİ TEKNİĞİ; <sup>57</sup>CO VE <sup>134</sup>CS

Radyoizleyici tekniği, metallerin ve PAH-PCB gibi organik bileşenli kirleticilerin canlılardaki biyobirikimlerinin incelenmesi için radyoaktif izotoplarının (metaller için) ve radyoaktif işaretli formlarının (organik bileşikler için) kullanılmasıdır (Sezer ve diğ., 2014; Kalaycı ve diğ., 2013). Bu çalışmada <sup>57</sup>Co bu metalin stabil izotobunun organizmalardaki metabolik gerekliliği ve aşırı dozlardaki toksisitesi nedeniyle tercih edilmiştir (Nolan ve diğ., 1992). Kobalt deniz omurgasızları için gerekli bir element olması nedeniyle oldukça etkin bir şekilde biriktirilir (Rainbow ve White, 1990). Bununla beraber belirli bir seviyenin üzerindeki kobaltın deniz yumuşakçaları için toksik olduğu gösterilmiştir (De Schamphelaere ve diğ., 2008). Bilindiği gibi yüksek CO<sub>2</sub> şartlarında (deniz suyunda düşük pH/yüksek sıcaklık) vücut için gerekli olmayan toksik elementlerin yüksek miktarda birikmesi bir risk faktörü olabileceği gibi gerekli elementlerin yeterli miktardan az biyokullanılabilir hale dönüşmesi de bir risk faktörü olacaktır. Co elementinin başka bir radyoaktif izotopu olan <sup>60</sup>Co tıbbi ve endüstriyel uygulamalarda kullanılmakta ve çevrede ölçülebilir düzeylere ulaşabilmektedir.

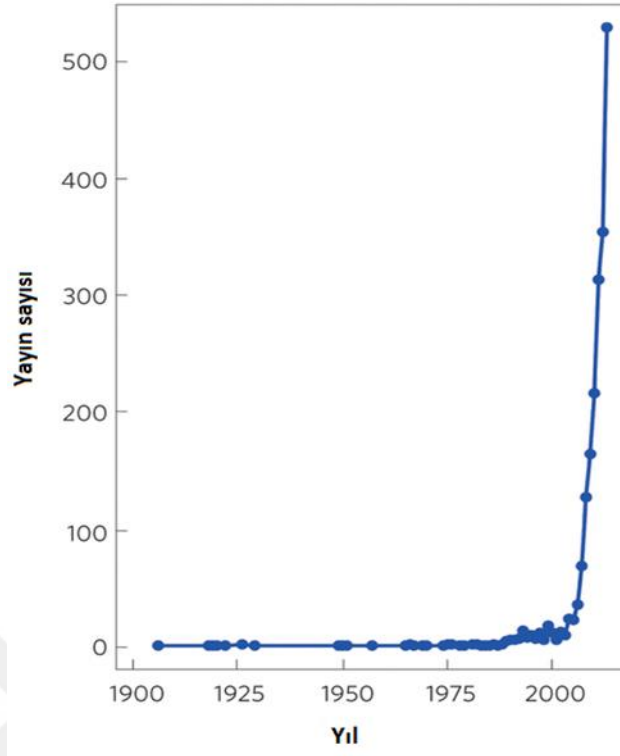
<sup>134</sup>Cs (<sup>137</sup>Cs) ve bu radyonüklidlerin nükleer enerji çevriminden ve sızıntılarından ortaya çıkması nedeniyle bu çalışmada seçilen bir diğer radyonükliddir. <sup>134</sup>Cs ve <sup>137</sup>Cs fisyon ürünü radyonüklidlerdir ve nükleer silah denemeleri, Çernobil ve Fukushima kazaları sonucunda çevreye yayılmıştır (Güngör ve diğ., 2001; Ke ve diğ., 2000). Bilindiği gibi <sup>137</sup>Cs uzun fiziksel yarı-ömrü (30.14 yıl) ve nükleer fisyon sonucu bolca açığa çıkan radyonüklidlerden birisi olması nedeniyle günümüzde denizel ekosistemlerde en bol bulunan yapay radyonükliddir (Kılıç ve diğ., 2014; Marzano ve diğ., 2000).

Ülkemizde radyonüklid/metallerin biyobirikim kinetikleri ile ilgili çalışmalar sınırlı sayıdadır (Topcuoğlu ve Van Doven 1997; Onat ve Topcuoğlu 1999; Güngör ve diğ., 2001; Topcuoğlu 2001; Kalaycı ve diğ., 2013; Sezer ve diğ., 2014). Bu çalışmalar genellikle sadece bir radyonüklidin (genellikle radyosezyum) biyobirikimi üzerinde yoğunlaşmış ve deneyler günümüz deniz suyu pH şartlarında yapılmıştır. OA'nın deniz organizmalarında temel metabolik işlemlere etkisi ya da kirletici biyobirikimine etkisi konusunda bilimsel araştırmalar yapılmamıştır.

## 2.6. AMAÇ

Web of Science verilerine göre Okyanus asitlenmesi ile ilgili yayınlanan makale sayısında 2000 yılından itibaren bir patlama yaşanmıştır (Şekil 2.2). 2000 ile 2013 yılları arasında her yıl bir önceki yıla göre %35'lik bir artış meydana gelmiştir ki bu tüm bilimsel konularda meydana gelen %5'lik artıştan çok daha yüksektir (Riebesell ve Gattuso, 2015). Bu çalışmada OA'nın ekonomik olarak önemli bir bivalv türü olan *Ruditapes philippinarum*'da  $^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  biyobirikimine etkileri araştırılmıştır. *Ruditapes philippinarum* türünün seçilmiş olmasının nedenleri laboratuvar şartlarına çok iyi uyum sağlaması, ekonomik değeri yüksek bir tür olması ve aragonit kabuğa sahip olması olarak sıralanabilir.

Dünyada OA'nın deniz canlıları üzerindeki etkileri ile ilgili yapılan in-situ ve laboratuvar çalışmalarında genelde tuzluluğu 35 p.s.u civarında olan deniz suyu kullanılmaktadır. Bu tuzluluk derecesi okyanusların ve denizlerin ortalama olarak sahip olduğu tuzluluk derecesidir. Buna karşın tuzluluğu nispeten düşük olan Marmara Denizi ve Karadeniz gibi denizlerde yaşayan türlerin OA'dan nasıl etkileneceği bilinmemektedir. Bu bakımdan bu çalışmanın OA'nın *Ruditapes philippinarum*'da  $^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  biyobirikimine etkileri bakımından ülkemiz denizlerine özgü veriler sunması beklenmektedir.



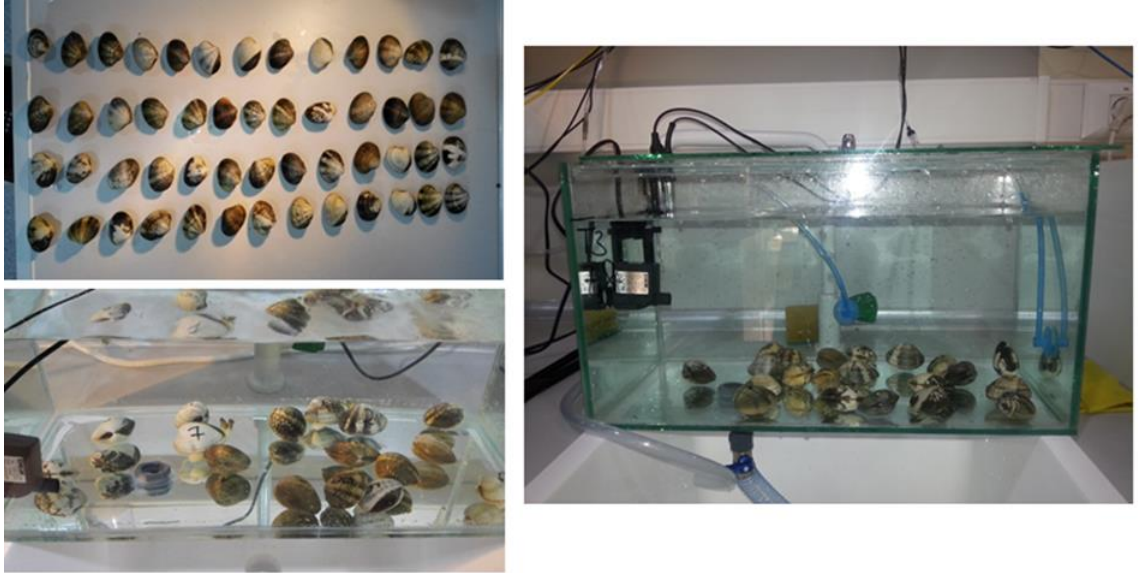
Şekil 2.2: OA ile ilgili yapılan çalışma sayısı.



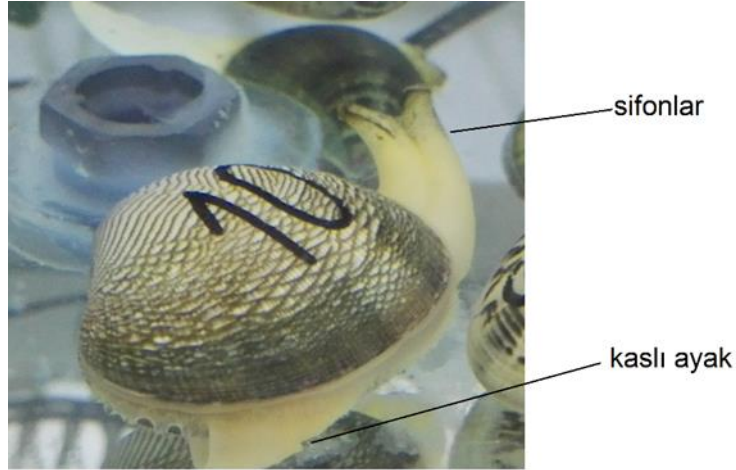
### 3. MALZEME VE YÖNTEM

#### 3.1. ORGANİZMALAR VE LABORATUVARA ADAPTASYON

2016 yılının Ocak ayında 52 adet ticari boyda olgun kum midyesi *Ruditapes philippinarum* ( $29,53 \pm 3,33$  g, yaş ağırlık) Yenikapı balık pazarından canlı olarak satın alınmıştır. Kum midyelerinin Küçükçekmece sahil şeridinden toplandığı öğrenilmiştir. Midyeler ortalama boyları birbirine yakın olacak şekilde üç gruba ayrılmış ve 30 litrelik üç cam akvaryuma dağıtılmıştır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1: Manila kum midyesi (*Ruditapes philippinarum*)



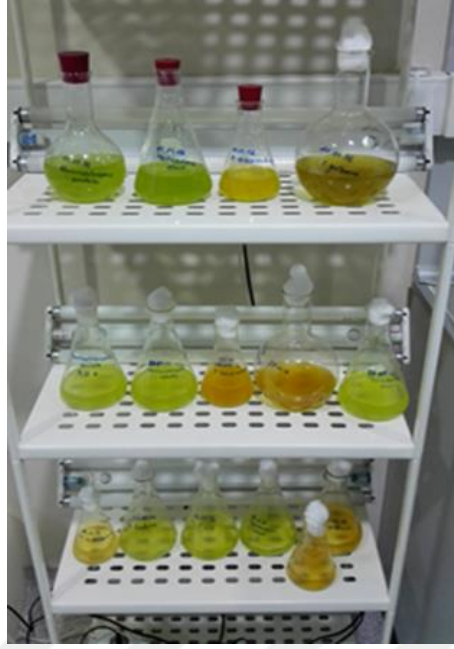
**Şekil 3.2:** Manila kum midyesinin (*Ruditapes philippinarum*) yapısı.

Midyeler laboratuvar şartlarına uyum sağlamaları için 20 litre doğal deniz suyu içeren akvaryumlarda 5 hafta boyunca yetiştirilmiştir. Akvaryumlar devamlı olarak havalandırılmış ve “coolwhite” lamba ile 14 saat gündüz/10 saat gece periyoduna alıştırmıştır. Çalışma boyunca (Laboratuvara alıştırma, üç farklı pH’a alıştırma, alım, atılım) doğal deniz suyu kullanılmış ve deniz suyu Cankurtaran sahil şeridinden getirilmiştir (Şekil 3.3). Bu deniz suyunun tuzluluğu 22,4 psu ve pH’ı 8,25 olarak ölçülmüştür. Bu değerler midyelerin toplandığı Küçükçekmece sahil şeridi suyunun değerlerine oldukça yakındır.



**Şekil 3.3:** Cankurtaran sahilinden deniz suyu alınması.

Midyeler alıştırma periyodu boyunca *Isochrysis galbana*, *Phaeodactylum tricornutum* ve *Tetraselmis chuii* türlerini içeren fitoplankton karışımı ile beslenmiştir (Şekil 3.4).

