

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**NANOKOMPOZİT MALZEME KULLANARAK SULU ÇÖZELTİLERDEN
Cs(I) UZAKLAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Bilal ÇETİN

Kimya Anabilim Dalı

Kimya Programı

MAYIS 2015

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**NANOKOMPOZİT MALZEME KULLANARAK SULU ÇÖZELTİLERDEN
Cs(I) UZAKLAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Bilal ÇETİN
(509111047)**

Kimya Anabilim Dalı

Kimya Programı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Güleren DÖNER

MAYIS 2015

İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 509111047 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi **Bilal ÇETİN**, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “**NANOKOMPOZİT MALZEME KULLANARAK SULU ÇÖZELTİLERDEN Cs(I) UZAKLAŞTIRILMASI**” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Prof. Dr. Güleren DÖNER**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. Mustafa ÖZCAN**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. A. Erdal OSMANLIOĞLU
İstanbul Üniversitesi

Teslim Tarihi : **04 Mayıs 2015**
Savunma Tarihi : **28 Mayıs 2015**

Eşime,

ÖNSÖZ

Yüksek lisans çalışmalarım boyunca bilgisi ile beni yönlendiren ve desteğini benden esirgemeyen sayın hocam Prof. Dr. Güleren DÖNER'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu uzun süreçte yardımlarını ve desteklerini benden esirgemeyen Çekmece Nükleer Araştırma ve Eğitim Merkezi'ndeki çalışma arkadaşlarıma ve Bölüm Başkanı Dr. Bektaş KARAKELLE'ye teşekkür ederim.

Tüm öğrenim hayatım boyunca bana gösterdikleri sonsuz sabır, ilgi ve desteklerinden dolayı başta eşim Rabia ÇETİN, daha sonra annem Nurten ÇETİN, babam Muzaffer ÇETİN, kardeşlerim Hilal KAPTAN ve Nihal ÇETİN olmak üzere tüm aileme teşekkürü bir borç bilirim.

Mayıs 2015

Bilal ÇETİN
Kimyager

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	vii
İÇİNDEKİLER.....	ix
KISALTMALAR.....	xi
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİL LİSTESİ.....	xv
ÖZET.....	xvii
SUMMARY.....	xix
1. GİRİŞ	1
2. RADYOAKTİF ATIKLAR VE YÖNETİMİ	3
2.1 Radyoaktif Atıklar	3
2.2 Radyoaktif Atıkların Kaynakları	3
2.3 Radyoaktif Atıkların Sınıflandırılması	4
2.3.1 Genel Sınıflama	4
2.3.1.1 Yüksek düzeyli atıklar (YDA)	4
2.3.1.2 Kullanılmış nükleer yakıt (KNY)	4
2.3.1.3 Uranyum ötesi atıklar (UÖA)	4
2.3.1.4 Düşük düzeyli atıklar (DDA)	4
2.3.1.5 Öğütme tesisi atıkları (ÖTA).....	5
3. ATOMİK ABSORPSİYON SPEKTROMETRİSİ VE ESER ELEMENTLER	7
3.1 Atomik Spektrometrinin Tarihçesi	7
3.2 Yapay Atomik Absorpsiyon Spektrometrinin Teorisi.....	7
3.3 Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi	9
3.3.1 Işın kaynakları	9
3.3.1.1 Oyuk katot lambaları	10
3.3.2 Atomlaştırıcılar.....	11
3.3.2.1 Alevli atomlaştırıcılar	11
3.3.2.2 Elektrotermal atomlaştırıcılar	14
3.3.3 Monokromatörler.....	14
3.3.4 Dedektörler.....	15
3.4 Atomik Absorpsiyon Spektrometrisinde Kantitatif Analiz	15
3.4.1 Lineer kalibrasyon yöntemi	15
3.4.2 Standart Ekleme Yöntemi	15
3.5 Çalışılan Eser Elementler Hakkında Genel Bilgi	16
3.5.1 Sezyum	16
3.5.2 Stronsiyum	17
4. ADSORPSİYON VE TERMODİNAMİK PARAMETRELER	19
4.1 Adsorpsiyon Tanımı ve Adsorpsiyon İzotermi.....	19
4.1.1 Langmuir İzoterm Modeli.....	19
4.1.2 Freundlich İzoterm Modeli	20
4.2 Termodinamik Parametreler	21

4.3 Biyosorbent.....	23
4.3.1 Pirinç kabuğu	23
5. MAGNETİK PARTİKÜL TEKNOLOJİSİ	25
5.1 Manyetik Ayırma	25
5.2 Kullanım Alanları	25
5.2.1 Manyetik bileşiklerin toplanması.....	26
6. NANOKOMPOZİT MALZEMELER.....	27
6.1 Nanokompozit Malzemelerin Tanımı	27
7. DENEYSEL KISIM.....	29
7.1 Kullanılan Kimyasallar	29
7.2 Kullanılan Cihazlar	29
7.3 Manyetik Nanokompozitin Hazırlanışı	30
7.3.1 Pirinç Kabuğu Külü Hazırlanışı	30
7.3.2 Pirinç Kabuğu Külü ile Manyetik Kompozit Hazırlanması	30
7.4 Optimum Parametrelerin Belirlenmesi Prosedürü.....	31
7.5 Standart Kalibrasyon Yöntemi	32
8. SONUÇLAR	35
8.1 Nanokompozit Adsorbentin Karakterizasyonu.....	35
8.1.1 SEM-EDX analizi	35
8.1.2 BET analizi	36
8.1.3 XRF analizi.....	36
8.2 Sezyum Adsorpsiyonuna pH Etkisi	38
8.3 Sezyum Adsorpsiyonuna Sıcaklık Etkisi	39
8.4 Sezyum Adsorpsiyonuna Çalkalama Süresi Etkisi	40
8.5 Sezyum Adsorpsiyonuna Adsorbent Miktarı Etkisi.....	41
8.6 Sezyum Adsorpsiyonuna Çalkalama Hızı Etkisi	42
8.7 Sezyum Adsorpsiyonuna Farklı Başlangıç Konsantrasyonlarının Etkisi.....	43
8.8 Stronsiyum Varlığının Sezyum Adsorpsiyonuna Etkisi.....	44
8.9 Sezyumun RHS-Fe ₂ O ₃ ile Adsorpsiyonu İçin Adsorpsiyon İzotermi	45
8.10 Elde Edilen Verilerin Diğer Literatür Sonuçlarıyla Kıyaslanması	46
ÖZGEÇMİŞ.....	53

KISALTMALAR

Cs	: Sezyum
Sr	: Stronsiyum
RHA	: Rice Husk Ash
RHA-Fe₂O₃	: Rice Husk Ash Iron Oxide
YDA	: Yüksek Düzeyli Atıkları
KNY	: Kullanılmış Nükleer Yakıt
UÖA	: Uranyum Ötesi Atıkları
DDA	: Düşük Düzeyli Atıklar
ODA	: Orta Düzeyli Atıklar
ÖTA	: Öğütme Tesisi Atıkları
AAS	: Atomik Absorpsiyon Spektrometresi
FAAS	: Alevli Atomik Absorpsiyon Spektrometresi
GFAAS	: Grafit Fırınli Atomik Absorpsiyon Spektrometresi
CMNC	: Seramik matriks nanokompozitler
MMNC	: Metal matriks nanokompozitler
PMNC	: Polimer matriks nanokompozitler

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.2 : Nükleer Atık Tipleri ve Kaynakları	5
Çizelge 3.1 : Atomik spektroskopide kullanılan bazı alev türleri	12
Çizelge 6.1 : Nanokompozit sistemlerde rapor edilmiş boyutlardaki değişimler ve özelliklere etkisi	25
Çizelge 6.2 : Farklı tipteki nanokompozitler	26
Çizelge 7.1 : Absorbans ölçümlerinde uygulanan aletsel parametreler	28
Çizelge 8.1 : Pirinç kabuğu ve nanokompozit malzemenin BET analizi	33
Çizelge 8.2 : Pirinç kabuğu külü-Fe ₂ O ₃ 'in ortalama XRF değerleri.....	35
Çizelge 8.3 : Sezyum adsorpsiyonuna stronsiyum etkisi	40
Çizelge 8.4 : Langmuir ve Freundlich sabitlerinin karşılaştırılması	41
Çizelge 8.5 : Sezyumun adsorpsiyonunda bazı literatür çalışmaları.....	42

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 3.1 : Tek ışın yollu ve çift ışın yollu AAS cihazlarının şematik gösterimi.....	9
Şekil 3.2 : Oyuk katot lambası.....	10
Şekil 3.3 : Genel bir alevli atomlaştırıcı.....	12
Şekil 3.4 : Ön-karıştırmasız ve ön-karıştırmalı atomlaştırıcılar.....	13
Şekil 3.5 : Grafit tüplü bir fırının basit şeması.....	14
Şekil 3.6 : Cs-137 Bozunum şeması.....	16
Şekil 3.7 : Sr-90 bozunum şeması.....	17
Şekil 4.1 : Langmuir izoterm grafiği.....	20
Şekil 4.2 : Freundlich izoterm grafiği.....	21
Şekil 5.1 : Magnet yaklaştırılarak ortamdan manyetik partiküllerin uzaklaştırılması	26
Şekil 7.1 : Pirinç kabuğu.....	30
Şekil 7.2 : Sezyum ait kalibrasyon grafiği.....	32
Şekil 7.3 : Stronsiyuma ait kalibrasyon grafiği.....	33
Şekil 8.1 : Pirinç kabuğu külü-Fe ₂ O ₃ 'in SEM-EDX görüntüsü	35
Şekil 8.2 : Pirinç kabuğu külü-Fe ₂ O ₃ 'in XRF 1. analizi	37
Şekil 8.3 : Pirinç kabuğu külü-Fe ₂ O ₃ 'in XRF 2. analizi	37
Şekil 8.4 : Pirinç kabuğu külü-Fe ₂ O ₃ 'in XRF 3. analizi	38
Şekil 8.5 : Sezyum adsorpsiyonuna pH etkisi.....	39
Şekil 8.6 : Sezyum adsorpsiyonuna sıcaklık etkisi	40
Şekil 8.7 : Sezyum adsorpsiyonuna çalkalama süresi etkisi.....	41
Şekil 8.8 : Sezyum adsorpsiyonuna adsorbent kütlesi etkisi	42
Şekil 8.9 : Sezyum adsorpsiyonuna çalkalama hızı etkisi	43
Şekil 8.10 : Sezyum adsorpsiyonuna farklı başlangıç konsantrasyonların etkisi	44
Şekil 8.11 : Langmuir adsorpsiyon izotermi grafiği.....	45
Şekil 8.12 : Freundlich adsorpsiyon izotermi grafiği.....	46

NANOKOMPOZİT MALZEME KULLANARAK SULU ÇÖZELTİLERDEN Cs (I) UZAKLAŞTIRILMASI

ÖZET

Radyonüklid içeren radyoaktif atıklar en tehlikeli çevresel atık olarak düşünülürler. İçerdikleri radyonüklidlerin uzun yarı ömürlü, yüksek fizyon ürünleri olması, atmosferde çok hızlı bir şekilde hareket edebilmesi ve canlı metabolizmasına çok kolay bir şekilde katılması bu radyonüklidleri çok tehlikeli olmasının başlıca nedenlerindendir. Radyoaktif atıklar nükleer güç santralleri işletilmesi sırasında ve bunların kazası sebebiyle, radyoizotop üretim tesislerinden, nükleer yakıt geri işlenmesinden ve üniversitelerin radyokimya laboratuvarlarından meydana gelirler. Bu radyonüklidler arasında en yaygın olanı Cs-137 ve Sr-90 radyoizotoplarıdır. Bu sebeple bu iki radyonüklidin sulu radyoaktif atık çözeltilerinden uzaklaştırılması çok önem kazanmıştır.

Günümüze kadar, sulu radyoaktif atıklardan Cs (I) ve Sr (II) iyonlarının uzaklaştırılmasında birçok metod uygulanmıştır. Bunların en önemlileri iyon değiştirme, çöktürme, adsorpsiyon, çözücü ekstraksiyon, elektrokimyasal ve membran prosesleridir. Adsorpsiyon prosesi diğer yöntemlere göre düşük maliyeti, termal kararlılığı, iyonlaştırıcı radyasyona karşı dirençliliği ve atığın son formuyla uyumlu olması nedenleri ile en çok tercih edilenidir.

Son zamanlarda, birkaç düşük maliyetli biyosorbentler ağır metallerin uzaklaştırılması araştırmalarında kullanılmıştır. Bu çalışmada, pirinç kabuğu-biyosorbent-tarımsal atık değerlendirilerek bir kompozit malzeme hazırlandı.

Yenilikçi bir teknoloji olan manyetik malzemeler; atık sularındaki koagülasyonu hızlandırmada, süttten radyonüklidlerin uzaklaştırılmasında, organik boyaların adsorbsiyonunda ve petrol tanker kazaları sonucu denize dökülen petrolün uzaklaştırılmasında kullanılmaktadır ve son yılların en ilgi çeken uygulamaları arasındadır. Manyetik kompozitler şu özellikleri göstermektedir: (i) Kıl veya aktif karbon gibi adsorbentlerin adsorpsiyon özelliklerini ve Hematit'in manyetik özelliğini birleştirirler, (ii) farklı tipteki kontaminantların örneğin metal veya organik türlerin sudan uzaklaştırılmasında kullanılabilir, (iii) basit bir manyetik ayırma prosesi ile ortamdan kolaylıkla uzaklaştırılabilirler.

Nanokompozit malzemelerin genellikle yüksek performanslı santrifüj işlemleri ile ayrılması gerekir. Bu nanokompozitlerde karşılaşılan en önemli zordur çünkü hem zaman alıcıdır hem de pahalıdır ama nanokompozitleri manyetik ayırma ile ortamdan uzaklaştırılması kolay, etkili ve basittir.

Son zamanlardaki literatür çalışmaları incelendiğinde Cs ve Sr adsorpsiyonunda bir çok adsorbent ve teknik kullanılmıştır. Bu çalışmada tarımsal bir atık olan pirinç kabuğundan elde edilen kül, hematit (Fe_3O_4) ile birleştirilerek nanokompozit bir malzeme sentezlendi ve sezyum ve stronsiyum adsorpsiyonunda kullanıldı. Literatürde pirinç kabuğu sulu radyoaktif atıklardan Cs uzaklaştırılmasında

kullanılmış ancak külden hazırlanan herhangi bir kompozit malzeme sözü edilen analitlerin uzaklaştırılmasında kullanılmamıştır. Çalkalama (batch) yöntemi kullanılarak pH, sıcaklık, adsorbent miktarı, çalkalama süresi ve çalkalama hızı gibi adsorpsiyon parametrelerinin adsorpsiyon üzerine etkileri araştırıldı. Optimum parametreler belirlendikten sonra Sr varlığındaki Cs adsorpsiyonunun kapasitesi belirlendi. Süzüntüde kalan Cs ve Sr iyonlarının konsantrasyonları hava/asetilen alevinin kullanıldığı alevli atomik absorpsiyon spektrofotometresinde tayin edildi.

SEM-EDX analizinden sonra, RHA-Fe₃O₄ adsorbentin partikül şeklinin düzenli olmadığı sonucuna varıldı. RHA- Fe₃O₄ oluşturmak üzere pirinç kabuğu külünün Fe₃O₄ ile muamelesi sonrası yüzey alanı pirinç kabuğunun yüzey alanının neredeyse iki katı kadar daha artmıştır. RHA-Fe₃O₄ yüzey alanı 156,34 m²/g'dır. XRF analizinden, RHA-Fe₃O₄ adsorbentinin Fe, Si, S, Sb ve Sn elementlerinden oluştuğu anlaşıldı ve sırasıyla yüzde miktarları 71,50, 18,93, 9,42, 0,08 ve 0,06 olarak belirlendi. Manyetik nanokompozit adsorbenti sentezlemek için önce pirinç kabuğu çift distile sui le toprak ve tozdan arındırılmak için yıkandı ve 76 saat boyunca 0.1 M HCl çözeltisinde saklandı sonar klorür iyonlarını uzaklaştırmak için üç kez çift distile sui le yıkandı ve 105 °C'de 2 saat kurutuldu. Kurutulmuş pirinç kabuğu kroze içerisine alındı ve 800 °C'de 5 saat fırında yakıldı. Bu işlemlerden sonar, 10 mL 2M FeSO₄.7H₂O ve 40 mL 1 M FeCl₃ çözeltileri behere ilave edildi, 70 °C'ye kadar ısıtıldı ve 3,3 g pirinç kabuğu külü karıştırılarak behere ilave edildi. Hematit'i çöktürmek için 100 mL 5M NaOH çözeltisi damla damla ilave edildi. Çökelti çift distile sui le yıkandı ve mavi bantlı süzgeç kağıdı ile süzüldü. Sentezlenen siyah renkli manyetik kompozit 80 °C'de 2 saat fırında kurutuldu.

pH, başlangıç konsantrasyonu, çalkalama süresi, adsorbent kütlesi ve sıcaklık gibi çeşitli değişkenlerin etkisi araştırıldı. Optimum parameter olarak pH:6, başlangıç konsantrasyonu 30 ppm, çalkalama süresi 30 dakika, adsorbent kütlesi 0,01 g ve sıcaklık 25 °C olarak belirlendi. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi 28,82 mg Cs/g olarak bulundu. Denge adsorpsiyonu verileri Langmuir ve Freundlich izoterm modelleriyle açıklandı ve sonuçlar korrelasyon katsayısı 0,943 olan Langmuir modeline daha iyi uydu.

CESIUM REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTION USING NANOCOMPOSITE MATERIAL

SUMMARY

Removal of pollutants from industrial wastewater has become one of the most important issues recently for the increase in industrial activities, especially for heavy metals and radionuclides. Radioactive wastes containing radionuclides have been considered as the most hazardous environmental pollutants. In recent years, with the development of nuclear technology and industry, much radioactive waste is released into water, which leads to a direct threat to human health. The main factors why they are so hazardous are containing long half-life radionuclides, high fission yields, high mobility of radionuclides in the atmosphere and easily joining the metabolism of living beings. Radioactive wastes are generated from nuclear power plants operation and their accidents, radioisotope production laboratories, nuclear fuel recycling processes and universities radiochemistry laboratories. Among the most common radionuclides are Cs-137 and Sr-90. Because of this, removal of these two radionuclides is very important.

Nowadays, many different methods have been applied to remove Cs(+1) and Sr (+2) ions from aqueous radioactive wastes. Most important methods are ion exchange, precipitation, adsorption, solvent extraction electrochemical and membrane processes. Among them, adsorption is most preferred method because of low cost, thermal stability, resistance toward ionization radiation and compatible with the final form of waste.

The role of dead biomasses in the removal of heavy metal toxic ions received an increased attention during recent past as due to its fairly good exchange capacity, large abundance, and also cost effectiveness. However, scanty reports appeared for the possible application of dead biomasses in the removal of radiotoxic ions particularly the radiocesium and radiostrontium. Recently, several low cost biosorbents have been used to remove heavy metals in investigations. Biosorbent used in this study is rice husk which is an agricultural residue.

An innovative technology that has gained attention is the use of magnetic materials to solve environmental problems, such as accelerating the coagulation of sewage, removing radionuclides from milk, adsorption of organic dyes and oil spill remediation. The advance in magnetic nanoparticles (MNP) has made it possible to utilize several advantages of using nanosized sorbent without typical difficulty associated with separation of nanoparticles from solution. MNP can be easily separated from the treated solution by simple application of either a permanent or electro magnet. Their uses have been proven very successful, particularly in the field of bio-nanotechnology, where MNP functionalized with various functional groups have been used in the isolation and purifications of DNAs, proteins, or drug delivery. Magnetic nanoparticles have also been used for treatment and recovery of several heavy metals and radioactive nuclides such as uranium and plutonium. These magnetic materials show the following features: (i) they combine the adsorption

properties of adsorbent such as activated carbon or clay with the magnetic properties of iron oxides. (ii) they can be used to remove different types of contaminants for example metals or organics from water, (iii) they can be removed from the medium by a simple magnetic separation process. Nanocomposite particles usually need to be separated by high performance centrifugations, this is the most important challenge with nanocomposites because this process is time consuming and expensive but using magnetic separation to separate nanocomposites from medium is easy, fast, efficient and simple.

Recently, when the literature studies were investigated, many type of adsorbent and technique were used to remove Cs and Sr from aqueous waste solutions. In this study, an agricultural residue rice husk was heated to form its ash then it combined with iron oxide to synthesis nanocomposite material which was used to remove Cs and Sr from aqueous waste solutions. Using batch method, adsorption parameters such as pH, temperature, adsorbent mass, contact time and shaking rate and initial Cs concentration were determined. After determination of optimum parameters, in existence of Sr, Cs adsorption capacity has been determined. Cs and Sr ions concentrations in supernatant were determined using flame atomic absorption spectrometer equipped with hollow cathode lamp of Cs and Sr as a radiation source and air/acetylene burner for atomization.