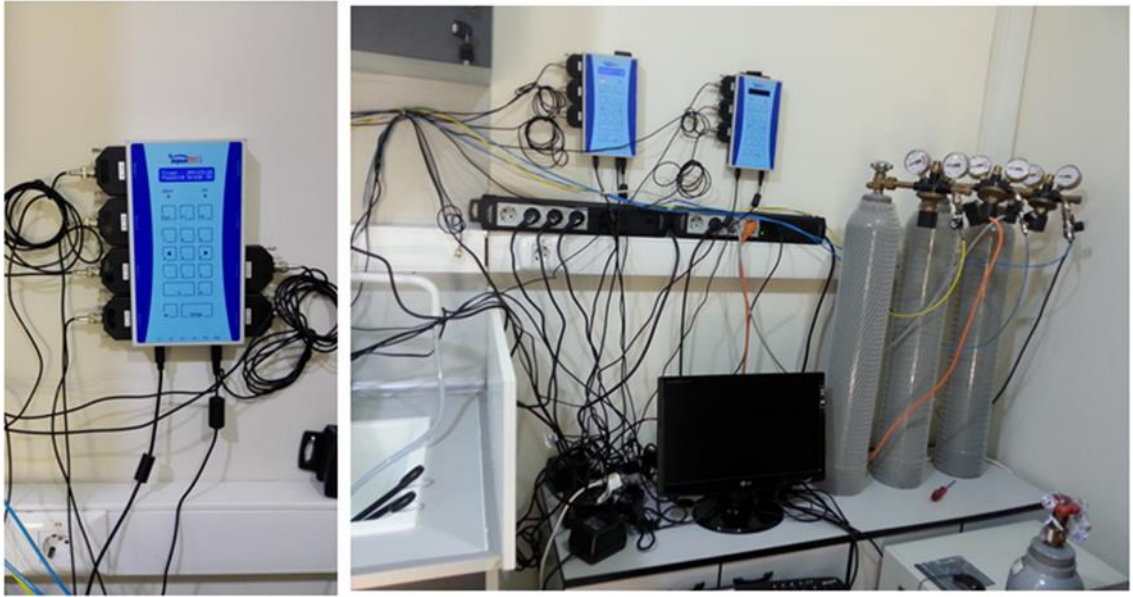


**Şekil 3.4:** Midyeleri beslemek için kullanılan fitoplankton kültürleri.

### 3.2. PH UYGULAMASI

Laboratuvara uyum periyodu tamamlandıktan sonra üç akvaryumdan ikisinin pH seviyeleri her gün 0,10'luk bir pH düşüşü sağlanarak derece derece 7,5 ve 7,8 seviyelerine düşürülmüştür. Bu şekilde kum midyelerinin bulunduğu akvaryum sularının pH değerleri istenen seviyelere bir hafta içinde getirilmiştir. Kum midyeleri bu koşullara (kontrol + iki düşürülmüş pH) 56 gün süreyle maruz bırakılmıştır. Alışma periyodu boyunca midyeler *Isochrysis galbana*, *Phaeodactylum tricorutum* ve *Tetraselmis chuii* türlerini içeren fitoplankton karışımı ile beslenmeye devam edilmiştir. Üç farklı pH değeri günümüzü temsil eden (8,1) ve yakın gelecek için (2100 yılı: 7,8) ve (2200 yılı: 7,5) tahmin edilen değerler esas alınarak belirlenmiştir (Orr ve diğ., 2005; Solomon ve diğ., 2007). Bu değerler CO<sub>2</sub> salınımının günümüzdeki şekliyle devam ettiği ve nüfus artışı dikkate alınarak belirlenmiştir. Akvaryumların pH seviyeleri akvaryum şartlandırıcı bir cihaz olan IKS AQUASTAR (Şekil 3.5) ile  $\pm 0,05$  pH birimi duyarlılığında tam zamanlı olarak kontrol edilmiştir. pH'ın düşürülmesi bu cihaza bağlı olan CO<sub>2</sub> tüplerinden akvaryumlardaki deniz suyuna saf CO<sub>2</sub>'in baloncuklar halinde yavaş bir şekilde verilmesi ile sağlanmıştır. IKS Aquastar, selonoid valfli CO<sub>2</sub> tüp ve akvaryumların içindeki pH problemlerini otomasyon sayesinde üç akvaryumdaki suların pH seviyeleri deneyler boyunca istenen seviyede (7,5, 7,8 ve 8,1) tutulabilmiştir.

pH hedef değerin 0,01 pH seviyesi üzerine çıktığında pH probu yoluyla bunu algılayan IKS Aquastar'ın CO<sub>2</sub> tüpün selenoid valfine sinyal göndermesi ve valfin açılarak pH istenen seviye gelinceye dek akvaryuma saf CO<sub>2</sub> yollanması yolu ile çalışmaktadır. Akvaryumların içinde devamlı bulunan pH problemleri IKS AQUASTAR marka referans elektrot içeren cam elektrot tipindedir. Sistem akvaryumların pH ve sıcaklık değerlerini 15 dakikada bir bilgisayardaki programa kaydetmektedir. Böylelikle deney boyunca kaydedilen değerlerin ortalaması alınarak uygulanan deneysel pH ve sıcaklık değerleri bulunmuştur.



**şekil 3.5:** IKS Aquastar.

Tüm dünyada laboratuvarlarda standart olarak kullanılan pH-metrelerde serbest hidrojen skalası (free hydrogen scale ( $pH_{free}$ )) kullanılmaktadır. Bu skalada sadece serbest hidrojen iyonları dikkate alınır. Toplam pH skala ( $pH_T$ ) veya deniz suyu pH skalası denilen skalada ise deniz suyundaki sülfat ve florit iyonları da dikkate alınmaktadır. IUPAC NBS (National Bureau of Standards) tarafından kabul edilen serbest H skalasına göre ( $pH_{NBS}$ ) pH metreler düşük iyonik sertliğe sahip standart tamponlarla belirlenen pH skalasıdır. NBS pH tamponlarının iyonik sertliği ve deniz suyu iyonik sertliği arasındaki fark nedeniyle deniz suyunda pH ölçümlerinin potansiyometrik sistemlerle ölçülmesi doğru sonuçlar vermemektedir. Bu nedenle deniz suyu pH ölçümlerinde daha doğru sonuçlar veren toplam pH skalasının kullanılması gerekmektedir. Total pH skalasında H<sup>+</sup> iyonları yanı sıra florid ve sülfat iyonlarının da hesaba katılması doğru ölçüm



sonuçları alınmasını sağlamaktadır. Sentetik deniz suyu ile hazırlanmış Tris HCL tamponu (eşmolal Tris buffer 0,04 mol/kg-H<sub>2</sub>O Tris+0,04 mol/kg-H<sub>2</sub>O Tris-HCl) toplam pH hesaplanmasında en sık kullanılan tampondur. Bu çalışma için tuzluluğu 35 p.s.u olacak şekilde deniz suyu ile hazırlanmış Tris (2-amino-2-hydroxymethyl-1,3-propanediol) HCL tamponu A.B.D.'nin Scripps Institution of Oceanography Marine Physical Laboratory'den tedarik edilmiştir (Dickson ve diğ., 2007). Tuzluluğu 35 p.s.u olan bu tampon çözelti saf su ile sulandırılarak deneylerde kullanılan deniz suyuna uygun tuzluluğu 22 p.s.u olan tampon elde edilmiştir. Her üç akvaryumdaki suların toplam IKS sistemin vermiş olduğu pH<sub>free</sub> değerlerinden pH (pH<sub>T</sub>) seviyelerini belirlemek için pH ölçüm sistemi her hafta Tris-HCL buffer kullanılarak kalibre edilmiştir. Bu tezde verilen tüm pH değerleri toplam pH (pH<sub>T</sub>) ölçeğinden verilmiştir. Akvaryumları ve IKS sistemini içeren deney düzeneği Şekil 3.6'da verilmiştir.



**Şekil 3.6:** Deney düzeneği.

Alkalinite bir sulu solusyonda bulunan zayıf bazların asitleri nötralize edebilme kabiliyetini gösterir. Deniz suyunda Toplam alkalinite hidrojen alıcılarına (bazlar,  $K < 10^{-4,5}$ ) karşı hidrojen vericilerinin (asitler,  $K < 10^{-4,5}$ ) toplam nötralize etme kapasitesini hidrojen iyon ekivalenti ile gösteren sayısal bir değerdir (Dickson ve diğ., 2003).

$$A_T = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [B(OH)_4^-] + [OH^-] - [H^+] \quad (3.1)$$

Toplam alkalinite ( $A_T$ ) Gran yöntemi ile ölçülmüştür (Gran, 1952).  $A_T$  ölçümüne başlanmadan önce pH elektrotlarının kalibrasyonu yapılmıştır. Toplam alkalinite ( $A_T$ ) ölçümü için deneyin yapıldığı akvaryumların her üçünden de 100 ml deniz suyu örneği alınmış ve 0,45 µm por çaplı filtre kağıtları kullanılarak süzölmüştür. Süzölmüş olan deniz suları ayrı beherler içerisine alınmış, beherin içerisine manyetik karıştırıcı ve pH probu yerleştirilmiştir. Örnek içerisine eklenen sülfürik asitin tüm sıvıda dağılması için manyetik karıştırıcı kullanılmış, örneğin iyice karışması için yaklaşık olarak 30 saniye beklenmiştir. Asit eklemeye başlanmadan önce başlangıç pH değeri ölçülmüştür. Deniz suyu örneğinin titre edilmesi amacıyla 0,01 N sülfürik asit ( $H_2SO_4$ ) kullanılmıştır. Sülfürik asit; deniz suyunun içerisine yavaş yavaş ilave edilmiş, eklenen asit miktarına bağlı olarak değişen pH değerleri kaydedilmiştir.  $A_T$ , Gran metoduna göre pH değerinin 3,5-3,0 aralığına kadar düşürülmesi sonucu hesaplanmıştır (Dickson ve diğ., 2007). Matematiksel olarak eklenen titrantın ml ve equivalent noktası tespit edilerek Gran F1 fonksiyonu elde edilmiştir.

$$F_1 = (V_0 + V) \times 10^{(-pH)} \quad (3.2)$$

$V_0$ , Örnek hacmi (ml)

$V$ , Titrant hacmi (ml)

Üç farklı  $pH_T$  ve toplam alkalinite değerleri kullanılarak  $pCO_2$  ve toplam inorganik karbon miktarları ve R programının “seacarb” adlı paketi kullanılarak hesaplanmıştır (Gattuso ve diğ., 2015).

### 3.3. ALIM DENEYİ

Alım deneyi için midyeler  $^{57}Co$  ve  $^{134}Cs$  radyonüklidlerine 21 gün süreyle maruz bırakılmıştır. Kimyasal form olarak  $^{57}CoCl_2$  ve  $^{134}CsCl$  kullanılmıştır. Radyonüklidlerin stok solüsyonları 0,1 M HCl’de çözülmüş olarak Eckert & Ziegler firmasından satın alınmıştır. Deney koşulları alıştırmaya periyodunda olduğu gibi devam ettirilmiştir

(devamlı havalandırma, tuzluluk 22 p.s.u, gündüz/gece periyodu: 14/1, sıcaklık 20 °C). Alım deneyi süresince kullanılan deniz suyu 0,45 µm por çaplı selüloz karışık esterli membran filtre ile filtre edilmiştir. Alım periyodu boyunca stok solüsyondan 20 µl <sup>57</sup>Co ve 120 µl <sup>134</sup>Cs alınarak akvaryumlara eklenmiştir. Bu miktarlar sudaki <sup>57</sup>Co ve <sup>134</sup>Cs aktivitelerinin sırasıyla 0,87 ve 0,83 kBq l<sup>-1</sup> olmasını sağlamıştır. Eklenen radyoizleyicilerin sudaki pH'ı önemli derecede değiştirmedeği gözlenmiştir.

Alım deneyinin ilk haftası deniz suyu hergün değiştirilmiş ve her değişimden sonra suya radyoizleyici eklenmesi tekrarlanmıştır. İkinci haftadan itibaren deniz suyu iki günde bir yenilenmiş radyoizleyici eklemesi de buna uygun olarak iki günde bir yapılmıştır. Akvaryumlardaki deniz suyu yenilenirken midyeler *Isochrysis galbana*, *Phaeodactylum tricornutum* ve *Tetraselmis chuii* türlerini içeren fitoplankton karışımı ile 30 dakika boyunca beslenmiştir. 30 dakikalık besleme süresi boyunca midyelerin hedeflenen üç pH seviyesine maruziyetinde kesinti yaşanmaması için her akvaryumdan alınan deniz suları üç ayrı plastik kaba alınmış ve midyeler bu kaplarda beslenmiştir. Beslenmeden sonra midyeler temiz deniz suyu içeren ve <sup>57</sup>Co, <sup>134</sup>Cs radyoizleyicileri eklenmiş akvaryuma alınmıştır. 30 dakikalık beslenme periyodu boyunca deniz suyundan fitoplanktona radyoizleyici birikimi olup olmadığı planktonun sayımı yapılarak test edilmiş ve birikim olmadığı görülmüştür.

Her akvaryumdan 12 adet midye numaralandırılmış, tartılmış ve alım deneyinin ilk haftası her gün <sup>57</sup>Co ve <sup>134</sup>Cs sayımları yapılmıştır. Sayım işlemi ikinci ve üçüncü haftalarda iki günde bir yapılmıştır. Her sayım işleminde aynı midyelerin sayımı yapılmıştır. Her midye yaklaşık 12 dakika boyunca sayılmıştır. Böylelikle alım deneyi boyunca toplam 10 gün sayım yapılmış ve radyoizleyicilerin alım biyokinetikleri belirlenmiştir. Akvaryumlarda bulunan deniz suyuna radyoizleyicileri eklemekten önce ve sonra akvaryumlardan 150 ml deniz suyu alınmış ve deniz suyunda da radyoizleyici aktiviteleri alım deneyi süresince ölçülmüştür.

### 3.4. ATILIM DENEYİ

21 günlük alım deneyi bittikten sonra radyoizletilmiş olan midyeler aynı akvaryumlarda ve aynı şartlarda bu kez radyoizleyici içermeyen 20 litre temiz deniz suyuna alınmıştır. Deniz suyunda radyoaktif madde bulunmayan bu şartlarda

midyelerden  $^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  radyonüklidlerinin atılımı 35 gün süreyle takip edilmiştir. Üç akvaryumdaki deniz suları ilk hafta her gün, takip eden haftalar iki günde bir yenilenmiştir. Atılım deneyi süresince alım deneyinde numaralandırılmış olan 12 midyenin  $^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  sayımı yapılmıştır.

Ayrıca her akvaryuma alım deneyinde radyoişaretlenmemiş olan üç adet midye konularak bu midyelerde de sayım yapılmıştır. Bu midyelerdeki sayımlar midyelerin feçesleri ve kabuklarından desorption ile atılan radyoizleyicilerin tekrar suya karışarak midyelerde birikip birikmediğini test edebilmek amacıyla yapılmıştır. Bu midyelerde  $^{134}\text{Cs}$  aktivitesi gözlenmezken düşük miktarda  $^{57}\text{Co}$  aktivitesi tespit edilmiştir. Bu aktivite değerleri deney midyelerinde ölçülen  $^{57}\text{Co}$  aktivite değerinden düşülerek düzeltme yapılmıştır. Atılım deneyinin sonunda midyeler kabuk ve yumuşak dokularına ayrılmış ve bu şekilde de sayım yapılmıştır.