After SEM-EDX analysis, we concluded that particle shape of RHA-Fe₃O₄ adsorbent is not regular. The surface area is almost twice larger than Rice Husk's surface area after rice husk was treated with Fe₃O₄ to compose RHA- Fe₃O₄. The surface area of RHA- Fe₂O₃ is 156.34 m²/g. From XRF analysis, it can be seen that RHA- Fe₃O₄ is composed of Fe, Si, S, Sb and Sn elements. Their percentage amounts are 71.50, 18.93, 9.42, 0.08 and 0.06 respectively. To synthesize magnetic nanoparticle adsorbent, after rice husk washed with double-distilled water to remove dust and soil, it stored in 0.1 M HCl solution for 76 hours then washed three times to remove chloride ions and dried at 105 °C for 2 hours. Dried rice husk was burnt in a crucible at 800 °C for 5 hours in an oven to obtain rice husk ash. After these process, 10 mL 2M FeSO₄.7H₂O and 40 mL 1M FeCl₃ solution were added to 400 mL beaker, heated up to 70 °C then 3.3 g rice husk ash was added into this solution while stirring. To precipitate iron oxide, 100 mL 5M NaOH solution was added drop by drop. To understand that the composite is magnetic or not, an electro magnet was brought closer to beaker and composite in beaker was coagulated on the electro magnet side of the beaker. Precipitate was washed distilled-deionized water and filtered with blue banded filter paper. Synthesized black coloured magnetic composite was dried in an oven at 80 °C for 2 hours. Dried magnetic composite was grinded into powder form.

The effect of different variables such as pH, initial concentration, shaking time, adsorbent mass and temperature was studied. Optimum parameters we concluded as pH:6, 30 ppm initial concentration, 30 minutes shaking time, 0.010 g adsorbent mass and 25°C temperature. Maximum adsorption capacity was found 28,82 mg Cs/g RHA-Fe₃O₄. The equilibrium sorption data were described by the Langmuir and Freundlich isotherm models and the results could fit more with Langmuir model with correlation coefficient 0.943.

From literature studies, it can be seen that cesium adsorption capacities change between 0.011 mg Cs/g adsorbent and 1965 mg Cs/g adsorbent. Magnetic nanocomposite rice husk ash shows higher adsorption capacity from polyacrylonitrile-zeolite nanocomposite, hexacyanoferrate-polymer composite,

walnut-shell, bentonite supported polymer and magnetic zeolite nanocomposite adsorbent.

1. GİRİŞ

Nükleer kazalar, nükleer yakıt geri dönüşüm prosesleri, radyoizotop üretim tesisleri ve radyoaktif atık işleme tesislerinden oluşan radyoaktif atıklar; uzun yarı ömürlü, kolay hareket edebilen Cs-137 ve Sr-90 gibi radyonüklitleri içerirler. Bu radyonüklidler çevrelerine iyonize radyasyon yaymaları sebebiyle çevreyi ve insan sağlığını tehlikeye sokar. Bu sebeple Türkiye Atom Enerjisi Kurumu tarafından yayınlanan yönetmeliklerde, radyonüklitlerin sulu atıklar şeklinde çevreye deşarj edilmeden önce aktivitelerinin belli limitlerin altında düşürülmesi gerekmektedir. Bu amaçla bir çok yöntem kullanılmaktadır; kimyasal çöktürme, iyon değişimi, ters ozmoz, ultrafiltrasyon ve membrane teknolojileri ve çözücü ekstraksiyonu. Bu metodların pahalı donanım ve malzeme gerektirmesi, fazla kimyasal ve enerji harcaması, radyasyona karşı stabil olmamaları ve başka zararlı ürünler oluşturması dezavantajları vardır. Bu nedenler göz önüne alındığında sulu radyoaktif atık çözeltilerinden Cs ve Sr iyonlarının uzaklaştırılmasında bir biyosorbent-manyetik özellik taşıyan nanokompozit malzemenin geliştirilerek yukarıda sözü edilen dezavantajların giderilmesi amaçlanmıştır. Manyetik özellik gösteren nanokompozit pirinç kabuğu külü, sulu radyoaktif atıklardan Cs ve Sr iyonlarının uzaklaştırılmasında yeni, düşük maliyetli ve kolay temin edilebilen bir biyosorbent olarak kullanılması amaçlanmıştır. Literatürde pirinç kabuğu sulu radyoaktif atıklardan Cs uzaklaştırılmasında biyosorbent olarak kullanılmış fakat bunun külü ve Hematit ile oluşturulan bir nanokompozit malzeme daha önce bu amaçla hiç denenmemiştir. Sulu radyoaktif atıklarda genelde Cs ve Sr bir arada bulunduklarından elde edilen optimum adsorpsiyon parametrelerinde Sr varlığının Cs adsorpsiyonuna etkisi incelenecektir.

2. RADYOAKTİF ATIKLAR VE YÖNETİMİ

2.1 Radyoaktif Atıklar

Radyoaktif atıklar; muafiyet sınırları üzerinde radyoizotop konsantrasyonu içerdiğinden çevreye zararlı iyonizasyona neden olan ve kullanım dışı kalmış olan her türlü atıklardır [1].

2.2 Radyoaktif Atıkların Kaynakları

Radyoaktif atıkların en önemli kaynağı radyoaktif yakıt elemanlarıdır. Bunlardan Uranyum, enerji üretimi sırasında nispeten kısa ömürlü ve yüksek düzeyde radyoaktif fisyon ürünleri ile Uranyum ötesi bazı ağır çekirdeklere dönüşür. Yapı malzemelerinin ışınlaması sonucu olarak, yakıt dışında da bazı radyoaktif atıklar oluşur.

Yılda yaklaşık olarak 1000 kg/Gwe'lik, 600 çeşit izotop, fisyon ürünü olarak oluşmaktadır ve bunların 40 kadarı doğal olarak mevcut elemanlardır. Bir nükleer reaktör kalbindeki radyoaktivitenin % 95 kadarı fisyon ürünlerinden ileri gelir. Fisyon ürünlerinin çoğunun yarı ömrü kısadır ve 10 yıl içinde bunların çoğu bozunarak kararlı çekirdeklere dönüşür. Sr-90 ile Cs-137 kararsız bir şekilde kalır. Bunlar yaklaşık 300 yıl sonra başlangıç aktivitelerinin 1/1000 oranında azalır.

Nükleer reaktörlerde, U-238'in nötron yutması sonucu, 300kg/Gwe.yıl kadar Pu, Am, Cm ve Nb gibi ağır elementler oluşur. Bunlar fisyon ürünleri kadar aktif olmamakla beraber, çoğunun yarı ömrü uzundur ve bu nedenle çevreden binlerce yıl uzak tutulmaları gerekir.

Yapı malzemelerinin ışınlaması ile oluşan radyoaktif malzemeler, son depolama bakımından önemli olmamakla beraber, nükleer reaktörlerin servisten çıkartılmaları esnasında, radyoaktif olmayan elementlerle beraber bulunurlar. Bunların içinde yarı ömrü 5 yıl olan Co-60 önemli rol oynar [2].

2.3 Radyoaktif Atıkların Sınıflandırılması

Radyoaktif atıklar çeşitli şekillerde sınıflandırılabilirler;

- Orijinlerine göre (Savunma atıkları, ticari atıklar),
- İçindeki atığın tipine göre (Kullanılmış yakıtlar, transuranik atıklar vb.),
- Radyoaktivite düzeylerine göre (Yüksek düzeyli, orta düzeyli gibi)
- Maddenin haline göre gaz, sıvı ve katı atıklar.

Daha genel bir sınıflama ise aşağıda verilmiştir.

2.3.1 Genel Sınıflama

2.3.1.1 Yüksek düzeyli atıklar (YDA)

Bir savunma veya ticari reaktördeki kullanılmış yakıtın yeniden işlenmesi sürecinden sonra meydana gelir. Çözeltilerin içinde kalan plutonyum ve diğer ağır izotopların miktarı küçüktür. (Orijinal plutonyum ve uranyumun %0,5'i) , kalan kısım tamamen fisyon ürünlerini kapsar.

2.3.1.2 Kullanılmış nükleer yakıt (KNY)

Reaktörden alındıktan sonra reaktörün olduğu yerde bekletilir (A.B.D'de planlandığı gibi) ve yeniden kazanım sürecine girmeden nihai atık deposuna yerleştirilir. Bu durumda kullanılmış nükleer yakıt (KNY) gelecek bir zamanda yeniden çıkarılıp, yeniden kazanım sürecine gönderilmediği sürece yüksek düzeyli atık muamelesi görür.

2.3.1.3 Uranyum ötesi atıklar (UÖA)

Yeterince uzun süreli (>20 yıl) alfa yayıcıları içeren, atom numaraları 92 yada daha büyük olup konsantrasyonları gramda 100 nanoküri'den büyük olan elementlerdir. Transuranik atıkların sınıflaması, ²³⁸Pu ve

²⁴¹Pu hariç bütün transuranik nüklitleri ve ²³³U ve onun bozunma ürünlerini içerir.

2.3.1.4 Düşük düzeyli atıklar (DDA)

Nispeten düşük radyoaktiviteye sahip olup, pratik olarak transuranik atık elementleri içermezler. Birçok DDA hiçbir zırhlama istemez, direk temas ile muamele edilebilirler. Bazı DDA'lar özel bir işleme ve zararsız hale getirme işlemine alınacak

kadar yüksek bir radyoaktiviteye sahip olabilirler. Bu tür atıklar, Avrupa devletlerinde orta düzeyli atıklar (ODA) olarak sınıflandırılmaktadır.

2.3.1.5 Öğütme tesisi atıkları (ÖTA)

Uranyum öğütme tesislerinde düşük düzeyli radyoaktiviteye sahip başka bir tip atık meydana gelir fakat bunlar genellikle düşük düzeyli atık olarak sınıflandırılmazlar. Bu tür atıklar değirmende sıvı bir çamur olarak kalırlar, kurumalarına izin verilir ve kapalı haldeki yığınlar oluşturulur. Yer altı suyuna karışmalarını ya da toz halinde havayı kirletmelerini önlemek için önlem alınması gerekir. Bu tür atıkların yönetimi için birçok ülkede özel tüzükler hazırlanmıştır. Nükleer Atık tipleri ve çıkış kaynakları Çizelge 2.1’de gösterilmiştir.

Nükleer endüstri, insan ve çevresini korumak için uygun bir şekilde işlenmesi gereken radyoaktif atık üretir. Radyoaktif atıklar diğer endüstriyel atıklardan iki yönüyle ayrılırlar. Birincisi, insanları etkileyen riski zamana bağlı olarak azalır. İkincisi, aynı miktardaki üretim birimi başına nükleer atıkların hacmi, diğer endüstrilere nazaran oldukça düşüktür.

Çizelge 2.1 : Nükleer atık tipleri ve kaynakları.