### 3.5. $^{57}\text{Co}$ VE $^{134}\text{Cs}$ ÖLÇÜMLERİ

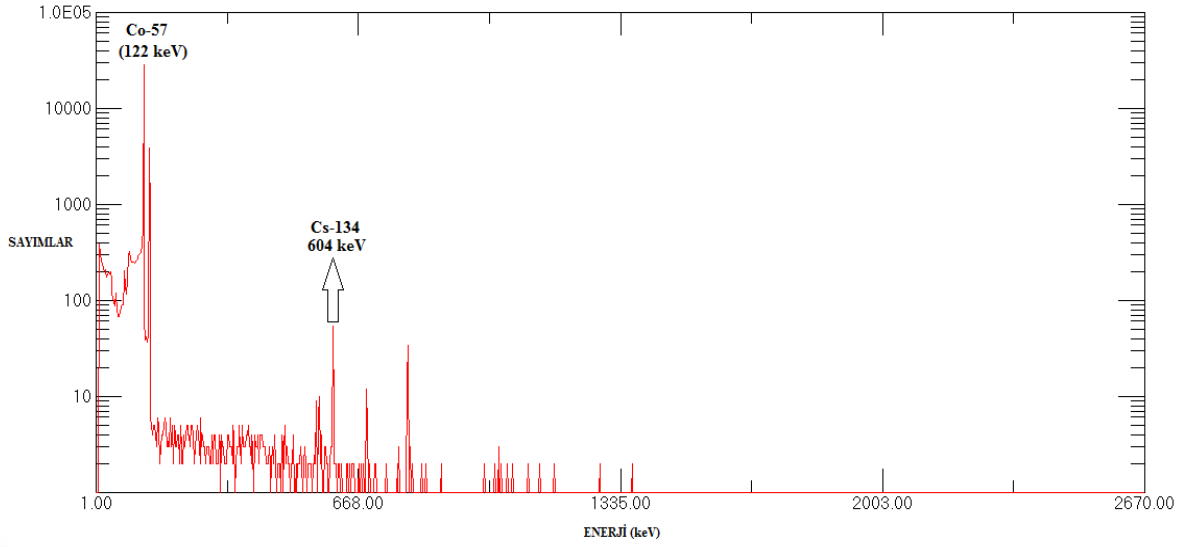
$^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  aktiviteleri ORTEC marka yarı iletken, yüksek saflıkta germanyum dedektörlü (HPGe) gama spektrometresinde ölçülmüştür (Şekil 3.7). Ölçümler sonucunda elde edilen gama spektrumları ORTEC Maestro 32 adlı veri işleme ve analiz sistemi ile analiz edilmiştir. Gama spektrometresinin dedektörü, çözünürlüğü (FWHM)  $^{57}\text{Co}$ 'nin 122 keV enerjideki pikinde 1,0 keV ve  $^{60}\text{Co}$ 'ın 1,33 MeV enerjideki pikinde 1,8 keV olarak ölçülmüştür. Dedektör ortak eksenli (koaksiyal), dik tip ve 7 cm çapındadır. Dedektör nisbi ölçüm verimi  $^{60}\text{Co}$ 'ın 1,33 MeV enerjideki pikinde 22,1%'dir. Dedektör çevreden gelen radyasyonu düşürmek için 10 cm kalınlığında kurşun zırhla çevrilmiş durumdadır. Bu çalışmada ölçülen  $^{134}\text{Cs}$  ve  $^{57}\text{Co}$  radyonüklidlerinin aktiviteleri sırasıyla 604 ve 122 keV enerjideki pikleri üzerinden hesaplanmıştır. Alım deneyinde bir midyenin gama izotopik sayımı ile oluşan  $^{134}\text{Cs}$  ve  $^{57}\text{Co}$  fotopikleri Şekil 3.8'de verilmiştir. Bu şekle göre 121 keV'de  $^{57}\text{Co}$ , 605 keV'de  $^{134}\text{Cs}$  piki bulunmaktadır.  $^{134}\text{Cs}$  ve  $^{57}\text{Co}$  radyonüklidlerinin yarı-ömürleri sırasıyla 2,1 yıl ve 271,74 gündür. Deneyler süresince bu radyonüklidlerin uğradıkları fiziksel bozunmanın yapılan tüm sayımlarında dikkate alınabilmesi için sayım günleri aktivitesi belli olan standart bir kaynağın sayımı yapılmıştır.





**Şekil 3.7:** Gama spektrometresi.

Midyelerdeki ve deniz suyundaki  $^{134}\text{Cs}$  ve  $^{57}\text{Co}$  aktiviteleri bu örneklerle aynı sayım geometrisinde hazırlanmış standart kaynaklarla karşılaştırılarak hesaplanmıştır. Standart olarak kullanılacak olan midye  $^{134}\text{Cs}$  ve  $^{57}\text{Co}$  radyonüklidlerinin midyedeki dağılımları göz önünde tutularak gerçeğe uygun bir şekilde hazırlanmıştır. Buna göre; ölçü bir midye kabuğunun iç ve dış yüzeylerine  $^{57}\text{Co}$ 'nin bilinen aktivitesi sürülerek kabuklar silikonla yapıştırılmıştır (canlı bir midyeye benzer şekilde). Kapaklar kapatılmadan önce yumuşak dokuyu temsil etmesi için içine pamuk konulmuştur.  $^{57}\text{Co}$  için bilinen aktivitenin sadece %10'luk bir kısmı pamuğa sürülmüştür. Çünkü kobaltın büyük kısmının midyelerin kabuğunda biriktiği bilinmektedir.  $^{137}\text{Cs}$  için başka bir midye aynı şekilde hazırlanmış bu kez  $^{134}\text{Cs}$ 'ün bilinen aktivitesi pamuk ve kabuklara eşit bir şekilde dağıtılmıştır. Çünkü sezyumun midyelerdeki vücut yükü yumuşak doku ve kabukta birbirine yakın olacak şekildedir.



Şekil 3.8: Midye örneklerinde gama spektrometrik ölçüm sonucunda oluşan gama spektrumu.

### 3.6. VERİ ANALİZİ VE İSTATİSTİK

Radyoizleyicilerin midye tarafından alımı konsantrasyon faktörü (CF) ile ifade edilmiştir. CF midyelerin vücutlarında bulunan radyoizleyici aktivitesinin ( $\text{Bq g}^{-1}$ ) alım deneyi boyunca akvaryumda bulunan deniz suyu ortalama aktivitesine ( $\text{Bq g}^{-1}$ ) oranıdır.

$$CF_t = \frac{\text{Midye yaş ağırlığında t zamanındaki aktivite } (\text{Bq/g})}{\text{Deniz suyunda t zamanına kadar ölçülen aktivite ortalaması } (\text{Bq/g})} \quad (3.3)$$

Bu oranın doğru olarak hesaplanabilmesi için (midye ve deniz suyu geometrisinin ölçüm verimi eşit olmadığından) iki geometri ile yapılan ölçümleri normalize etmek amacıyla normalizasyon katsayıları hesaplanmıştır. Bunun için eşit miktarda  $^{134}\text{Cs}$  ve  $^{57}\text{Co}$  ile kontamine edilen midye ve deniz suyu ölçümleri yapılmıştır. Buna göre midye ölçüm veriminin deniz suyu ölçüm veriminden  $^{134}\text{Cs}$  için 1,92 kat,  $^{57}\text{Co}$  için 2,72 kat daha yüksek olduğu belirlenmiş ve bu değerler kullanılarak normalizasyon yapılmıştır.

Radyonüklidlerin ve metallerin deniz canlılarında alımı ve atılımı genellikle iki parametrelili asimptotik eksponansiyel fonksiyon ile ifade edilmektedir. Bu model biyobirikim deney sonuçlarına en uygun olan üstel fonksiyonlu eğri uydurma (curve fitting) metodudur.

Her iki radyonüklidin alım kinetiği eksponansiyel doyma denkleminde uymuştur (Whicker ve Schultz, 1982) (Denklem 3.4).

$$CF_t = CF_{SS}(1 - e^{-k_e t}) \quad (3.4)$$

$CF_t$ , t zamanındaki konsantrasyon faktörü

$CF_{SS}$ , denge durumundaki konsantrasyon faktörü

$k_e$ , atılım sabiti

Bu modele göre aynı zamanda aşağıdaki denklem ile alım sabiti de ( $k_u$ ) hesaplanabilmektedir (Whicker ve Schultz, 1982).

$$CF_{SS} = k_u / k_e \quad (3.5)$$

Radyoizleyicilerin atılım kinetikleri atılıma başlandığı zamanki aktivite %100 olarak kabul edilerek herhangi bir t zamanında midyede kalan aktiviteler ilk aktivitenin yüzdesi olarak ifade edilmiştir. Her iki radyonüklidin atılım kinetikleri de eksponansiyel modele uymuştur (Denklem 3.6).

$$A_t = A_0 e^{-k_e t} \quad (3.6)$$

$A_t$ , t zamanında midyede kalan aktivite

$A_0$ , atılımın başlangıcında (t=0) midyede bulunan aktivite

$k_e$ , atılım sabiti ( $\text{gün}^{-1}$ )

Bu modele göre radyonüklidin midyedeki biyolojik yarı-ömrü  $T_{b1/2}$  aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır (Warnau ve diğ., 1996).

$$T_{b1/2} = \ln 2 / k_e \quad (3.7)$$

Alım ve atılım sonuçlarının modellenmesi IBM SPSS programı ve R programının “nls” paket uygulaması kullanılarak non-lineer en düşük kareler regresyon analizi ile yapılmıştır (Team R Core, 2014). pH uygulamaları arasında radyonüklidlerin biyobirikimi bakımından fark olup olmadığı One-way Anova varyans analizi ile test

edilmiştir. Bu test radyonüklidlerin  $k_u$  ve  $k_e$  değerleri esas alınarak yapılmıştır. Varyansların homojenliği testi uygulanarak anovadan sonra hangi post-hoc testinin uygulanacağına (Dunnet T3 veya TUKEY HSD) karar verilmiştir. Alım, atılım ve boxplot grafikleri R programı ile çizilmiştir.



## 4. BULGULAR

Beş haftalık alıştırma periyodu süresince kum midyelerinde ölüm gözlenmemiştir. Alım ve atılım deneyleri süresince kontrol akvaryumunda (pH: 8,1) ölüm olayı gözlenmezken 7,5 ve 7,8 pH seviyelerine sahip akvaryumlarda sırasıyla 2 ve 4 midye ölmüştür. Buna göre ölüm oranının genel olarak oldukça düşük olduğu ve uygulanan pH'a bağlı olmadığı görülmektedir. Deney sularının deneysel pH değerleri ve karbonat kimyası ile ilgili değerleri Tablo 4.1'de verilmiştir.

**Tablo 4.1:** Deniz suyu deneysel pH ve karbonat kimyası değerleri.

Teorik pH	Deneysel pH	$A_T$ ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ )	$p\text{CO}_2$ ( $\mu\text{atm}$ )	$\text{CO}_3^{2-}$ ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ )	$\text{HCO}_3$ ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ )	$C_T$	$\Omega_a$
7,5	$7,56 \pm 0,10$	1616,6	1104,0	36,7	1526,0	1600,0	0,60
7,8	$7,78 \pm 0,08$	1574,8	624,5	57,2	1432,5	1510,8	0,93
8,1	$7,97 \pm 0,07$	1883,6	461,3	101,4	1638,9	1755,8	1,65

$C_T$ , toplam inorganik çözülmüş karbon;  $A_T$ , toplam alkalinite,  $\Omega_a$ , aragonite doyma durumu. ( $pH_T$  ve  $A_T$  ölçülmüş diğer parametreler bu ölçüm sonuçları R programı "seacarb" paketi kullanılarak hesaplanmıştır. Deneysel pH tüm deneyler süresince IKS sistemde bilgisayara kaydedilen değerlerin ortalaması alınarak hesaplanmıştır.)

### 4.1. ALIM

Kum midyeleri deniz suyunda çözülmüş  $^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  radyoizleyicilerine 21 gün süreyle maruz bırakılmıştır. Radyoizleyicilerin alım kinetikleri CF ile ifade edilmiştir. Kobaltın ve sezyumun kum midyesi tarafından üç farklı pH seviyesinde alınması sırasıyla Şekil 4.1 ve Şekil 4.2'de gösterilmiştir. İki radyoizleyicinin de alım kinetiğinin iki parametrelili asimptotik üstel modele uyduğu belirlenmiş model parametreleri Tablo 4.2'de verilmiştir.

Azaltılmış pH koşullarında  $^{57}\text{Co}$  midyede kontrole göre çok daha etkili bir şekilde birikmiştir.  $CF_{ss}$  değerleri düşük pH akvaryumlarında (7,5 ve 7,8)  $258 \pm 10$ , ve  $194 \pm 6$  olarak bulunurken, kontrol akvaryumunda  $130 \pm 5$  olarak bulunmuştur. Atılım sabiti ele alındığında pH: 7,8 ve 7,5'de normokapniaya göre 1,22 ve 2,02 kez daha yüksek olduğu

görülmektedir. One-way Anova testine göre düşük pH koşullarında midyede  $^{57}\text{Co}$  alımı günümüz şartlarına göre önemli derecede yüksek olduğu görülmektedir (Tablo 4.3). Bununla beraber en yüksek alım en düşük pH'da gözükmesine karşın en düşük pH uygulaması (7,5) ile 7,8 arasında  $^{57}\text{Co}$  birikimi bakımından istatistiki olarak bir fark olmadığı görülmüştür.

Sezyum alımı da üç pH uygulamasında doyma noktasına ulaşmıştır (Şekil 4.2).  $^{134}\text{Cs}$ 'ün  $^{57}\text{Co}$ 'ye oranla çok daha az biriktiği görülmektedir. Üç uygulama için  $^{134}\text{Cs}$  için hesaplanan  $\text{CF}_{\text{ss}}$  değerleri birbirine oldukça yakındır (Tablo 4.3). One-way Anova testine göre sezyumun alımı bakımından kontrol ve düşük pH uygulamaları arasında önemli bir fark olmadığı görülmektedir.