Atık Kaynakları	KNY	YDA	UÖA	DDA
Ticari Reaktörler	X	X		X
Enstitüler, Araştırma merkezleri, Üniversiteler, Hastaneler	X		X	X
Endüstri	X		X	X
Savunma Faaliyetleri	X	X	X	X
Yakıt Çeviriminde dekontaminasyon ve sökme			X	X

3. ATOMİK ABSORPSİYON SPEKTROMETRİSİ VE ESER ELEMENTLER

3.1 Atomik Spektrometrinin Tarihçesi

Atomik absorpsiyon ve atomik emisyonun tarihi iç içe olmakla beraber bu konudaki ilk çalışmalar Newton (1666) tarafından yapılmıştır. Atomik absorpsiyon spektroskopisinin (AAS) teorisi ancak yirminci yüzyılın başlarında pek çok bilim adamı tarafından geliştirilmeye başlanmış olup kimyasal analize tam olarak uygulanması Avustralyalı fizikçi Walsh (1955) tarafından oyuk katot lambasının bulunmasıyla gerçekleştirilmiştir. Ayrıca Hollandalı Alkemade ve Milatz tarafından yine aynı yıllarda, eser element analizleri için atomik absorpsiyon spektroskopinin uygun bir yöntem olduğu tavsiye edilmiştir. 1960 yılında ticari olarak piyasa çıkan ilk alette atomlaştırıcı kaynağı olarak alev kullanılmıştır ve atomlaştırıcıların geliştirilmesiyle çok sayıda metal ve yarı metalin eser miktardaki analizlerine olanak sağlanmıştır [3].

3.2 Yapay Atomik Absorpsiyon Spektrometrinin Teorisi

Atomik absorpsiyon spektroskopisinin teorisi, elektromanyetik ışımının serbest atomlar tarafından absorpsiyonuna dayanır. Kuantum teorisine göre $h\nu$ enerjili bir foton atom tarafından absorplanırsa, atomun temel seviyesindeki değerlik elektronu, enerjisi daha büyük olan bir enerji seviyesine geçerek uyarılmış olur. Planck eşitliğine göre (3.1);

$$\Delta E = E_i - E_o = h\nu = hc/\lambda \quad (3.1)$$

Burada;

E_i : Uyarılmış seviyenin enerjisi

E_o : Temel seviyenin enerjisi

h : Planck sabiti

v : Absorplanan ışının frekansı

c: Işık hızı

λ : Absorplanan ışının boyu

Buna göre bir atomun absorpsiyon yapması için temel ve uyarılmış seviyeler arasındaki enerji farkına eşit olan enerjiye sahip bir ışın ile karşılaşması gerekir. Diğer taraftan, Lambert (1760) homojen bir ortamdan geçen ışık miktarının, ışığın geçtiği tabaka kalınlığı ile değiştiğini fakat ortama gelen (I_0) ve ortamı terk eden (I) ışığın şiddetlerinin oranından bağımsız olduğunu bulmuştur (3.2).

$$I=I_0.e^{-xb} \quad (3.2)$$

x, ışığın ortam içerisinde absorplanmasının bir ölçüsü olup absorpsiyon faktörü olarak tanımlanır ve konsantrasyon ile orantılıdır.

b: Işığın geçtiği tabakanın kalınlığı

Işığa maruz kalan ortam tek bir madde olmayıp, absorpsiyon yapan bir maddenin absorpsiyon katsayısı (ϵ) ile absorpsiyon yapmayan bir ortam içindeki çözeltisinin konsantrasyonunun çarpımı (c) ile orantılı olur (3.3).

$$x=\epsilon.c \quad (3.3)$$

ϵ : Orantı sabiti

c : Absorplanan maddenin konsantrasyonu (3.4)

$$A = \log I_0/I = \epsilon.c.b \quad (3.4)$$

A: Absorbans

I_0 : Gelen ışığın şiddeti

I: Ortamı terk eden ışığın şiddeti

ϵ : Absorpsiyon katsayısı (Absorplayan maddenin cinsine ve dalga boyuna bağlıdır.)

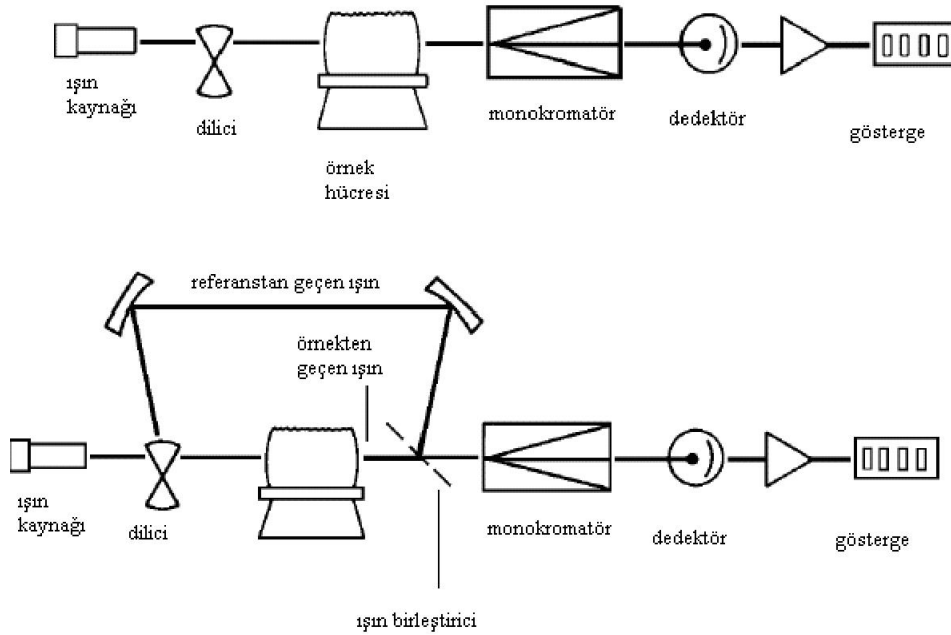
c: Absorplanan maddenin konsantrasyonu

b: Işığın geçtiği tabakanın kalınlığı

Lambert yasası, Beer tarafından günümüzde kullanılan şekline dönüştürülmüştür [4].

3.3 Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi

Atomik absorpsiyon spektroskopisinin ana prensibi, temel haldeki analiz elementinin atomları üzerine absorpsiyon yapabilecekleri dalga boyunda ışın göndererek, gelen ve geçen ışın şiddetinin ölçülmesidir. Bu amaçla kullanılan atomik absorpsiyon spektrofotometreleri; analiz elementinin absorplayacağı dalga boyunda ışın yapan bir ışın kaynağı, örnek çözeltisi içindeki analiz elementini atomik gaz buhar bulutu haline getiren bir atomlaştırıcı (alev veya grafit fırın), çalışılan dalga boyunu diğer dalga boylarından ayıran bir monokromatör, ışın şiddetini ölçmeye yarayan bir dedektör ve absorpsiyon sonuçlarını veren bir göstergeden oluşmaktadır (Şekil 3.1) [5].



Şekil 3.1 : Tek ışın yollu ve çift ışın yollu AAS cihazlarının şematik gösterimi.

3.3.1 Işın kaynakları

Atomik absorpsiyon spektrofotometresinde ışın kaynakları, numunedeki atomların absorplayacağı ışınları yayan cihazlardır. Bu amaçla, tayin edilen elementlerin absorpsiyon hatlarından daha dar hat spektrumlarını veren ışın kaynakları

kullanılmalıdır. Aksi halde ölçülen absorbans değerleri hat genişliğine bağlı olarak azalır.

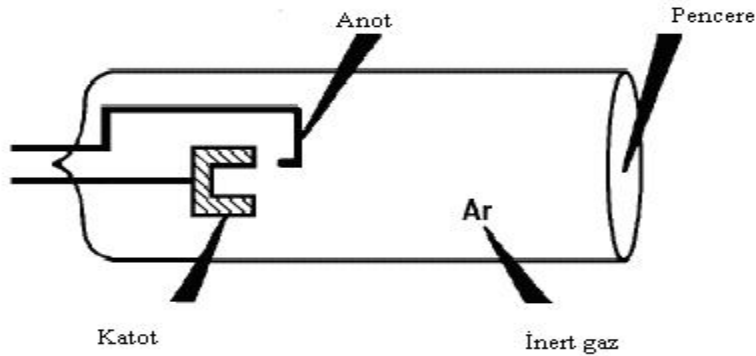
AAS’de kullanılan ışın kaynağı şu şekilde sınıflandırılır:

- Oyuk katot lambaları
- Elektrotsuz boşalım lambaları
- Yüksek ışımalı lambalar
- Buhar boşalım lambaları

En yaygın kullanılan lambalar oyuk katot ve elektrotsuz boşalım lambalarıdır. Diğer kaynaklar ticari amaçla kullanılmamakla birlikte sadece araştırmalarda kullanılmaktadır

3.3.1.1 Oyuk katot lambaları

AAS’de en çok kullanılan ışın kaynağıdır. İlk kez 1916 yılında Paschen tarafından dizayn edilen lamba Walsh ve arkadaşları tarafından geliştirilmiştir. Oyuk katot lambaları düşük basınç altında inert bir gaz (neon veya argon) ile doldurulmuş silindirik bir cam tüpten oluşmaktadır. Katot genellikle 3-5 mm çapında oyuk bir silindir şeklinde olup ya analiz elementinden yapılır ya da analiz elementi ile kaplanır. Anot ise tungsten, nikel veya zirkonyumdan yapılmış bir teldir. Katodun tam karşısında UV ve görünür bölge ışınlarını geçiren kuartz veya camdan yapılmış bir pencere bulunur (Şekil 3.2).



Şekil 3.2 : Oyuk katot lambası.

Lambaya uygulanan 100-400 V’luk gerilimde oluşan boşalım sonucu, lamba içinde inert gaz iyonlaşır ve yeterli enerjiye sahip olan inert gaz iyonları meydana gelir. Pozitif yüklü gaz iyonları gerilim altında hızlanarak katottaki atomlara çarparlar ve

katot metalinden serbest gaz atomlarını oluştururlar. Bu atomların bir kısmı, iyon ve elektronlarla çarpışarak uyarılırlar. Uyarılmış atomlar temel enerji seviyesine dnerken katottaki elementin karakteristik spektrumunu yayarlar. İner gazın cinsi ve basıncı, katot maddesinin cinsi, uygulanan gerilim ve akım şiddeti lamba spektrumunun şiddeti veya hat genişliği üzerinde önemli rol oynarlar. Atomik absorpsiyon spektroskopisi yönteminde her element için o elemente özgü bir oyuk katot lambasının spektrofotometreye yerleştirilmesi gerekir ki, bu da zaman kaybına neden olacağından dolayı atomik absorpsiyon analizlerindeki en önemli dezavantajdır. Bunun önüne geçebilmek için çok elementli oyuk katot lambaları düşünülmüştür. Bu amaçla kullanılacak metallere göre, katot alaşımlardan, metalik bileşiklerden veya toz haline getirilmiş metallerin karışımlarından yararlanılır. Çok elementli lambalar pratik olmasına rağmen her bir elementin emisyon şiddeti tekli lambanınkinden daha zayıftır. Bunun sonucunda da sinyal/gürültü oranı artar ve bu da kesinliği ve gözlenebilme sınırını etkiler.

3.3.2 Atomlaştırıcılar

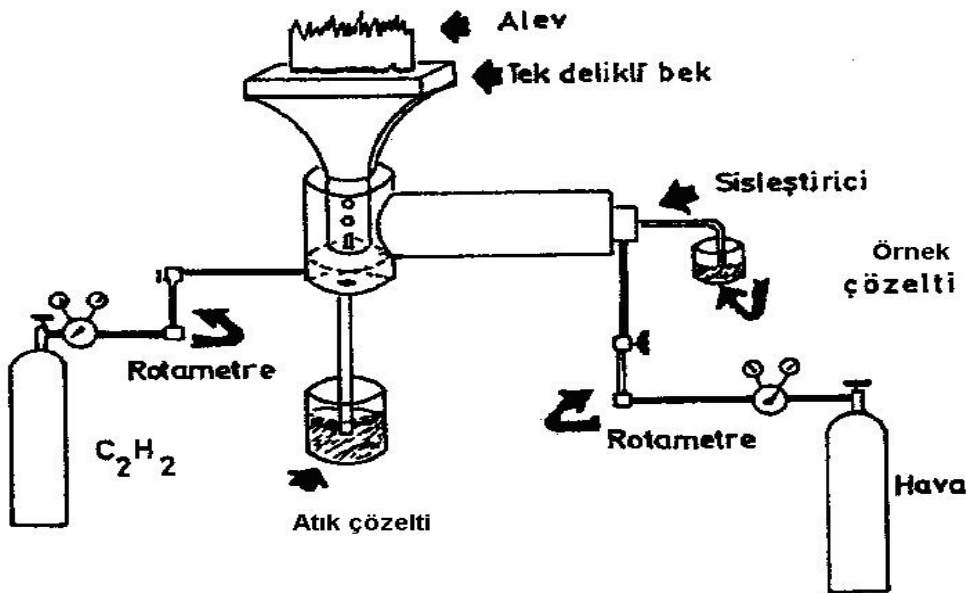
Absorpsiyon hücresi olarak da adlandırılan atomlaştırıcıların görevi, numunedeki iyonlardan veya moleküllerden analiz elementinin temel haldeki atomlarını oluşturmaktır. Atomik absorpsiyon spektrofotometresinde analizin duyarlılığı, atomlaştırmanın etkinliğine bağlı olduğundan atomlaştırıcı cihazın en önemli bileşenidir.

Genel olarak atomlaştırıcılar; alevli atomlaştırıcılar ve alevsiz atomlaştırıcılar olmak üzere ikiye ayrılırlar.

3.3.2.1 Alevli atomlaştırıcılar

Numuneyi atomlaştırmak için uygun alev başlıkları ve çeşitli yanıcı ve yakıcı gazların yakılmasıyla elde edilen alevin kullanıldığı tiplerdir. Alevli atomlaştırıcılarda (şekil 3.3), örnek çözeltisi aleve, havalı (pnömatik) bir sisleştirici yardımıyla pşkrtlr. Çözelti aleve pşkrtldğ zaman ilk olarak damlacıkların kuruması yani çözücünün buharlaşması gerçekleşir. Buharlaşma hızı, damlacıkların büyüklüğüne ve çözücü türüne bağlıdır. Buharlaşma sonucu oluşan katı parçalar, alev sıcaklığının etkisi ile çeşitli değişikliklere uğrarlar. Organik bileşikler yanarken, maddeler buharlaşır veya birbirleriyle ve alev gazları ile tepkimeye girerler. Çözelti taneciklerinin buharlaşmasından sonra oluşan gaz molekülleri, ısı ayrışma ile

atomlarına ayrılırlar. Alev içinde, analiz elementinin atomlarından başka CO, CO₂, C, H₂O, O₂, H₂, H, OH⁻, NO ve NO₂ gibi çeşitli yanma ürünleri de bulunduğundan alevdeki olaylar son derece karmaşıktır. Alev ortamının kısmi basıncı atomlaşmayı azaltır, ayrıca metal iyonlarının iyonlaşması veya başka reaksiyonlar vermesi de atomlaşma verimini düşürür. Ayrıca buharlaşmadan sonra oluşan katı taneciklerinin boyutu ve numunenin beslenme hızı da atomlaşma verimini etkiler. Atomik absorpsiyon spektroskopisinde numune ışığı alevin içinden geçtiği için alevin tamamen geçirgen olması absorpsiyon veya emisyon yapmaması gerekir. Alevin emisyonu sinyaldeki gürültünün artmasına neden olur. Genel olarak bir alev yüksek verimlilikle atomlaşmayı sağlamalı ve analiz elementi ortamdaki diğer bileşenlerle veya alev gazlarının yanma ürünleriyle reaksiyon vermemelidir

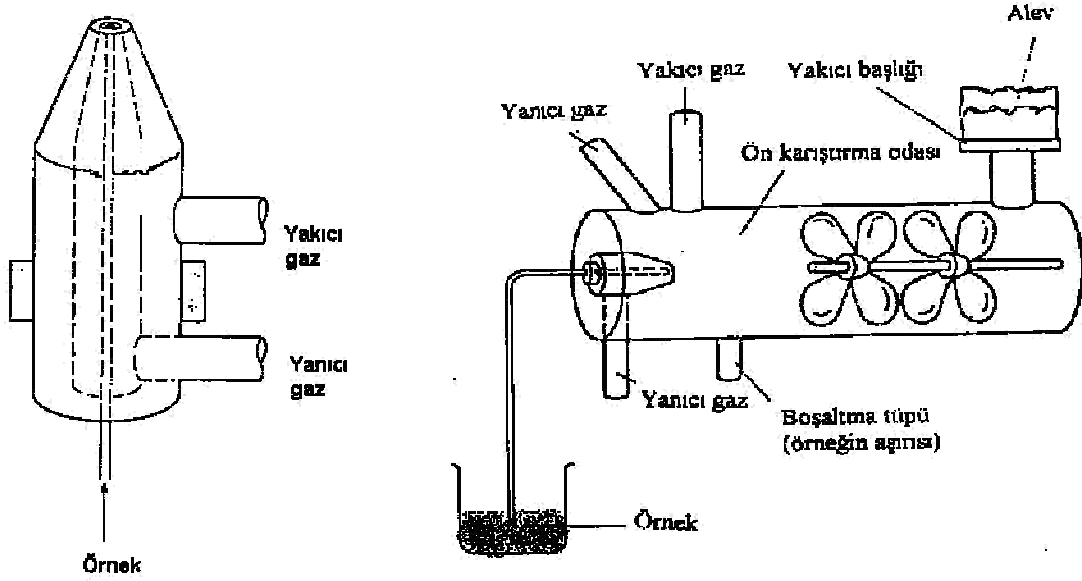


Şekil 3.3 : Genel bir alevli atomlaştırıcı.

Alevli atomik absorpsiyon spektroskopisinde iki tür alev başlığı kullanılır. Ön-karıştırmasız başlıklarda (Şekil 3.4), örnek çözeltisi yanıcı ve yakıcı gazlar birbirleriyle temas etmeden ayrı ayrı taşınarak yakıcı başlığının hemen çıkışında karışırlar.

Ön-karıştırmalı başlıklarda (Şekil 3.4) ise, örnek çözeltisi yakıcı gaz yardımıyla bir boşluğun içine taşınır ve burada yanıcı gazla karışır. Böylece aerosol oluşur ve bu aerosol yolu üzerindeki levhalara çarparak çeşitli büyüklükteki damlacıklara

dönüşür. Uygun büyüklüktekiler aleve ulaşırken daha büyük olanlar sistemden uzaklaştırılır.



Şekil 3.4 : Ön-karıştırmaz ve ön-karıştırmalı atomlaştırıcılar.

Çizelge 3.1’de AAS’de kullanılan yakıcı ve yanıcı gaz ve çeşitli alevlerin maksimum sıcaklıkları verilmiştir [6]. Çalışmaların çoğunda hava-asetilen alevi kullanılır.

Azotprotoksit-asetilen alevi, hava-asetilen aleviyle tayin edilemeyen elementler için kullanılabilir. Bu alevin sıcaklığı, hava-asetilen alevine göre daha yüksektir. Ancak hava-asetilen alevinin alevlenme sıcaklığı daha düşük olduğu için daha güvenlidir.

Çizelge 3.1 : Atomik spektroskopide kullanılan bazı alev türleri.

Yanıcı Gaz	Yakıcı Gaz	Yaklaşık Maksimum Sıcaklık, °C
Doğal Gaz	Hava	1800
Propan	Hava	1900
Hidrojen	Hava	2000
Asetilen	Hava	2300
Hidrojen	Oksijen	2700
Hidrojen	Azotprotoksit	2650
Asetilen	Azotprotoksit	2800
Asetilen	Oksijen	3100

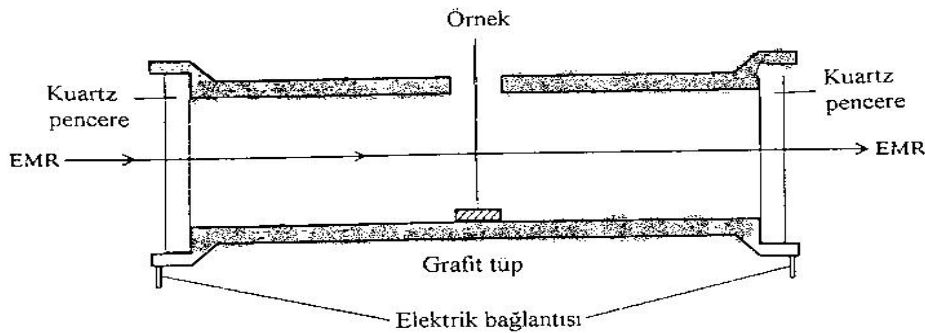
3.3.2.2 Elektrotermal atomlaştırıcılar

Elektrotermal atomlaştırıcılar, örneğin gaz halinde serbest metal atomlarını oluşturmak için elektriksel olarak ısıtılan sistemlerdir. Duyarlılık ve gözlenebilme sınırının daha iyi olması, numunelerin ekonomik olarak kullanılabilmesi ve alev tekniklerindeki bazı sınırlamaların olmaması gibi üstünlükleri bulunmaktadır.