**Tablo 4.2:** Üç farklı pH seviyesinde bulunan konsantrasyon faktörü değerleri.

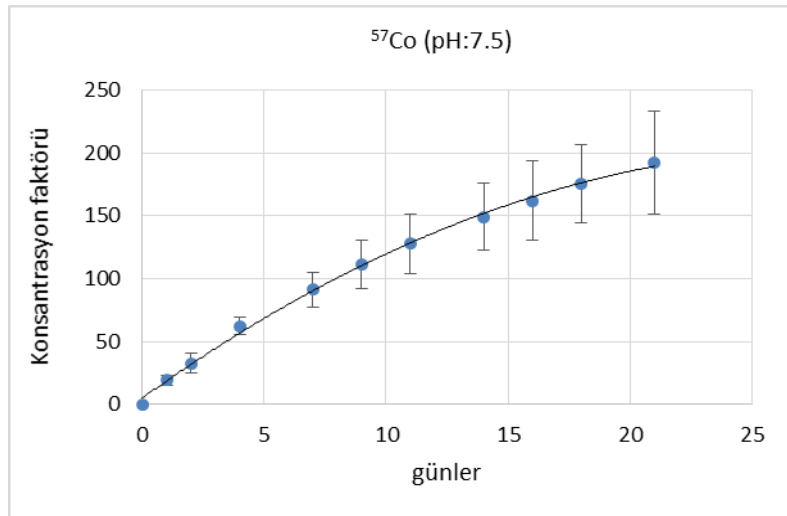
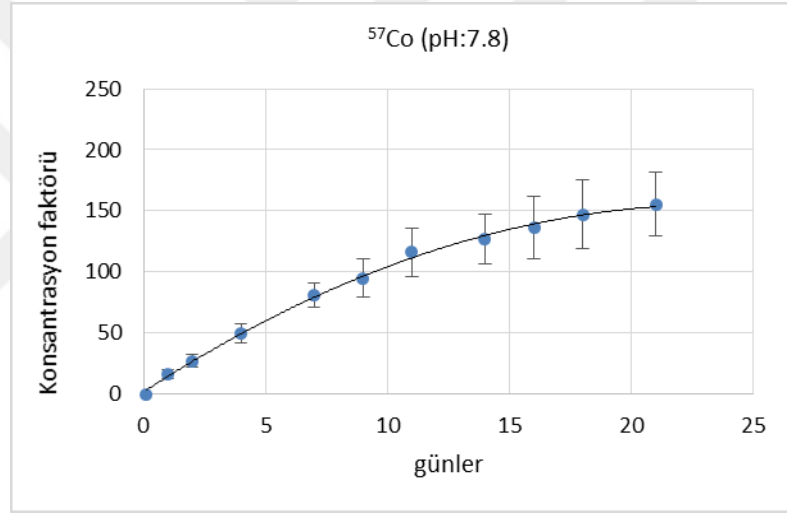
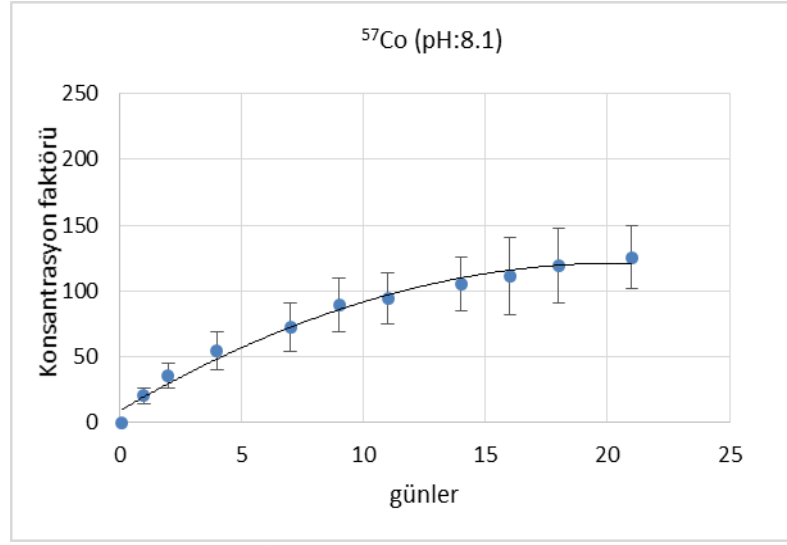
pH	8,1		7,8		7,5	
	$^{57}\text{Co}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{57}\text{Co}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{57}\text{Co}$	$^{134}\text{Cs}$
Günler						
1	20,3 ± 5,7	0,58 ± 0,30	16,3 ± 3,4	0,53 ± 0,20	19,0 ± 3,9	0,57 ± 0,21
2	35,8 ± 9,6	0,77 ± 0,13	27,3 ± 5,6	0,72 ± 0,15	32,6 ± 7,6	0,64 ± 0,16
4	54,2 ± 14,3	0,90 ± 0,16	50,1 ± 7,8	0,88 ± 0,22	62,3 ± 6,8	0,86 ± 0,16
7	72,7 ± 18,4	1,08 ± 0,17	80,9 ± 10,1	0,95 ± 0,24	91,0 ± 13,6	0,96 ± 0,23
9	89,6 ± 20,5	1,16 ± 0,23	95,1 ± 15,7	1,02 ± 0,32	111,4 ± 19,1	1,02 ± 0,27
11	94,7 ± 19,4	1,15 ± 0,32	116,0 ± 19,6	1,34 ± 0,25	127,6 ± 23,6	1,18 ± 0,28
14	105,4 ± 20,4	1,27 ± 0,27	126,9 ± 19,9	1,23 ± 0,25	149,0 ± 26,5	1,21 ± 0,26
16	111,0 ± 29,4	1,40 ± 0,19	135,9 ± 25,5	1,15 ± 0,27	161,9 ± 31,3	1,32 ± 0,20
18	119,1 ± 28,7	1,36 ± 0,19	146,8 ± 28,2	1,25 ± 0,23	175,5 ± 31,4	1,26 ± 0,23
21	125,6 ± 24,3	1,34 ± 0,23	155,6 ± 26,0	1,31 ± 0,26	192,3 ± 40,6	1,39 ± 0,19

**Tablo 4.3:** Alım kinetiği için hesaplanan model parametreleri.

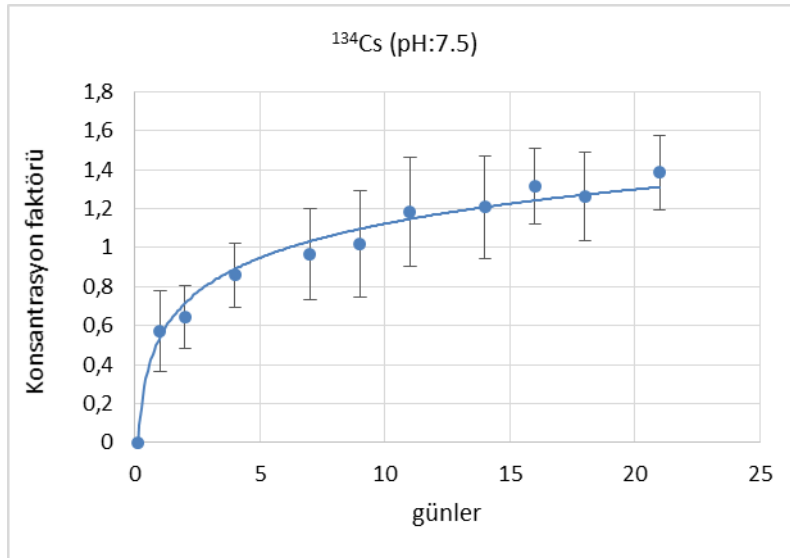
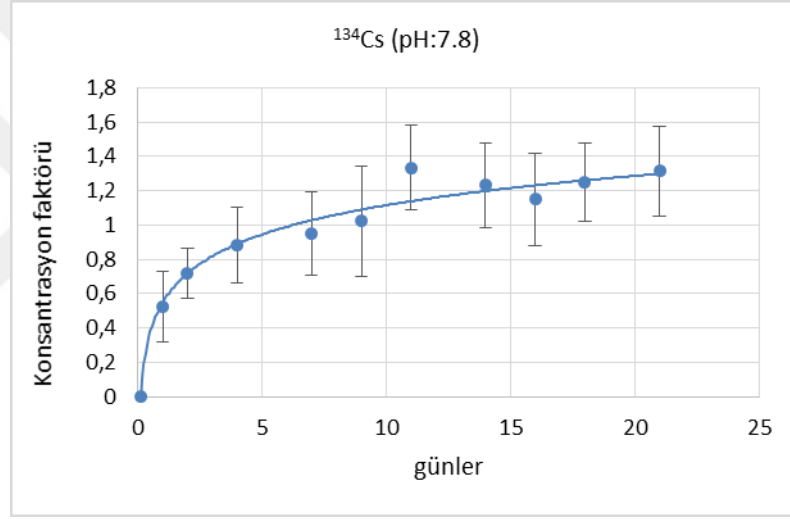
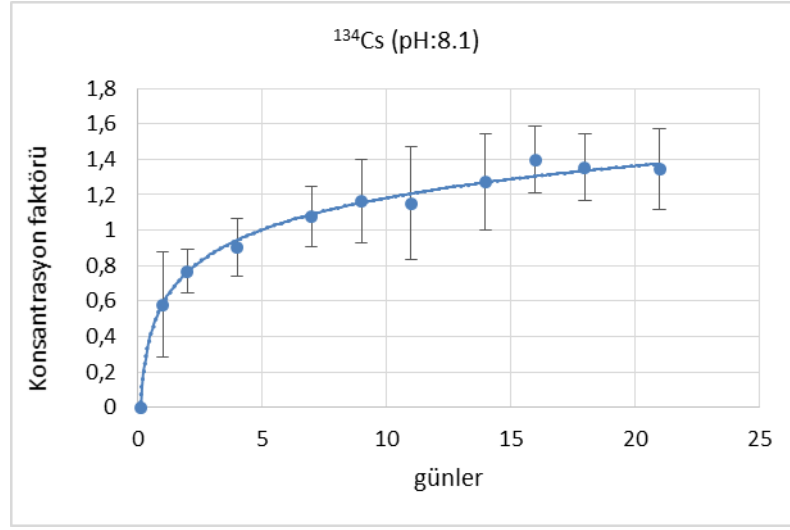
Metal	pH	$k_u \pm \text{SE}$	$k_e \pm \text{SE}$	$\text{CF}_{\text{ss}} \pm \text{SE}$	$R^2$
$^{57}\text{Co}$	7,5	16,24 ± 1,03	0,063 ± 0,004 ***	257,8 ± 10,1	0,998
	7,8	14,96 ± 0,78	0,077 ± 0,004***	194,3 ± 5,6	0,998
	8,1	16,57 ± 1,30	0,127 ± 0,010***	130,5 ± 4,6	0,995
$^{134}\text{Cs}$	7,5	0,394 ± 0,078	0,318 ± 0,063**	1,24 ± 0,06	0,999
	7,8	0,470 ± 0,092	0,392 ± 0,077**	1,20 ± 0,05	0,999
	8,1	0,506 ± 0,086	0,399 ± 0,068**	1,27 ± 0,05	0,999

$k_u$ ; alım sabiti,  $k_e$ ; atılım sabiti,  $\text{CF}_{\text{ss}}$ ; sabit durum konsantrasyon faktörü.

p: \*\*\* <0,0001 \*\* <0,001 \* <0,01

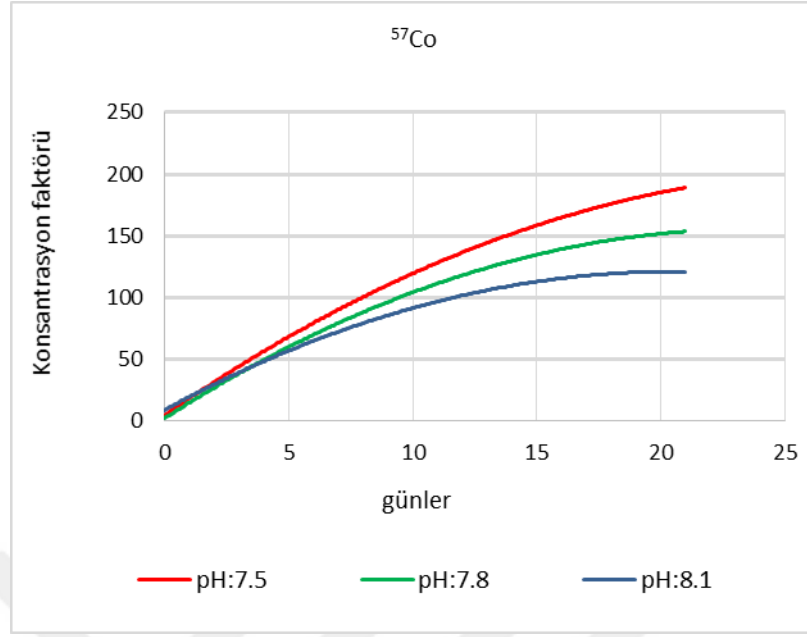


Şekil 4.1: Üç farklı pH'da  $^{57}\text{Co}$ 'nin kum midyesinde alımı.



Şekil 4.2: Üç farklı pH'da  $^{134}\text{Cs}$ 'ün kum midyesinde alımı.





Şekil 4.3:  $^{57}\text{Co}$  için farklı pH'larda elde edilen konsantrasyon faktörü eğrileri.