Elektrotermal atomlaştırıcılar olarak grafit çubuklar, metal şeritler, metal bobinler ve grafit tüpler geliştirilmiştir. En çok kullanılan elektrotermal atomlaştırıcı türü grafit tüptür. Bu tip atomlaştırıcıların kullanıldığı cihazlar grafit fırınlı atomik absorpsiyon spektrometresi (GFAAS) olarak adlandırılır. Şekil 3.5'te grafit tüplü bir fırının basit bir şeması görülmektedir. İlk olarak B.V. L'vov tarafından geliştirilmiştir. Bu fırınlarda örneğin grafit tüpe enjekte edildiği küçük bir delik bulunmaktadır.

Kaynaktan gelen ışın tüpün içersinden geçer. Bu fırınlarda örneğin atomik türlerinin fırın duvarlarına diffüzlenmesini önlemek için genellikle pirolitik olarak grafit ile kaplanır. Pirolitik grafit, karbonun inert atmosferde CH_4 ile ısıtılmasıyla hazırlanır.

Fırın, havanın oksijeni ile teması sonucu yanmaması için Ar veya N_2 ile korunur.



Şekil 3.5 : Grafit tüplü bir fırının basit şeması.

3.3.3 Monokromatörler

Spektrofotometrelerde numuneye gelen ve geçen ışığı spektral hatlarına veya analiz hattını diğer hatlardan ayırmak için kullanılan cihazlardır. Tüm aletlerde monokromatörün görevleri ve çalışmaları aynıdır. Genel olarak ışığın girdiği bir yarı, toplayıcı mercek veya aynalar, dalga boylarına ayıran prizma ya da optik ağılar, odaklayıcı mercek veya aynalar ve bir çıkış slitine sahiptirler. AAS'de kullanılan monokromatörün görevi, oyuk katot lambasının yaydığı, incelenen elementin rezonans hattını diğer hatlardan ayırmaktır. AAS'de monokromatör olarak en çok optik ağılar kullanılır.

3.3.4 Dedektörler

Dedektörler atomik absorpsiyon spektroskopisinde ışın sinyalinin elektrik sinyaline dönüştürülmesi için kullanılan bileşenlerdir. Fotoçoğaltıcılar, ışığa duyarlı bir fotokatot, arka arkaya daha pozitif potansiyel oluşturan bir seri dinot ve en son da bir anottan oluşan vakum fotoselleridir.

Bir dedektörün, ışığa karşı duyarlı olması, ışık şiddeti ile doğru orantılı bir sinyal üretmesi, üzerine düşen ışığa cevap verme yani sinyal üretme süresinin kısa olması, kararlı olması ve üretilen elektriksel sinyalin yardımcı devrelerle çoğaltılabilmesi gibi özelliklere sahip olması istenir.

3.4 Atomik Absorpsiyon Spektrometrisinde Kantitatif Analiz

Atomik absorpsiyon spektrometrisinde, kantitatif analiz için iki yöntem kullanılır.

3.4.1 Lineer kalibrasyon yöntemi

Analiz edilecek elementin saf bir bileşiğinden hazırlanmış, konsantrasyonları tam olarak bilinen bir dizi standart çözeltinin absorbansları ölçülür. Konsantrasyon değerleri x ekseninde, absorbans değerleri y ekseninde olmak üzere bir grafik çizilir. Elde edilen bu grafiğe “kalibrasyon grafiği” denir. Nicel analizin yapıldığı kalibrasyon grafiğinin doğrusal olduğu bölgeye “çalışma aralığı” denir. Kalibrasyon grafiği çizildikten sonra, aynı koşullar altında içindeki analat konsantrasyonunu bilmediğimiz örnek çözeltisinin absorbansı ölçülür. Daha sonra, kalibrasyon grafiğinden yararlanarak örnek çözeltisi içindeki analat miktarı belirlenir.

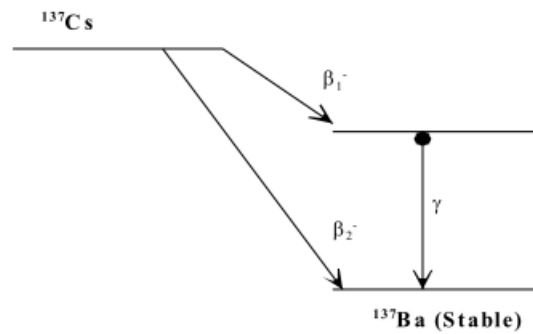
3.4.2 Standart Ekleme Yöntemi

Tayin edilen elementin birlikte bulunduğu yabancı maddelerden gelen etkilerin niteliği bilinmediğinde bu yöntem uygulanır. Bu yöntemde, analiz çözeltisi uygun oranda seyreltikten sonra A, B, C gibi kısımlara ayrılır. A kısmının kendi başına absorbansı okunur. B ve C kısımlarına ise bilinen miktarlarda tayin elementine ait standart çözeltiden eklenir ve absorbansları okunur. İlave edilen standart konsantrasyonları x ekseninde, absorbans değerleri y ekseninde olmak üzere bir grafik çizilir. Çizilen grafikte elde edilen doğrunun, konsantrasyon eksenini kestiği noktanın absorbans eksenine olan uzaklığı örnek içindeki analat konsantrasyonunu verir.

3.5 Çalışılan Eser Elementler Hakkında Genel Bilgi

3.5.1 Sezyum

Sezyum gümüşümsü beyaz, yumuşak, şekillendirilebilir bir metaldir. Oda sıcaklığının biraz üzerinde sıvı halde bulunur. Diğer kararlı alkali metallerle kıyaslandığında sezyum en düşük kaynama ve erime noktasına, en yüksek buhar basıncına, en yüksek yoğunluğa ve en düşük iyonizasyon potansiyeline sahiptir. Bu özellikleri sezyumu diğer alkali metallerden çok daha fazla reaktif yapar. Havaya maruz bırakıldığında, sezyum metali kırmızımsı mor alev oluşturarak tutuşur ve sezyum oksit karışımı oluşturur. Saf sezyum suyla şiddetli bir şekilde tepkimeye girer ve hidrojen gazı kadar bilinen en güçlü baz olan sezyum hidroksiti oluşturur. Yanan sezyum serbest hidrojen gazını tutuşturabilir ve patlamaya sebep olur. Sezyum tuzları ve çoğu bileşikler genellikle suda çok çözünürdürler. Sezyumun Cs-134 ve Cs-145 aralığında birkaç radyoaktif izotopu vardır. Radyoaktif izotopların yarı ömürleri 0.57 saniyeden (Cs-114) yaklaşık 3×10^6 yıla (Cs-135) kadar çok geniş bir aralıkta değişir. Radyoaktif izotoplardan Cs-137 ve Cs-134 yüksek fizyon verimliliklerinden ve nispeten daha uzun yarı ömürlerinden dolayı önemli fizyon ürünüdür. Cs-137'nin nükleer reaksiyonlardaki fizyon randımanı oldukça yüksektir, her 100 fizyon olayı başına yaklaşık 6 Cs-137 atomu oluşur. Cs-137 yaklaşık 30 yıl radyoaktif yarıömrü vardır. Beta bozunmasıyla ya kararlı Ba-137'ye ya da yarıkararlı Ba-137m'ye dönüşür. Yarı kararlı durumdan çok hızlı bir şekilde kararlı Ba-137'ye dönüşür buna enerjisi 0,662 MeV olan gama ışını emisyonu eşlik eder. Şekil 3.6 bu bozunmayı gösterir. Ba-137m'yi oluşturan ilk beta bozunum modu toplam yoğunluğun kabaca %95'ini, ikinci mod yaklaşık % 5'ini oluşturur.



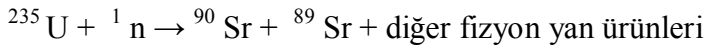
β = beta bozunum; γ = γ ışını emisyonu

Şekil 3.6 : Cs-137 Bozunum şeması.

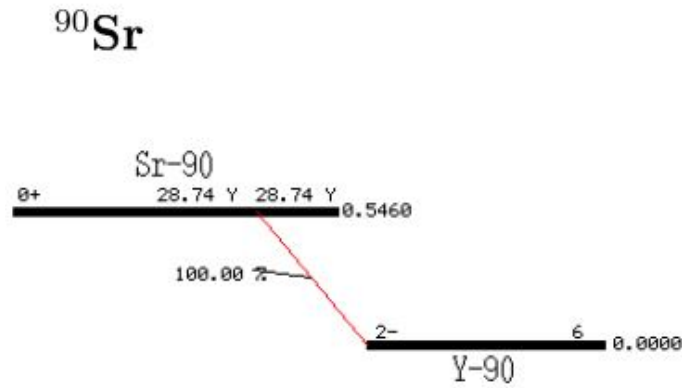
3.5.2 Stronsiyum

Stronsiyum periyodik tabloda IIA grubunda bulunan toprak alkali metaldir. Yüksek reaktivitesinden dolayı elemental stronsiyum doğada bulunmaz, diğer elementlerle moleküler bileşikler halinde bulunur. Doğal olarak kayalarda, toprakta, kömürde ve petrolde bulunur ve radyoaktif değildir. Stronsiyumun aynı zamanda birkaç radyoaktif izotopu da bulunur ve en yaygın olanı Sr-90'dır. Sr-90 nükleer reaktörlerden veya nükleer silah patlamalarından sonra oluşur. Stronsiyumun radyoaktif izotopları insan sağlığı açısından birinci derecede önemlidir.

Stronsiyum iki oksidasyon durumuna sahiptir: 0 ve +2. Normal çevre koşullarında yalnızca +2 oksidasyon durumu yeteri kadar kararlıdır. Stronsiyumun en önemli radyoaktif izotopları U-235, U-238 veya P-239'un nükleer fizyonu ile oluşurlar. Örnek olarak U-235, yaklaşık 1 MeV enerjili yüksek nötronlarla başlatılan nükleer zincir reaksiyonunun nedeniyle Sr-90 gibi küçük atomik kütleli parçalara ayrılır.



Sr-90 iki izotop arasında uzun yarılanma süresi (29 yıl) sebebiyle daha tehlikelidir. Sr-90 maksimum enerjisi 0.546 MeV olan beta parçacık emisyonuyla bozunur, Y-90 izotopu veya soy ürünü oluşturur (Şekil 3.7).



Şekil 3.7 : Sr-90 bozunum şeması.

4. ADSORPSİYON VE TERMODİNAMİK PARAMETRELER

4.1 Adsorpsiyon Tanımı ve Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon; bir maddenin diğer bir madde yüzeyinde veya iki faz arasındaki ara yüzeyde konsantrasyonunun artması ya da bir başka ifadeyle moleküllerin, temas ettikleri yüzeydeki çekme kuvvetlerine bağlı olarak o yüzeye birleşmesidir.