#### 4.2. ATILIM

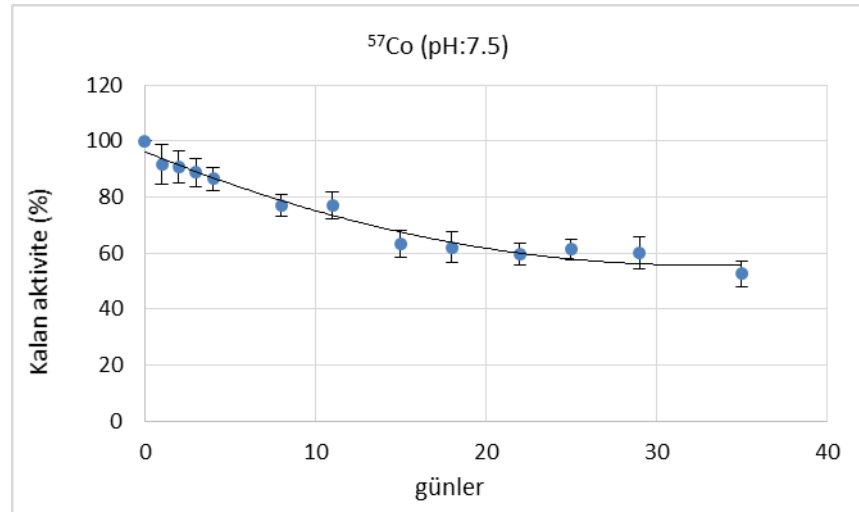
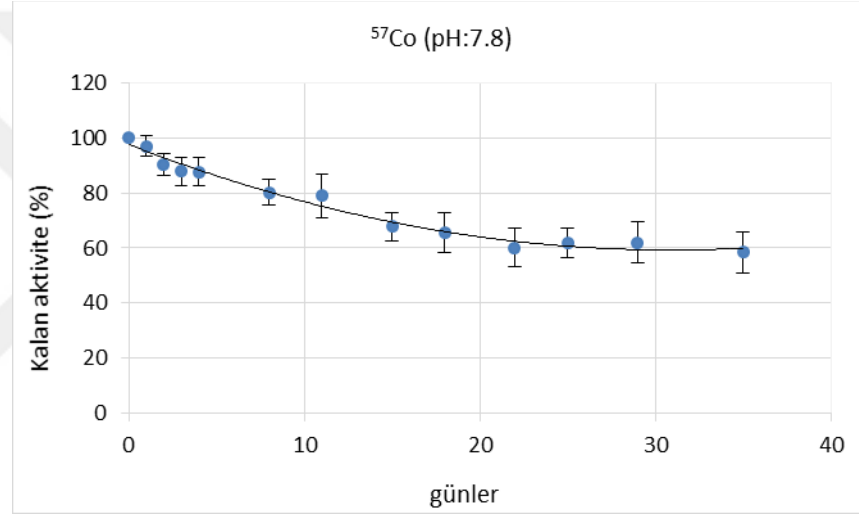
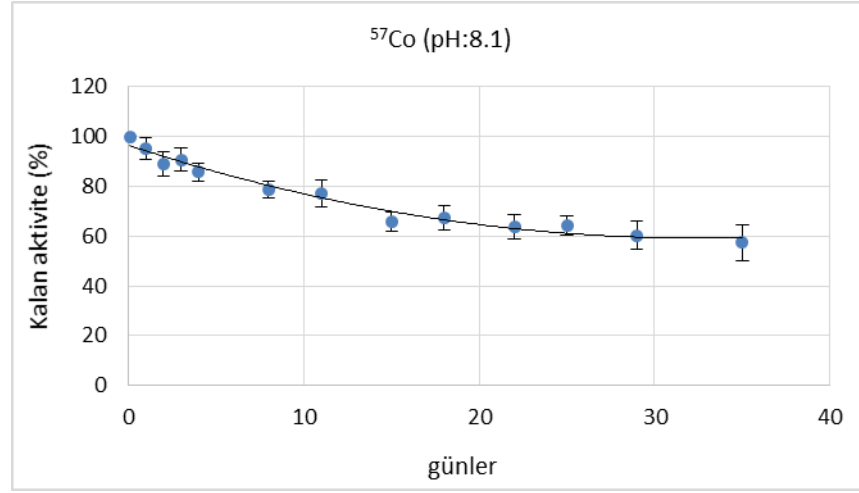
Alımın son sayımının ardından midyeler radyoaktif madde olmayan temiz deniz suyu koşullarına alınarak 35 gün boyunca atılım takip edilmiştir.  $^{57}\text{Co}$ 'nin atılım grafikleri Şekil 4.4'te,  $^{134}\text{Cs}$  atılım grafikleri Şekil 4.5'te verilmiştir. Atılım değerlerinin standart sapmaları yüksek olduğundan  $^{134}\text{Cs}$  atılımı için modelleme yapılamamış, atılım sabiti değerleri belirlenememiştir. Bununla birlikte  $^{134}\text{Cs}$  atılımının her üç pH seviyesinde benzer olduğu görülmektedir.  $^{57}\text{Co}$ 'nin tek parametrelili üstel modele uyduğu görülmüştür (Tablo 4.4). 35 günlük periyotta  $^{57}\text{Co}$  aktivitesinin yaklaşık olarak yarısının uzaklaştırıldığı görülmektedir. Biyolojik yarı ömürler 7,5, 7,8 ve 8,1 pH değerleri için sırasıyla 37,1, 40,5, 41,7 olarak hesaplanmıştır. One-way Anova testine göre  $^{57}\text{Co}$  atılımında üç koşul arasında önemli ölçüde farklılık olmadığı görülmüştür. Atılımın sonunda 7,8 ve 7,5 pH değerlerinde  $^{57}\text{Co}$  aktivitesinin normacapniaya göre 1,39 ve 1,23 kat daha yüksek olduğu anlaşılmıştır.

**Tablo 4.4:** Atılım kinetiği için hesaplanan model parametreleri.

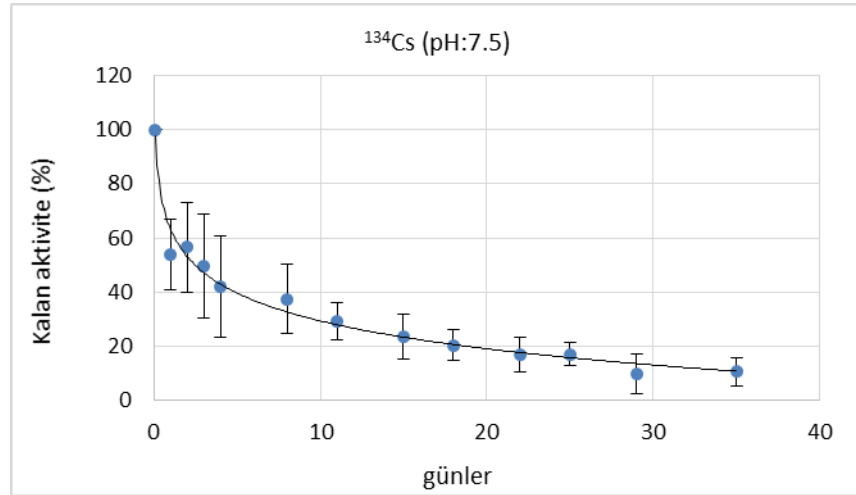
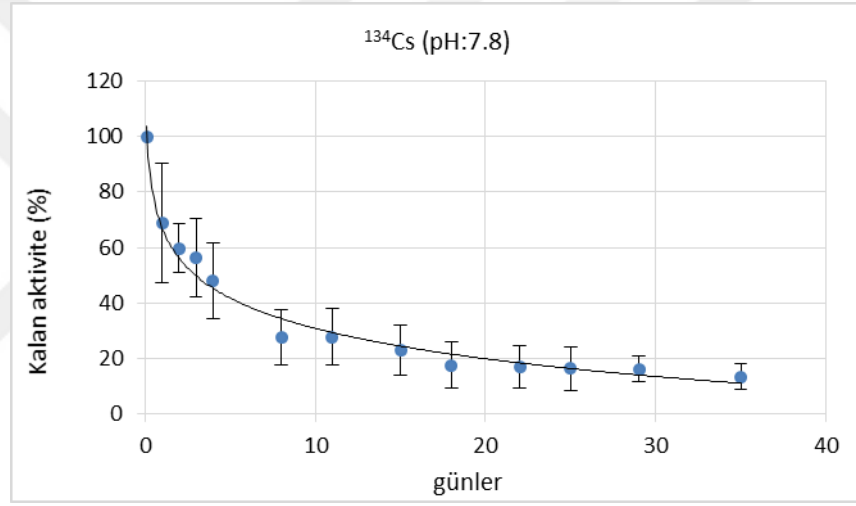
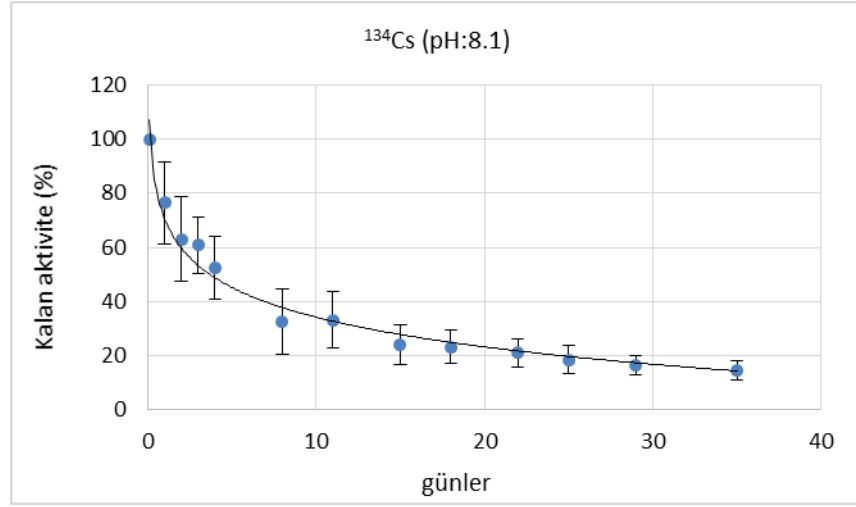
pH	$A_0 \pm SE$ (%)	$k_{el}$	$T_{bl/2} \pm SE$ (d)	$R^2$
7,5	$93,7 \pm 1,98$	$0,0187 \pm 0,0016^{***}$	$37,1 \pm 3,18$	0,975
7,8	$94,6 \pm 1,93$	$0,0171 \pm 0,0015^{***}$	$40,5 \pm 3,55$	0,976
8,1	$93,8 \pm 1,80$	$0,0166 \pm 0,0014^{***}$	$41,7 \pm 3,52$	0,979

$A_0$ ; atılım başlangıç noktası,  $T_{bl/2}$ ; biyolojik yarı ömür,  $k_e$ ; atılım sabiti.

p: \*\*\* <0,0001    \*\* <0,001    \* <0,01



Şekil 4.4:  $^{57}\text{Co}$ 'nin kum midyesinden atılımı.



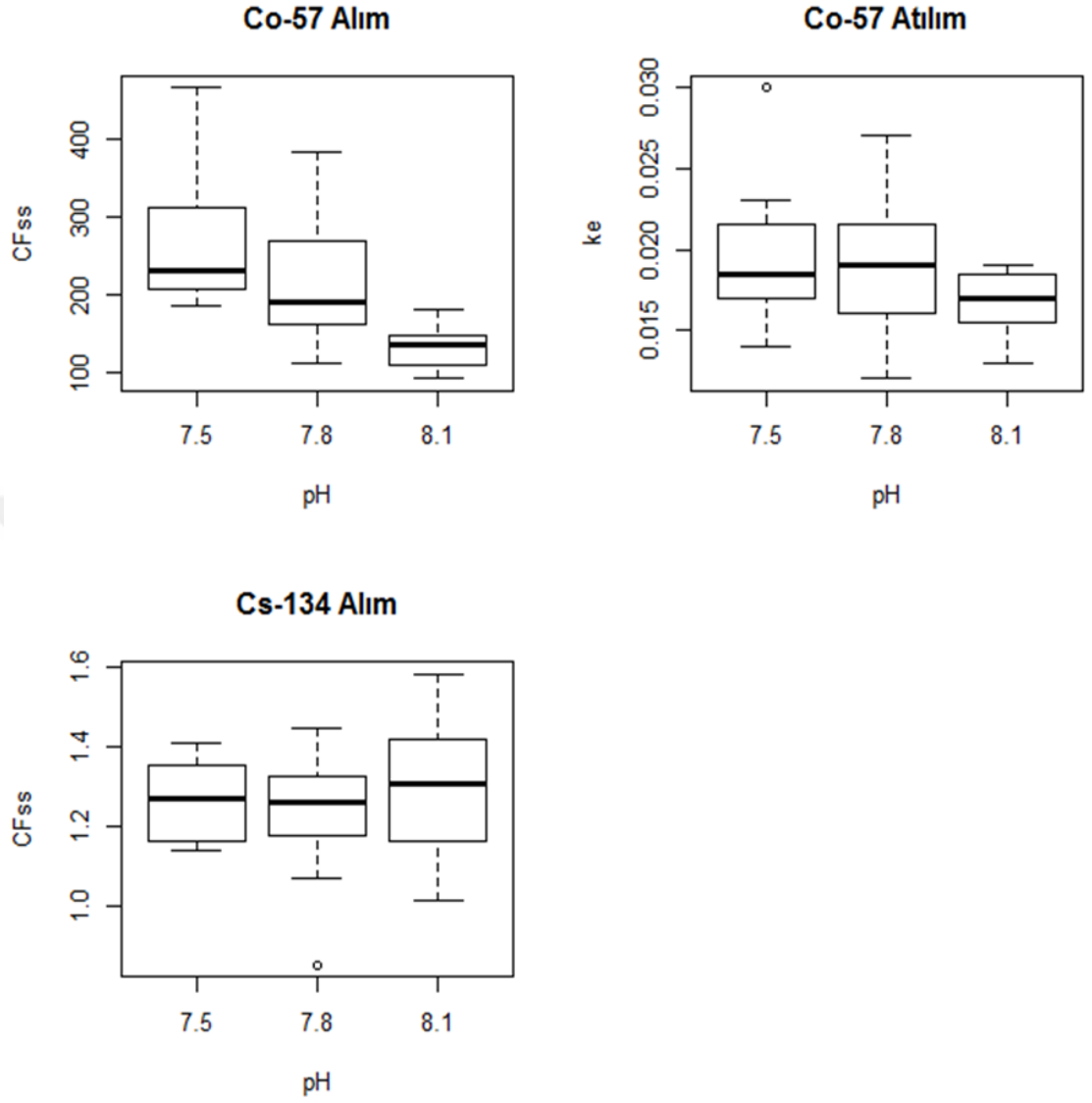
Şekil 4.5:  $^{134}\text{Cs}$ 'ün kum midyesinden atılımı.

**Tablo 4.5:**  $^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  biyobirikim verimliliklerinin ( $k_e$ ) karşılaştırılması.