Adsorpsiyon, fiziksel adsorpsiyon, kimyasal adsorpsiyon ve değişim adsorpsiyonu olmak üzere sınıflandırılabilir. Fiziksel adsorpsiyonda, adsorplanan madde ve adsorban molekülleri arasında zayıf Van der Waals kuvvetleri etkili olup, bu iki molekül arasında herhangi bir elektron alış veriş veya elektron paylaşımı söz konusu değildir. Kimyasal adsorpsiyon, adsorplanan madde ve adsorban molekülleri arasında karşılıklı elektron alışverişinin veya paylaşımının olduğu, daha kuvvetli kimyasal bağların olduğu adsorpsiyon türüdür. Değişim adsorpsiyonu ise, zıt elektrik yüklerine sahip adsorplanan madde ile adsorban yüzeyinin birbirini çekmesi ile olmaktadır.

Adsorpsiyon süreçleri genellikle denge izotermi ile tanımlanır. Adsorpsiyon izotermi, adsorban üzerinde adsorplanan madde miktarı ile sıvı içerisinde çözünmüş halde bulunan madde miktarı arasındaki ilişkinin açıklanmasında kullanılırlar. Adsorpsiyon izotermi deney sonuçlarının açıklanması için iki veya üç parametrelilik modeller geliştirilmiştir. Bunlardan en yaygın olarak kullanılanları Langmuir ve Freundlich modelleridir [7,8].

4.1.1 Langmuir İzoterm Modeli

Adsorbanın yüzeyinde adsorpsiyon olayı için aktif merkezlerin olduğunu ve her aktif noktanın sadece bir molekül adsorplayabileceğini kabul eder. Böylece adsorban yüzeyinde meydana gelen tabaka bir molekül kalınlığındadır. Ayrıca adsorban yüzeyindeki tüm aktif noktaların adsorplanan madde moleküllerine karşı aynı ilgiye sahip olduğunu ve adsorplanmış moleküller arasında etkileşim olmadığını kabul eder.

Bu izotermde adsorpsiyon olayı, adsorplanan maddenin başlangıç konsantrasyonu ile doğrusal olarak artar (4.1). Maksimum doygunluk konsantrasyonunda yüzey, adsorplanan maddenin tek tabakası ile kaplanmakta ve yüzeye adsorbe olmuş moleküller hareketsiz kalmaktadır. Ayrıca adsorpsiyon enerjisi sabittir.

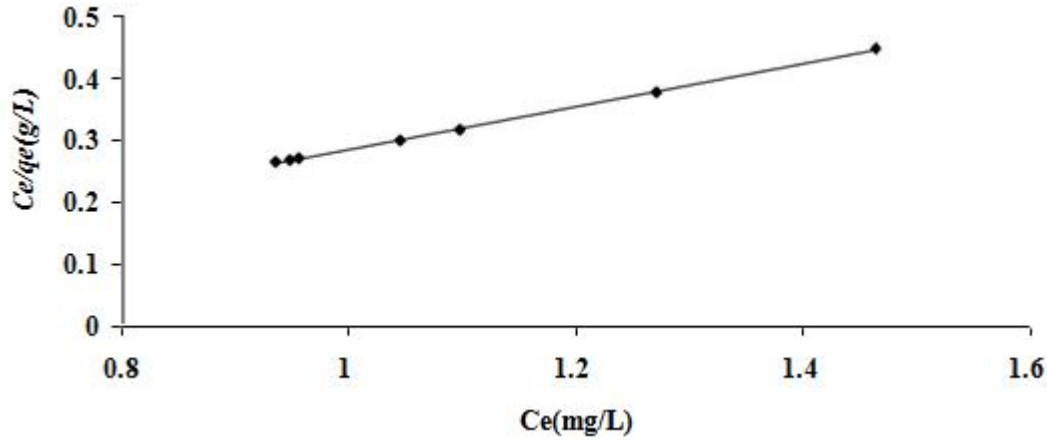
$$C_e/q_e = (C_e/q_m) + 1/K_L q_m \quad (4.1)$$

q_e : Dengede, adsorban tarafından adsorplanan metal iyonu konsantrasyonu(mg/g)

C_e : Dengede, çözeltide kalan metal iyonu konsantrasyonu (mg/L)

q_m : Adsorbanın maksimum adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)

K_L : Adsorpsiyonun serbest enerjisi ile ilgili Langmuir adsorpsiyon sabiti (L/mg)



Şekil 4.1 : Langmuir izoterm grafiği.

Çizilen grafik Şekil 4.1'deki gibidir ve bu grafiğin doğru denkleminin eğiminden adsorbanın maksimum adsorpsiyon kapasitesi (q_m) ve kayımından, Langmuir adsorpsiyon sabiti (K_L) ve hesaplanabilir.

4.1.2 Freundlich İzoterm Modeli

Freundlich modeli, heterojen yüzeyler üzerine ideal olmayan adsorpsiyon ve çoklu tabaka adsorpsiyonu için kullanılabilir. Formülasyonu eşitlik 4.2'de verilmiştir.

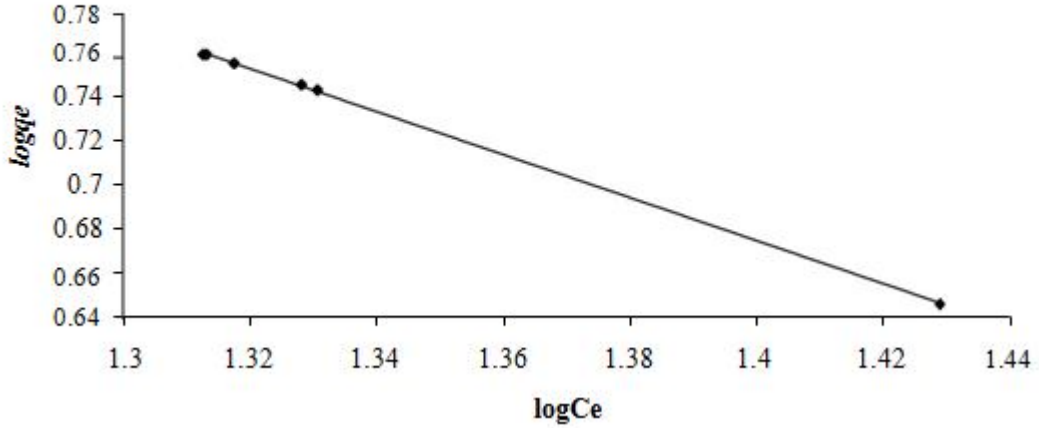
$$\log q_e = (1/n) \log C_e + \log K_F \quad (4.2)$$

q_e : Dengede, adsorban tarafından adsorplanan metal iyonu konsantrasyonu(mg/g)

C_e : Dengede, çözeltide kalan metal iyonu konsantrasyonu (mgL-1)

K_F : Adsorpsiyon kapasitesi ile ilgili sabit

$1/n$: Materyalin heterojenliğine göre değişen adsorpsiyon yoğunluğu ile ilgili ampirik bir parametre



Şekil 4.2 : Freundlich izoterm grafiği.

Çizilen grafik Şekil 4.2'deki gibidir ve bu grafikten elde edilen $1/n$ değerinin 0 ile 1 arasında olması, metallerin adsorpsiyonu için çalışılan şartların uygun olduğunu göstermektedir.

Langmuir ve Freundlich izoterm modellerine göre çizilen eğrilerin korelasyon katsayıları (R^2) karşılaştırılır ve adsorpsiyon, " R^2 " si 1'e daha yakın olan izoterme uyuyor" denir.

4.2 Termodinamik Parametreler

Adsorpsiyon izotermlerinden elde edilen sonuçlar, entalpi değişimi (H^0), serbest enerji değişimi (ΔG^0) ve entropi değişimi (S^0) gibi termodinamik parametrelerin hesaplanmasında kullanılabilir.

Gibbs serbest enerji değişimi, adsorpsiyon prosesinin doğal olarak gerçekleşebilirliğini ifade etmektedir. Önemli oranda adsorpsiyonun

gerçekleşebilmesi için G^0 değerinin negatif olması gerekmektedir. Adsorpsiyonun Gibbs serbest enerji değişimi (4.3);

$$G^0 = - RT \ln K \quad (4.3)$$

T : Sıcaklık (K), R: İdeal Gaz Sabiti (8,3145 J/mol K

Serbest enerji değişiminin sıcaklıkla ilişkisi (4.4);

$$d \ln K / dt = H^0 / RT^2 \quad (4.4)$$

T : Sıcaklık (K), R: İdeal Gaz Sabiti (8,3145 J/mol K

Gerekli integrasyon ve düzenlemeler yapıldıktan sonra bu ifade eşitlik 4.5 ve eşitlik 4.6;

$$\ln K = - \Delta H^0 / RT + \Delta S^0 / R \quad (4.5)$$

$$G^0 = H^0 - T \cdot S^0 \quad (4.6)$$

T : Sıcaklık (K), R: İdeal Gaz Sabiti (8,3145 J/mol K

şeklinde düzenlenebilir. H^0 ve S^0 değerleri $1/T$ ye karşılık $\ln(K)$ değerlerinin grafiksel olarak ifade edilmesi sonucu oluşan doğrunun eğim ve sabitinden hesaplanabilir.

Pozitif entalpi değişimi (H^0), adsorpsiyon prosesinin endotermik olduğunu gösterir. Yani sıcaklıktaki artış, adsorpsiyonda da artış sağlayacaktır. Negatif entalpi değişimi ise prosesin ekzotermik olduğunu gösterir. Yani sıcaklıktaki arttıkça, adsorpsiyonda azalma olacaktır. Pozitif entropi değişimi (S^0), metal iyonlarının adsorban üzerindeki aktif sitelere sabitlenmesi esnasında, katı ve çözelti ara yüzeyindeki adsorpsiyon eğiliminde artışı ifade etmektedir. Proses, endotermik olduğunda pozitif entropi değişiminden dolayı adsorpsiyon kendiliğinden gerçekleşir [9].

4.3 Biyosorbent

4.3.1 Pirinç kabuğu

Ölü biyokütleler ağır metal toksik iyonların uzaklaştırılmasında iyon değişim kapasitesi yüksek olması, kolaylıkla bulunabilirliği ve düşük maliyetli olmalarından dolayı yaygın olarak kullanılırlar. Adsorpsiyon çalışmalarında doğal olarak kullanılmalarının yanında modifiye edilerekte kullanım alanı bulmaktadır. Örneğin modifiye edilmiş biyosorbentler modifiye edilmemişlere göre sezyumu sulu çözeltilerden uzaklaştırmada çok daha fazla etkili olduğu görülmüştür. Literatür çalışmaları pirinç kabuğunun düşük kalorifik değerinin olduğunu (3585 kcal/kg) ve yüksek kül içeriğinin olduğunu göstermiştir. Pirinç kabuğu birçok ağır metalin ya da organik kirliliklerin (çeşitli boyar maddeler) sulu çözeltileriden uzaklaştırılmasında oldukça yaygın bir şekilde kullanılmıştır [10].