	Metal	Parametre	Tek Yönlü Anova		Post-Hoc Testleri		
			p	F	kontrol-7,5	kontrol-7,8	7,5-7,8
Alım	$^{57}\text{Co}$	k	0,0000002	20,44	0,00000	0,002	0,456
		$\text{CF}_{\text{ss}}$	0,000318	10,384	0,01	0,013	0,437
	$^{134}\text{Cs}$	k	0,326	1,160	0,298	0,636	0,821
		$\text{CF}_{\text{ss}}$	0,573	0,566	0,921	0,550	0,786
Atılım	$^{57}\text{Co}$	k	0,143	1,676	0,204	0,373	0,932

p : \*\*\* <0,0001    \*\* <0,001    \* <0,01

Post-Hoc Testleri:  $^{57}\text{Co}$  alımı için Dunnet T3 ,  $^{134}\text{Cs}$  alımı ve  $^{57}\text{Co}$  atılımı için Tukey HSD.



**Şekil 4.6:**  $^{57}\text{Co}$  ve  $^{134}\text{Cs}$  için üç pH seviyesinde  $\text{CF}_{\text{ss}}$  değerleri ve  $^{57}\text{Co}$  için üç pH seviyesinde  $k_e$  değerleri.

## 5. TARTIŞMA VE SONUÇ

### 5.1. BİYOBİRİKİMİN GENEL DEĞERLENDİRİLMESİ

Kum midyeleri günümüz deniz suyu pH'ı ve gelecek CO<sub>2</sub> yayılımı tahminlerine göre belirlenmiş olan iki adet düşük pH seviyesinde çözünmüş <sup>134</sup>Cs ve <sup>57</sup>Co radyonüklidlerine maruz bırakılmıştır. Günümüz şartlarında <sup>57</sup>Co için CF<sub>ss</sub> değeri kum midyesinde yaklaşık 130 olarak bulunmuştur. Bu değer diğer bir bivalv yumuşakça olan deniztarağı *Chlamys varia*'da 160 olarak rapor edilmiştir (Metian ve diğ., 2009). Günümüz şartlarında <sup>134</sup>Cs için CF<sub>ss</sub> değeri yaklaşık 1,27 olarak bulunmuştur. Bu değer başka bir deniztarağı türü *Pecten maximus*'da 1,0 olarak bulunmuştur (Metian ve diğ., 2011). Başka bir çalışmada <sup>134</sup>Cs konsantrasyon faktörü *G. pectinatum*, *I. isognomum* ve *M. regula* bivalvleri için sırasıyla 0,80, 1,29 ve 1,21 olarak bildirilmiştir (Metian ve diğ., 2016). <sup>134</sup>Cs için diğer çalışmalara göre biraz daha yüksek bulunan CF<sub>ss</sub> değeri bu çalışmada kullanılan deniz suyunun tuzluluğunun diğer çalışmalarda kullanılan deniz suyu tuzluluğuna göre daha düşük olmasıdır. Çünkü tuzluluğu yüksek olan deniz suyunda doğal olarak daha fazla K<sup>+</sup> bulunması onun kimyasal analogu olan Cs elementinin deniz organizmaları tarafından daha düşük miktarda biriktirilmesine yol açmaktadır. Türler arasında da elementleri biriktirme etkinliği bakımından fark olduğu bilinmektedir.

Son on yılda okyanus asitlenmesinin deniz organizmalarındaki etkileri ile ilgili yapılan çalışma sayısında bir patlama yaşanmış olmasına karşın hangi organizmanın ne derecede etkileneceği ve fizyolojik değişikliklerin mekanizması gibi konular tam olarak aydınlatılamamıştır. Bu çalışmalardan sadece birkaç tanesi metallerin ve radyonüklidlerin asitliği artmış deniz suyu koşullarında biyobirikimi ile ilgilidir. Düşük pH seviyelerinde yetiştirilen *R. philippinarum*'da normal deniz suyu pH seviyesinde yetiştirilenlere göre fizyolojik bozukluklar ve yumurtlama becerisinde anormallikler gözlenmiştir (Xu ve diğ., 2016). Son yapılan çalışmalarda deniz dibi CO<sub>2</sub> depolarından sızan CO<sub>2</sub> nedeniyle sediment asitliğinin artmasının *R. philippinarum*'da ağır metal biyobirikimini arttırdığı rapor edilmiştir (Rodríguez-Romero ve diğ., 2014; Basallote ve

diğ., 2015). Lopez ve diğ. (2010) düşük pH'a (6,5 ve 7,5) maruz bırakılan kum midyesinde kontrol seviyesindeki pH'a (8,5) oranla daha fazla Zn, Cd, Pb, Cu, Ni, Cr, Hg, ve As biriktiğini rapor etmişlerdir. Metallerin en fazla birikiminin en düşük pH seviyesinde olduğunu göstermişlerdir.

Bununla beraber deniz suyu için pH: 6,5 değeri gelecek tahminlerinden çok daha düşük bir değerdir ve gerçekçi değildir. Lopez ve diğ. (2010) olgunlaşmamış manila kum midyesinde sedimentte bulunan metallerin biyomevcudiyetinin ve birikiminin arttığını rapor etmişlerdir. Bunun tersine olgun manila kum midyelerinde metal biyobirikiminin düşük pH uygulamasından etkilenmediği rapor edilmiştir (Rodríguez-Romero ve diğ., 2014). Sonuç olarak deniz suyunda çözülmüş metallerin ve radyonüklidlerin gelecek için tahmin edilen pH koşullarında biyobirikimi henüz aydınlatılamamış bir konudur ve bir çok tür henüz ele alınmamıştır. Bu tez çalışmasının bulgularına göre manila kum midyelerine uygulanan düşük pH koşullarının her ikisi de <sup>57</sup>Co biyokonsantrasyonunu önemli derecede artırmış, <sup>134</sup>Cs biyokonsantrasyonu ise etkilememiştir.

Deniz suyunda yüksek CO<sub>2</sub> konsantrasyonunun neden olduğu düşük pH'ın diğer bazı deniz bivalvlerinde metallerin biyobirikimi ve/veya toksisitesi hakkında birkaç çalışma yapılmıştır (Rodríguez-Romero ve diğ., 2014; Belivermiş ve diğ., 2016; Lewis ve diğ., 2016; Shi ve diğ., 2016). Son olarak Shi ve diğ. (2016) bivalv türleri olan *Mytilus edulis*, *Tegillarca granosa*, ve *Meretrix meretrix*'de düşük pH koşullarında (7,8 ve 7,4) kontrole göre 1.24 ve 1.32 kez yüksek Cd biyobirikimi olduğunu rapor etmişlerdir. Bunun tersine mürekkep balığı (*Sepia officinalis*) embriyolarında Cd toksisitesinin ve birikiminin düşük pH koşullarında azaldığı rapor edilmiştir (Lacoue-Labarthe ve diğ., 2009). Pascal ve diğ. (2010) bentik kopepodlarda Cd toksisitesinin düşük pH şartlarında azaldığını rapor etmişlerdir. Başka bir çalışmada yüksek pCO<sub>2</sub>'e maruz bırakılan istiridyelerde Cd birikiminin etkilenmediği gösterilmiştir. Olgunlaşmamış istiridyelerde ise Mn ve Co atılım etkinliğinin kontrole göre düşük pH'da arttığı (7,5 ve 7,8) gözlenmiştir. Velez ve diğ. (2016) pH:7,3'e maruz bırakılan manila kum midyesinde kontroldekilere göre daha yüksek As birikimi olduğunu göstermişlerdir.

Farklı türlerde farklı sonuçlar elde edilmesi bu türlerin CaCO<sub>3</sub> kabuk bulundurup bulundurmaması, canlının metabolik aktivitesi ve hücre içinde pH değişimlerini kontrol edebilme yeteneği gibi canlının kendisine ait özelliklerden kaynaklanmaktadır.



## 5.2. KİMYASAL ÇEŞİTLİLİK

Bir elementin bir deniz organizmasında biyobirikimi elementin deniz suyundaki biyomevcut kimyasal fraksiyonlarının bolluğu ve organizmanın kendi özellikleriyle belirlenmektedir. Deniz suyu pH düşüşü ve karbonat kimyası değişimlerinin biyobirikim bakımından en önemli sonuçlarından biri de metallerin ve radyonüklidlerin deniz suyunda buldukları kimyasal formların değişebilmesidir. Deniz suyunda özellikle karbonat ve hidroksit formlarında bulunan metaller OA'dan çok etkilenir. Örneğin Pb elementinin büyük bir kısmı suda  $PbCO_3$  ve  $PbOH$  formunda bulunmaktadır. OA nedeniyle deniz suyu H ve  $CO_3$  iyon konsantrasyonlarında yaşanacak değişiklikler Pb'nin bu formlarını direkt olarak etkileyecek, elementin canlılar için biyomevcudiyet miktarları değişecektir. Deniz suyunda %99 oranında serbest iyon şeklinde bulunan ( $Zn^{+2}$ ) ve benzer özellikler gösteren Cd, Ag vb. ise deniz kimyasındaki bu değişikliklerden etkilenmeyecektir.

Düşük pH'da bu elementler deniz suyunda daha biyomevcut formlar oluşturacağından canlılarda daha yüksek miktarda birikecektir. Bu çalışmada ele alınan Co ve Cs elementleri deniz suyundan çoğunlukla serbest metal iyonları şeklinde bulunmaktadır. Öyleki deniz suyunda bulunan sezyumun %99'u  $Cs^{+2}$  formundadır (Bryne, 2003; Millero, 2009). Bu nedenle bu çalışmada çalışılan elementlerin deniz suyunda bulunış formları OA'dan etkilenmeyecektir. Bu da bu faktör bakımından OA'nın manila kum midyesinde  $^{134}Cs$  ve  $^{57}Co$  biyobirikimini etkilemeyeceğini göstermektedir. Bu bakımdan bu çalışmada düşük pH seviyelerinde gözlenen yüksek Co birikimi bu elementin deniz suyundaki çeşitliliği ile açıklanamamaktadır.

## 5.3. TUZLULUĞUN ETKİSİ

*Ruditapes philippinarum* tuzluluk toleransı yüksek olan (eurihalin) bir türdür. Tuzluluğu acı su derecesinde olan Marmara Denizi kıyı bölgelerinde adapte olmuştur. Deneylerin yapıldığı midyeler de Marmara Denizi kıyısından alınmıştır ve laboratuvarında aynı tuzluluktaki suya adapte edilmiştir. Tuzluluğu düşük olan acı deniz sularının tamponlanma kapasitesi düşük olduğundan  $pCO_2$  arttığında pH hızlı bir şekilde düşer. Bu azalma tuzluluğu 35 p.s.u olan okyanus sularına göre çok daha hızlı bir şekilde gerçekleşir (Mook ve Koene, 1975; Hofmann ve diğ., 2009). Tuzluluğun düşük olması

genellikle kabuklu deniz yumuşakçalarında yüksek  $pCO_2$ 'nin negatif etkilerini artırır. Örneğin düşük tuzluluk ve düşük pH kombinasyonunun bir pteropod olan *Limacina retroversa*'da yüzme etkinliğini negatif etkilediği gösterilmiştir (Manno ve diğ., 2012). Düşük tuzluluk yüksek  $pCO_2$  kombinasyonunun bivalv kabuğunu olumsuz etkilediği ve enerji tüketimini artırdığı gösterilmiştir (Dickinson ve diğ., 2012).

Tuzluluk alkaliniteyi, kalsit ve aragonit doyma durumu sabitini ( $\Omega$ ) arttırarak (bkz. Genel Kısımlar) düşük pH'ın  $CaCO_3$  kabuk üzerindeki olumsuz etkisini giderir. Bu şekilde OA ile meydana gelen fazladan hidrojen iyonlarının bertaraf edilmesini sağlar. Bu çalışmada kullanılan deniz suyunun tuzluluğunun ve toplam alkalinitesinin standart deniz suyu değerleri olarak kabul edilen tuzluluk: 35 p.s.u ve toplam alkalinite: 2500  $\mu mol kg^{-1}$  (Zeebe ve Wolf-Gladrow, 2001; Fabry ve diğ., 2010) değerlerinden düşük olmasının düşük pH şartlarında kum midyesinin çoğunluğu aragonitten oluşan kabuğunun yapısının değişmesine yol açtığı düşünülmektedir. Düşük toplam alkalinite sudaki H iyonlarının ve  $HSO_4^-$  ün tamponlanmasını zorlaştırmaktadır. Bunun da midyede  $^{57}Co$  birikimini arttırdığı düşünülmektedir.

#### 5.4. ARAGONİT KABUK

Bivalv yumuşakçaların kabukları başlıca aragonit ve kalsit bileşenlerinden oluşmaktadır. *R. philippinarum*'un kabuğu aragonitiktir (Poulain ve diğ., 2010; Trinkler ve diğ., 2011). Yani kabuğun kalsiyum karbonat yapısı çoğunlukla aragonit bileşeninden oluşmaktadır. Aragonitin  $pCO_2$ 'na karşı kalsite kıyasla daha dirençsiz olduğu bilinmektedir (Gazeau ve diğ., 2007). Aragonit kabuk yüksek  $pCO_2$ 'e maruz kaldığında çözünmektedir. Range ve diğ. (2011) başka bir manila kum midyesi türü olan *Ruditapes decussatus*'un kabuğunda düşük pH seviyelerinde çözünme meydana geldiğini göstermişlerdir. Bamber (1987) bir kum midyesi türü olan *Venerupis decussate*'de 7,55'in altındaki pH değerlerinde kabukta çözünme olduğunu göstermiştir. Munari ve diğ. (2016) *R. philippinarum* larvalarının uzunluk ve yüksekliğinin pH:7,8'e maruz bırakılanlarda kontrol pH:8,0'a maruz bırakılanlara göre azaldığını rapor etmişlerdir. Diğer taraftan Belivermiş ve diğ.(2016) kalsitik bir istiridye türü olan *Crassostrea gigas*'da uygulanan düşük pH'ın (7,5 ve 7,8)  $^{57}Co$  biyobirikiminde etkili bir parametre olmadığını göstermişlerdir.

Bu çalışmada kabuklarda boy ve kalınlık ölçümleri yapılmamıştır. Kum midyelerinin ağırlıklarında ise tüm deneyler boyunca önemli bir değişiklik gözlenmediğinden kabuklarda çözünme söz konusu olmadığı düşünülmektedir. Buna karşın düşük pH koşullarında deniz suyunun aragonit doyum noktasının altında olduğu (pH: 7,5 için 0,60, pH: 7,8 için 0,93) belirlenmiştir (Tablo 1). Aragonit doyum noktasının ( $\Omega_a$ ) 1 değerinden küçük olması kabukta çözünme olduğunu göstermektedir. Ayrıca kabukların üç boyutlu yapısında değişiklikler olabileceği, kabuğun metallere karşı daha geçirgen olabileceği ve bunun da  $^{57}\text{Co}$  birikimini arttırdığı düşünülmektedir.

$^{57}\text{Co}$ 'nin büyük bir kısmı (%95-98) bivalvlerin kabuğunda biriktiğinden bu çalışmada uygulanan düşük pH seviyelerinde  $^{57}\text{Co}$  birikiminin artması kabukta meydana gelen birikim artışı ile açıklanmaktadır. Atılım deneyinde üç farklı pH uygulamasında önemli farklar gözlenmemesi  $^{57}\text{Co}$ 'nin bivalv dokularından uzaklaştırılmasının pH'dan etkilenmediğini göstermektedir. Büyük çoğunluğu kabukta biriktirilen  $^{57}\text{Co}$ 'nin aksine  $^{134}\text{Cs}$  genellikle bivalvlerin kabuk ve yumuşak dokuları arasında eşit olarak biriktirilir. Sezyum partikül reaktif bir element değildir ve deniz suyunda kimyasal analogu olan potasyum bolca bulunduğundan deniz organizmaları tarafından çokça biriktirilmez. Partikül reaktif olmayıp suda çözüldüğünden deniz canlılarının yüzeylerine adsorbe ve/veya absorbe olamaz. Büyük çoğunluğu kabukta biriken kobalt farklı pH seviyelerinde farklı biyobirikim gösterirken, yarısı kabukta biriken sezyumun farklı pH'larda farklı biyobirikim göstermemesi bu canlıda düşük pH'da asıl değişikliğe uğrayan kısmın kabuk olduğunu gösteren bir parametredir.

### **Sonuç olarak;**

Manila kum midyesinde  $^{57}\text{Co}$ 'nin  $^{134}\text{Cs}$ 'e oranla çok daha fazla biriktirildiği gözlenmiştir. Günümüz pH değerlerinde (8,1) yetiştirilen midyelerde yakın gelecek tahmini pH değerlerine maruz bırakılan midyelere oranla hayatta kalma oranlarında bir farklılık görülmemiştir.

$^{57}\text{Co}$ 'nin, OA'nın 2100 ve 2200 yılları için tahmin edilen deniz suyu pH değerlerinde kum midyesinde günümüz okyanus pH değerine oranla önemli derecede fazla biyokonsantre olacağı,  $^{134}\text{Cs}$  biyobirikiminin ise önemli ölçüde değişmeyeceği gösterilmiştir.

Biyobirikimin alım ve atılımın birlikte işlediği bir süreç olduğu düşünüldüğünde <sup>57</sup>Co biyobirikiminde oluşan farkın alımda meydana geldiği görülmüştür. Kobaltın metabolik işlemler için düşük konsantrasyonlarda gerekli olan bir element olmasına karşın yakın gelecek deniz pH seviyelerinde bu metalin manila kum midyesinde biyokonsantrasyonunun artacak olması insan tüketimi için toksik seviyelere kadar ulaşabileceğini göstermektedir.

Bu çalışmada manila kum midyesi gelecek için tahmin edilen pH seviyelerine toplam olarak yaklaşık 2,5 ay yakın maruz bırakılmıştır. Bununla birlikte bu canlının yaklaşık 2 yıl yaşadığı bilindiğinden deneylerde uygulanan maruziyet ancak akut bir maruziyet olarak düşünülebilir. Larval dönemleri de kapsayacak şekilde tüm hayat boyu çalışma yapılması hatta birkaç neslin çalışılması canlının düşük pH koşullarına vereceği cevapların ve adaptasyon kabiliyetlerinin daha açık bir şekilde ortaya konmasını sağlayacaktır. Fakat yıllar sürececek bu denli bir çalışmanın ekonomik boyutu da düşünüldüğünde gerçekleştirilmesinin çok zor olduğu açıktır.

Kobaltın deniz organizmalarının ontogenik aşamalarında yüksek miktarda biriktirildiği bilindiğinden (Jeffrey ve diğ., 2007) benzer çalışmaların manila kum midyesinin post embriyonik safhaları için de yapılması gerekmektedir.

Deniz canlılarının metallere ve radyonüklidlere üç yolla maruz kaldığı (suda çözünmüş, sediment ve besin) bilinmektedir. Deniz bivalvlerinde sedimentten direkt maruziyet ve trofik yolla etkili bir şekilde sezyum biriktirildiği gösterilmiştir (Metian ve diğ., 2016). Bu nedenle hem sezyum hem de kobalt için OA şartlarında sediment ve trofik maruziyeti de içeren çalışmalara ihtiyaç bulunmaktadır.

## KAYNAKLAR

- Albayrak, S., Aslan, H., Balkıs, H., 2001, A Contribution to the Aegean Sea Fauna: *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850)[Bivalvia: Veneridae], *Israel journal of zoology*, 47(3), 299-300.
- Bachelet, G., Boucher, J., Daguzan, J., Glémarec, M., Guillou, J., Le Penneç, M., Claude, S., 1993, La prolifération de la palourde japonaise et le déterminisme du recrutement, *Equinoxe*, (46), 4-9.
- Bamber, R. N., 1987, The effects of acidic sea water on young carpet-shell clams *Venerupis decussata* (L.)(Mollusca: Veneracea), *Journal of experimental marine biology and ecology*, 108(3), 241-260.
- Barton, A., Hales, B., Waldbusser, G. G., Langdon, C., Feely, R. A., 2012, The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: Implications for near-term ocean acidification effects, *Limnology and oceanography*, 57(3), 698-710.
- Basallote, M. D., Rodríguez-Romero, A., Manoela, R., Del Valls, T. Á., Riba, I., 2015, Evaluation of the threat of marine CO<sub>2</sub> leakage-associated acidification on the toxicity of sediment metals to juvenile bivalves, *Aquatic toxicology*, 166, 63-71.
- Baudrimont, M., Schäfer, J., Marie, V., Maury-Brachet, R., Bossy, C., Boudou, A., Blanc, G., 2005, Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (*Crassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Médoc salt marshes (Gironde estuary, France), *Science of the total environment*, 337(1), 265-280.
- Belivermiş, M., Çotuk, Y., 2010, Radioactivity measurements in moss (*Hypnum cupressiforme*) and lichen (*Cladonia rangiformis*) samples collected from Marmara region of Turkey, *Journal of environmental radioactivity*, 101(11), 945-951.
- Belivermiş, M., 2012, Vertical distributions of <sup>137</sup>Cs, <sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th and <sup>226</sup>Ra in soil samples from Istanbul and its environs, Turkey, *Radiation protection dosimetry*, 151(3), 511-521.
- Belivermiş, M., Warnau, M., Metian, M., Oberhansli, F., Teyslié, J. L., Lacoue-Labarthe, T., 2016, Limited effects of increased CO<sub>2</sub> and temperature on metal and radionuclide bioaccumulation in a sessile invertebrate, the oyster *Crassostrea gigas*, *ICES Journal of marine science: journal du conseil*, 73(3), 753-763.
- Byrne, R. H., 2003, Inorganic speciation of dissolved elements in seawater: the influence of pH on concentration ratios, *Geochemical transactions*, 3(2), 11-16.

- Bodoy, A., Riva, A., Maitre-Allain, T., 1986, A comparison of oxygen consumption in the carpet-shell clam, *Ruditapes decussatus* (L.) and the manila clam *R. philippinarum* as a function of temperature, *Vie milieu*, 36, 83-89.
- Caldeira, K., Wickett, M. E., 2003. Oceanography: anthropogenic carbon and ocean pH, *Nature*, 425(6956), 365-365.
- Caldeira, K., Wickett, M. E., 2005, Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean, *Journal of geophysical research: oceans*, 110(C9).
- Choppin, G. R., 2006, Actinide speciation in aquatic systems, *Marine chemistry*, 99(1), 83-92.
- Cooley, S. R., Doney, S. C., 2009, Anticipating ocean acidification's economic consequences for commercial fisheries, *Environmental research letters*, 4(2), 024007.
- Cooley, S. R., Lucey, N., Kite-Powell, H., Doney, S. C., 2012, Nutrition and income from molluscs today imply vulnerability to ocean acidification tomorrow, *Fish and fisheries*, 13(2), 182-215.
- De Schamphelaere, K. A., Koene, J. M., Heijerick, D. G., Janssen, C. R., 2008, Reduction of growth and haemolymph Ca levels in the freshwater snail *Lymnaea stagnalis* chronically exposed to cobalt, *Ecotoxicology and environmental safety*, 71(1), 65-70.
- Dickson, A. G., Afghan, J. D., Anderson, G. C., 2003, Reference materials for oceanic CO<sub>2</sub> analysis: a method for the certification of total alkalinity, *Marine chemistry*, 80(2), 185-197.
- Dickson, A. G., Sabine, C. L., Christian, J. R., 2007, Guide to best practices for ocean CO<sub>2</sub> measurements.
- Dickinson, G. H., Ivanina, A. V., Matoo, O. B., Pörtner, H. O., Lannig, G., Bock, C., Sokolova, I. M., 2012, Interactive effects of salinity and elevated CO<sub>2</sub> levels on juvenile eastern oysters, *Crassostrea virginica*, *Journal of experimental biology*, 215(1), 29-43.
- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A., Kleypas, J. A., 2009), Ocean acidification: the other CO<sub>2</sub> problem, *Marine science*, 1.
- Dorey, N., Melzner, F., Martin, S., Oberhänsli, F., Teyssié, J. L., Bustamante, P., Lacoue-Labarthe, T., 2013, Ocean acidification and temperature rise: effects on calcification during early development of the cuttlefish *Sepia officinalis*, *Marine biology*, 160(8), 2007-2022.
- Dupont, S., Dorey, N., Thorndyke, M., 2010, What meta-analysis can tell us about vulnerability of marine biodiversity to ocean acidification?, *Estuarine, coastal and shelf science*, 89(2), 182-185.

- Fabry, V. J., Hansson, L., Gattuso, J. P., 2010, *Guide to best practices for ocean acidification research and data reporting* (Vol. 260), U. Riebesell (Ed.), Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Feely, R. A., Alin, S. R., Newton, J., Sabine, C. L., Warner, M., Devol, A., Maloy, C., 2010, The combined effects of ocean acidification, mixing, and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary, *Estuarine, coastal and shelf science*, 88(4), 442-449.
- Gaylord, B., Kroeker, K. J., Sunday, J. M., Anderson, K. M., Barry, J. P., Brown, N. E., Klinger, T., 2015, Ocean acidification through the lens of ecological theory, *Ecology*, 96(1), 3-15.
- Gattuso, J. P., Epitalon, J. M., Lavigne, H., 2015, seacarb: seawater carbonate chemistry. R package version 3.0. 6.
- Gazeau, F., Quiblier, C., Jansen, J. M., Gattuso, J. P., Middelburg, J. J., Heip, C. H., 2007, Impact of elevated CO<sub>2</sub> on shellfish calcification, *Geophysical research letters*, 34(7).
- Gazeau, F., Gattuso, J. P., Greaves, M., Elderfield, H., Peene, J., Heip, C. H., Middelburg, J. J., 2011, Effect of carbonate chemistry alteration on the early embryonic development of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*), *PloS one*, 6(8), e23010.
- Gazeau, F., Parker, L. M., Comeau, S., Gattuso, J. P., O'Connor, W. A., Martin, S., Ross, P. M., 2013, Impacts of ocean acidification on marine shelled molluscs, *Marine biology*, 160(8), 2207-2245.
- Ginger, K. W., Vera, C. B., Dineshran, R., Dennis, C. K., Adela, L. J., Yu, Z., Thiyagarajan, V., 2013, Larval and post-larval stages of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) are resistant to elevated CO<sub>2</sub>, *PLoS one*, 8(5), e64147.
- Gran, G., 1952, Determination of the equivalence point in potentiometric titrations. Part II, *Analyst*, 77(920), 661-671.
- Güngör, N., Tuğrul, B., Topcuoğlu, S., Güngör, E., 2001, Experimental studies on the biokinetics of <sup>134</sup>Cs and <sup>241</sup>Am in mussels (*Mytilus galloprovincialis*), *Environment international*, 27(4), 259-264.
- Hendriks, I. E., Duarte, C. M., Álvarez, M., 2010, Vulnerability of marine biodiversity to ocean acidification: a meta-analysis, *Estuarine, coastal and shelf science*, 86(2), 157-164.
- Hofmann, M., Schellnhuber, H. J., 2009, Oceanic acidification affects marine carbon pump and triggers extended marine oxygen holes, *Proceedings of the national academy of sciences*, 106(9), 3017-3022.
- [http://www.geomar.de/fileadmin/content/service/presse/Pressemitteilungen/2014/Ocean Acidification\\_SPM.pdf](http://www.geomar.de/fileadmin/content/service/presse/Pressemitteilungen/2014/Ocean_Acidification_SPM.pdf), [Ziyaret tarihi: 29 Ekim 2016].

- Jeffree, R. A., Oberhansli, F., Teyssie, J. L., 2007, Accumulation and transport behaviour of  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{60}\text{Co}$  and  $^{134}\text{Cs}$  by eggs of the spotted dogfish *Scyliorhinus canicula*, *Marine pollution bulletin*, 54(7), 912-920.
- Kalaycı, G., Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Topçuoğlu, S., Çotuk, Y., 2013, Investigation of radiocesium biokinetics in Manila clam (*Ruditapes philippinarum*), *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 295(1), 239-244.
- Ke, C., Yu, K. N., Lam, P. K. S., Wang, W. X., 2000, Uptake and depuration of cesium in the green mussel *Perna viridis*, *Marine biology*, 137(4), 567-575.
- Kılıç, Ö., Belivermiş, M., 2013, Spatial and seasonal distribution of trace metal concentrations in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and sediment of Bosphorus and Golden Horn, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 91(4), 402-408.
- Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Çotuk, Y., Topçuoğlu, S., 2014, Radioactivity concentrations in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) of Turkish Sea coast and contribution of  $^{210}\text{Po}$  to the radiation dose, *Marine pollution bulletin*, 80(1), 325-329.
- Kroeker, K. J., Kordas, R. L., Crim, R. N., Singh, G. G., 2010, Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms, *Ecology letters*, 13(11), 1419-1434.
- Kurihara, H., Kato, S., Ishimatsu, A., 2007, Effects of increased seawater pCO<sub>2</sub> on early development of the oyster *Crassostrea gigas*. *Aquatic biology*, 1(1), 91-98.
- Lacoue-Labarthe, T., Martin, S., Oberhansli, F., Teyssié, J. L., Markich, S., Jeffree, R., Bustamante, P., 2009, Effects of increased pCO<sub>2</sub> and temperature on trace element (Ag, Cd and Zn) bioaccumulation in the eggs of the common cuttlefish *Sepia officinalis*, *Biogeosciences*, 6(11), 2561-2573.
- Lacoue-Labarthe, T., Reveillac, E., Oberhansli, F., Teyssié, J. L., Jeffree, R., Gattuso, J. P., 2011, Effects of ocean acidification on trace element accumulation in the early-life stages of squid *Loligo vulgaris*, *Aquatic toxicology*, 105(1), 166-176.
- Lacoue-Labarthe, T., Martin, S., Oberhansli, F., Teyssié, J. L., Jeffree, R., Gattuso, J. P., Bustamante, P., 2012, Temperature and pCO<sub>2</sub> effect on the bioaccumulation of radionuclides and trace elements in the eggs of the common cuttlefish *Sepia officinalis*, *Journal of experimental marine biology and ecology*, 413, 45-49.
- Lacoue-Labarthe, T., Nunes, P. A., Ziveri, P., Cinar, M., Gazeau, F., Hall-Spencer, J. M., Turley, C., 2016, Impacts of ocean acidification in a warming Mediterranean Sea: An overview, *Regional studies in marine science*, 5, 1-11.
- Lewis, C., Ellis, R. P., Vernon, E., Elliot, K., Newbatt, S., Wilson, R. W., 2016, Ocean acidification increases copper toxicity differentially in two key marine invertebrates with distinct acid-base responses, *Scientific reports*, 6.



- López, I. R., Kalman, J., Vale, C., Blasco, J., 2010, Influence of sediment acidification on the bioaccumulation of metals in *Ruditapes philippinarum*, *Environmental science and pollution research*, 17(9), 1519-1528.
- Mackenzie, C. L., Ormondroyd, G. A., Curling, S. F., Ball, R. J., Whiteley, N. M., Malham, S. K., 2014, Ocean warming, more than acidification, reduces shell strength in a commercial shellfish species during food limitation, *PloS one*, 9(1), e86764.
- Manno, C., Morata, N., Primicerio, R., 2012, *Limacina retroversa*'s response to combined effects of ocean acidification and sea water freshening, *Estuarine, coastal and shelf science*, 113, 163-171.
- Marzano, F. N., Fiori, F., Jia, G., Chiantore, M., 2000, Anthropogenic radionuclides bioaccumulation in Antarctic marine fauna and its ecological relevance, *Polar biology*, 23(11), 753-758.
- Matozzo, V., Chinellato, A., Munari, M., Finos, L., Bressan, M., Marin, M. G., 2012, First evidence of immunomodulation in bivalves under seawater acidification and increased temperature, *PLoS one*, 7(3), e33820.
- Melzner, F., Gutowska, M. A., Langenbuch, M., Dupont, S., Lucassen, M., Thorndyke, M. C., Pörtner, H. O., 2009, Physiological basis for high CO<sub>2</sub> tolerance in marine ectothermic animals: pre-adaptation through lifestyle and ontogeny, *Biogeosciences*, 6(10), 2313-2331.
- Melzner, F., Thomsen, J., Koeve, W., Oeschies, A., Gutowska, M. A., Bange, H. W., Körtzinger, A., 2013, Future ocean acidification will be amplified by hypoxia in coastal habitats, *Marine biology*, 160(8), 1875-1888.
- Metian, M., Bustamante, P., Hédouin, L., Oberhänsli, F., Warnau, M., 2009, Delineation of heavy metal uptake pathways (seawater and food) in the variegated scallop *Chlamys varia* using radiotracer techniques, *Marine ecology progress series*, 375, 161-171.
- Metian, M., Warnau, M., Teyssié, J. L., Bustamante, P., 2011, Characterization of <sup>241</sup>Am and <sup>134</sup>Cs bioaccumulation in the king scallop *Pecten maximus*: investigation via three exposure pathways, *Journal of environmental radioactivity*, 102(6), 543-550.
- Metian, M., Pouil, S., Hédouin, L., Oberhänsli, F., Teyssié, J. L., Bustamante, P., Warnau, M., 2016, Differential bioaccumulation of <sup>134</sup>Cs in tropical marine organisms and the relative importance of exposure pathways, *Journal of environmental radioactivity*, 152, 127-135.
- Millero, F. J., 2009, effect of Ocean acidification on the Speciation of metals in seawater, *Oceanography*, 22(4), 72.
- Mook, W., Koene, B. K. S., 1975, Chemistry of dissolved inorganic carbon in estuarine and coastal brackish waters, *Estuarine and coastal marine science*, 3(3), 325-336.

- Munari, M., Chemello, G., Finos, L., Ingrosso, G., Giani, M., Marin, M. G., 2016, Coping with seawater acidification and the emerging contaminant diclofenac at the larval stage: A tale from the clam *Ruditapes philippinarum*, *Chemosphere*, 160, 293-302.
- Narita, D., Rehdanz, K., Tol, R. S., 2012, Economic costs of ocean acidification: a look into the impacts on global shellfish production, *Climatic change*, 113(3-4), 1049-1063.
- Nie, Z. Q., 1991, The culture of marine bivalve mollusks in China, *Estuarine and marine bivalve mollusk culture*, 261-276.
- Nolan, C. V., Fowler, S. W., Teyssie, J. L., 1992, Cobalt speciation and bioavailability in marine organisms, *Marine ecology-progress series*, 88, 105-105.
- Onat, B., Tuğrul, A. B., Topcuoğlu, S., 1999, The excretion of  $^{110m}\text{Ag}$  by a gastropod species (*Natica intricata*), *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 240(2), 677-679.
- Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., Key, R. M., 2005, Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms, *Nature*, 437(7059), 681-686.
- Parker, L. M., Ross, P. M., O'Connor, W. A., 2010, Comparing the effect of elevated pCO<sub>2</sub> and temperature on the fertilization and early development of two species of oysters, *Marine biology*, 157(11), 2435-2452.
- Parker, L. M., Ross, P. M., O'Connor, W. A., Pörtner, H. O., Scanes, E., Wright, J. M., 2013, Predicting the response of molluscs to the impact of ocean acidification, *Biology*, 2(2), 651-692.
- Pascal, P. Y., Fleeger, J. W., Galvez, F., Carman, K. R., 2010, The toxicological interaction between ocean acidity and metals in coastal meiobenthic copepods, *Marine pollution bulletin*, 60(12), 2201-2208.
- Poulain, C., Lorrain, A., Mas, R., Gillikin, D. P., Dehairs, F., Robert, R., Paulet, Y. M., 2010, Experimental shift of diet and DIC stable carbon isotopes: Influence on shell  $\delta^{13}\text{C}$  values in the Manila clam *Ruditapes philippinarum*, *Chemical geology*, 272(1), 75-82.
- Pörtner, H. O., Farrell, A. P., 2008, Physiology and climate change, *Science*, 322(5902), 690-692.
- Pörtner, H. O., Karl, D. M., Boyd, P. W., Cheung, W., Lluch-Cota, S. E., Nojiri, Y., Armstrong, C., 2014, Ocean systems, *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. contribution of working group II to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, Cambridge University Press, 411-484.

- Rainbow, P. S., White, S. L., 1990, Comparative accumulation of cobalt by three crustaceans: a decapod, an amphipod and a barnacle, *Aquatic toxicology*, 16(2), 113-126.
- Range, P., Chícharo, M. A., Ben-Hamadou, R., Piló, D., Matias, D., Joaquim, S., Chícharo, L., 2011, Calcification, growth and mortality of juvenile clams *Ruditapes decussatus* under increased  $p\text{CO}_2$  and reduced pH: variable responses to ocean acidification at local scales, *Journal of experimental marine biology and ecology*, 396(2), 177-184.
- Rérolle, V. M., Floquet, C. F., Mowlem, M. C., Connelly, D. P., Achterberg, E. P., Bellerby, R. R., 2012, Seawater-pH measurements for ocean-acidification observations, *TrAC trends in analytical chemistry*, 40, 146-157.
- Riebesell, U., Gattuso, J. P., 2015, Lessons learned from ocean acidification research, *Nature climate change*, 5(1), 12-14.
- Rodríguez-Romero, A., Jiménez-Tenorio, N., Basallote, M. D., Orte, M. R. D., Blasco, J., Riba, I., 2014, Predicting the impacts of  $\text{CO}_2$  leakage from subseabed storage: effects of metal accumulation and toxicity on the model benthic organism *Ruditapes philippinarum*, *Environmental science & technology*, 48(20), 12292-12301.
- Rodolfo-Metalpa, R., Houlbrèque, F., Tambutté, É., Boisson, F., Baggini, C., Patti, F. P., Hall-Spencer, J. M., 2011, Coral and mollusc resistance to ocean acidification adversely affected by warming, *Nature climate change*, 1(6), 308-312.
- Schiermeier, Q., 2011, Earth's acid test: as the oceans rapidly grow more acidic, scientists are scrambling to discover how marine life is likely to react, *Nature*, 469(7337), 154-157.
- Sezer, N., Belivermiş, M., Kılıç, Ö., Topcuoğlu, S., Çotuk, Y., 2014, Biokinetics of radiocesium in shrimp (*Palaemon adspersus*): seawater and food exposures, *Journal of environmental radioactivity*, 132, 15-20.
- Shi, W., Zhao, X., Han, Y., Che, Z., Chai, X., Liu, G., 2016, Ocean acidification increases cadmium accumulation in marine bivalves: a potential threat to seafood safety, *Scientific reports*, 6.
- Solomon, S. (Ed.), 2007, *Climate change 2007-the physical science basis: working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC* (Vol. 4), Cambridge University Press.
- Stockdale, A., Tipping, E., Lofts, S., Mortimer, R. J., 2016, Effect of ocean acidification on organic and inorganic speciation of trace metals, *Environmental science & technology*, 50(4), 1906-1913.
- Stumpp, M., Hu, M. Y., Melzner, F., Gutowska, M. A., Dorey, N., Himmerkus, N., Bleich, M., 2012, Acidified seawater impacts sea urchin larvae pH regulatory

- systems relevant for calcification, *Proceedings of the national academy of Sciences*, 109(44), 18192-18197.
- Team, R. C., 2013, R: A language and environment for statistical computing.
- Timmins-Schiffman, E., O'Donnell, M. J., Friedman, C. S., Roberts, S. B., 2013, Elevated  $p\text{CO}_2$  causes developmental delay in early larval Pacific oysters *Crassostrea gigas*, *Marine biology*, 160(8), 1973-1982.
- Trinkler, N., Guichard, N., Labonne, M., Plasseraud, L., Paillard, C., Marin, F., 2011, Variability of shell repair in the Manila clam *Ruditapes philippinarum* affected by the Brown Ring Disease: a microstructural and biochemical study, *Journal of invertebrate pathology*, 106(3), 407-417.
- Topcuoglu, S., Van DOWEN, A. M., 1997, A study on the elimination of  $^{137}\text{Cs}$  in mussels under contaminated fields and laboratory conditions, *Toxicological & environmental chemistry*, 58(1-4), 217-222.
- Topcuoğlu, S., 2001, Bioaccumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by biota in different aquatic environments, *Chemosphere*, 44(4), 691-695.
- Usero, J., Gonzalez-Regalado, E., Gracia, I., 1997, Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic coast of southern Spain, *Environment international*, 23(3), 291-298.
- Velez, C., Figueira, E., Soares, A. M., Freitas, R., 2016, The impacts of As accumulation under different pH levels: Comparing *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* biochemical performance, *Environmental research*, 151, 653-662.
- Warnau, M., Teyssié, J. L., Fowler, S. W., 1996, Biokinetics of selected heavy metals and radionuclides in the common Mediterranean echinoid *Paracentrotus lividus*: sea water and food exposures, *Marine ecology progress series*, 141, 83-94.
- Whicker, F. W., Schultz, V., 1982, *Radioecology: nuclear energy and the environment* (Vol. 2), Boca Raton, FL: CRC press.
- White, S. L., Rainbow, P. S., 1984, Regulation of zinc concentration by *Palaemon elegans*(Crustacea: Decapoda): Zinc flux and effects of temperature, zinc concentration and moulting, *Marine ecology progress series*, 16(1), 135-147.
- Widdicombe, S., Blackford, J. C., Spicer, J. I., 2013, Assessing the environmental consequences of  $\text{CO}_2$  leakage from geological CCS: generating evidence to support environmental risk assessment, *Marine pollution bulletin*, 73(2), 399-401.
- Xu, X., Yang, F., Zhao, L., Yan, X., 2016, Seawater acidification affects the physiological energetics and spawning capacity of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* during gonadal maturation, *Comparative biochemistry and physiology Part A: molecular & integrative physiology*, 196, 20-29.

Zeebe, Richard E., and Dieter A., 2001, Wolf-Gladrow, *CO<sub>2</sub> in seawater: equilibrium, kinetics, isotopes*, No. 65, Gulf Professional Publishing.

Zhou, X., Davis, A. J., Kieber, D. J., Keene, W. C., Maben, J. R., Maring, H., Smoydzy, L., 2008, Photochemical production of hydroxyl radical and hydroperoxides in water extracts of nascent marine aerosols produced by bursting bubbles from Sargasso seawater, *Geophysical research letters*,35(20).



## ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Hasan Oğuz Kocaoğlan
Doğum Yeri	İstanbul
Doğum Tarihi	27.03.1991
Uyruğu	<input checked="" type="checkbox"/> T.C. <input type="checkbox"/> Diğer:
Telefon	05512218707
E-Posta Adresi	oguzkocaoglan@hotmail.com
Web Adresi	-----



Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Fakülte	Fen Fakültesi
Bölümü	Biyoloji
Mezuniyet Yılı	2013

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