Bu çalışmanın amacı, pirinç kabuğu külünü tek başına kullanmak yerine Hematit ile muamele ederek manyetik nanokompozit hazırlamak ve sezyum iyonlarının sulu çözeltilerden uzaklaştırılabilirliğini araştırarak pH, sıcaklık, temas süresi, adsorbent miktarı ve çalkalama hızı gibi optimum parametrelerin belirlenmesidir.

5. MAGNETİK PARTİKÜL TEKNOLOJİSİ

Yenilikçi bir teknoloji olan manyetik malzemelerin atık sulardaki koagülasyonu hızlandırmada, süttten radyonüklidleri uzaklaştırmada, organik boyaların adsorbsiyonunda ve yağ döküntüsünün ıslahında kullanımı ilgi çeken bir konu olmaktadır. Bu manyetik kompozitler şu özellikleri göstermektedirler: (i) Kil veya aktif karbon gibi adsorbentlerin adsorpsiyon özelliklerini ve Hematit'in manyetik özelliğini birleştirirler, (ii) farklı tipteki kontaminantların mesela metal veya organiklerin sudan uzaklaştırılmasında kullanılabilir, (iii) basit bir manyetik ayırma prosesi ile ortamdan kolaylıkla uzaklaştırılabilirler [29].

5.1 Manyetik Ayırma

Manyetik ayırma ile kirleticiler kolaylıkla uzaklaştırılır ve ayrılma işlemi uzaktan yapılabilir. Manyetik alan sağlayan elektromagnetlerin kullanımı, manyetik katı adsorbentleri kolaylıkla bir araya toplar. Böylelikle, manyetik su işleme sistemi pompaya gerek kalmaz ve uzaktan kontrol edilebilir. Ayrıca yüksek elektrik enerjisine ve pompalamaya ihtiyaç duyulmaz.

Manyetik partiküllerin yüzey modifikasyonu, manyetik parçacık üzerine adsorplanan bileşiklerin kapasitesini ve seçiciliğini artırır.

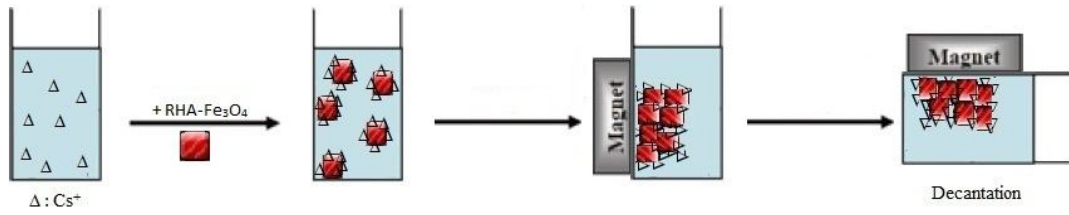
5.2 Kullanım Alanları

Yapılan deneylerde manyetik adsorbentlerin organik ve inorganik kontaminantların sudan uzaklaştırılması çalışmaları ve mümkün olan uygulamaları gösterilmiştir. Amaca bağlı olarak farklı kullanım alanı mevcuttur.

- Adsorbent ve çözeltilerin kolayca ayrılması
- Yağ saçılmalarının ıslahı
- Metal iyonları kontaminantların adsorpsiyonu
- Organik kirleticilerin adsorpsiyonu

5.2.1 Manyetik bileşiklerin ortamdan ayrılması

Manyetik malzemelerin en önemli özelliği basit bir magnet yardımıyla adsorbentin ortamdan kolay bir şekilde uzaklaştırılmasıdır. Örneğin manyetik aktif karbon, boya veya asit-baz indikatörü gibi organik yapı içeren renkli bir çözeltiye ilave edilip cam çubuk ile karıştırıldığında çözelti renksiz hale gelir. Şekil 5.1’de gösterildiği gibi magnet beherin dış yüzeyinde tutulacak olursa, olası manyetik bileşiklerin hepsi magnet tarafından çekilecektir ve katı partiküllerden çözelti kolaylıkla ayrılabilir.



Şekil 5.1 : Magnet yaklaştırılarak ortamdan manyetik partiküllerin uzaklaştırılması.

6. NANOKOMPOZİT MALZEMELER

6.1 Nanokompozit Malzemelerin Tanımı

Nanokompozitler fazlardan en az birinin ölçülerinin nanometer ($1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$) aralığında olduğu kompozitlerdir. Nanokompozit malzemeler mikrokompzotlerin ve monolitiklerin sınırlandırmalarının üstesinden gelmede uygun bir alternatiftirler. Partikül büyüklüğünün “kritik büyüklük” diye adlandırılan belli bir seviyeden daha az olduğunda partikül özellikleri gözlemlenebilir. Nanometre seviyesine ulaşıldığında fazlar arası etkileşimler çok daha gelişmiş bir hal alır bu da malzemelerin özelliklerini geliştirmede çok önemlidir. Bu bağlamda nanokompzotlerin hazırlanmasında uygulanan destek malzemelerin yüzey alanı/hacim oranı; nanokompzotlerin yapı-özellik arasındaki ilişkiyi anlamamızda çok önemlidir [11].

Çizelge 6.1 : Nanokompzot boyutlardaki değişimler ve özelliklere etkisi.

Özellikler	Özellik Boyutu
Katalitik aktivitesi	<5
Sert manyetik malzemeleri yumuşak yapma	<20
Refraktif indeksteki değişiklik	<50
Süper paramagnetizim ve diğer elektromanyetik olayları oluşturma	<100
Sağlamlaştırma ve sertleştirme	<100
Sertlik ve plastikliği geliştirme	<100

Mikrokompzotlerde olduğu gibi, nanokompzotler de matriks malzemelerine göre üç kategoride gösterilirler.

- Seramik matriks nanokompzotler (CMNC)
- Metal matriks nanokompzotler (MMNC)

- Polimer matriks nanokompozitler (PMNC)

Bu kategorilere örnekler aşağıdaki tabloda verilmiştir.

Çizelge 6.2 : Farklı tipteki nanokompozitler.

Sınıf	Örnekler
Metal	Fe-Cr/Al ₂ O ₃ , Ni/Al ₂ O ₃ , Co/Cr, Fe/MgO, Al/CNT, Mg/CNT
Seramik	Al ₂ O ₃ /SiO ₂ , SiO ₂ /Ni, Al ₂ O ₃ /TiO ₂ , Al ₂ O ₃ /SiC, Al ₂ O ₃ /CNT
Polimer	Termoplastik/termoset polimer/Katmanlı silikatlar, polyester/TiO ₂ , polimer/CNT, polimer/katmanlı çift hidroksitler

7. DENEYSEL KISIM

7.1 Kullanılan Kimyasallar

Deneysel çalışmalarda kullanılan sezyum (CsCl) ve stronsiyum $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ standart çözeltileri analitik saflıkta ve Merck firmasından elde edilen kimyasallardan günlük hazırlandı. Adsorbana manyetik özellik kazandırmak için kullanılan FeCl_3 ve $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ kimyasalları Merck firmasından tedarik edildi.

Deneysel çalışmalarda örnek çözeltilerin pH ayarlamalarında kullanılan NaOH çözeltisi Merck firmasından analitik saflıkta katı halde temin edilen kimyasaldan hazırlandı ve yine pH ayarlamalarında kullanılan HCl çözeltisi ise Merck firmasından analitik saflıktaki %37'lik HCl çözeltisi kullanılarak hazırlandı. Tüm çözeltilerin hazırlanmasında destile-deiyonize su kullanıldı.

7.2 Kullanılan Cihazlar

Deneysel çalışmalarda manyetik nanokompozit adsorbentin ve çözeltilerin hazırlanmasında katı maddelerin tartılması için Pecisa marka XB 220A model hassas terazi kullanıldı. pH ölçümleri WTW pH 330 pH-metresi ile gerçekleştirildi. Çalkalama işlemleri Nüve marka ST 402 model su banyolu çalkalayıcı ile gerçekleştirildi. Pirinç kabuğu örneklerinin kurutulması amacıyla Nüve marka FN 500 model etüv kullanıldı. Sezyum ve stronsiyum tayini için atomlaştırıcı olarak hava/asetilen alevinin kullanıldığı Varian marka SpectrAA-200 model atomik absorpsiyon spektrofotometresi kullanıldı. Ölçümler esnasında uygulanan aletsel parametreler Çizelge 7.1'de gösterilmektedir. Manyetik nanokompozitin tanecik boyutu belirlenmesinde Jeol marka JSM 639OLV model SEM cihazı kullanıldı. Manyetik nanokompozit malzemenin yüzey alanının belirlenmesinde Quantachrome marka Nova 2200e model BET analizörü kullanıldı. Olympus marka Delta model portatif XRF cihazı, adsorbenti oluşturan elementleri belirlemek için kullanıldı.

Çizelge 7.1: Absorbans ölçümlerinde uygulanan aletsel parametreler.

Enstrümantal Koşullar	Element	
	Cs	Sr
Işın Kaynağı	Oyuk katot lambası	Oyuk katot lambası
Kullanılan Lamba Akımı, mA	20	10
Dalga Boyu, nm	852,7	460,7
Slit Aralığı, nm	1	10,5
Alev Türü	Hava/Asetilen	Hava/Asetilen

7.3 Manyetik Nanokompozitin Hazırlanışı

7.3.1 Pirinç Kabuğu Külü Hazırlanışı

Balıkesir yöresinden alınan pirinç kabuklarının toprak ve tozlarının uzaklaştırılması için destile su ile yıkandıktan sonra 200 mL 0,1 M HCl çözeltisi içerisinde 76 saat boyunca bekletildi. Klorür iyonlarının uzaklaştırılması içinde iki üç kez saf su ile yıkandı ve 105 °C’de 2 saat kurutuldu.

Kurutulan pirinç kabukları (Şekil 7.1) porselen krozede 800 °C’de 5 saat fırında yakıldı. 5 saatin sonunda beyaz renkli kül elde edildi [12].



Şekil 7.1: Pirinç kabuğu.

7.3.2 Pirinç Kabuğu Külü ile Manyetik Kompozit Hazırlanması

400 mL lik bir behere 10 mL 2M FeSO₄.7H₂O çözeltisi ve 40 mL 1M FeCl₃ çözeltisi eklendi. 70 °C'ye kadar ısıtıldı daha sonra 3.3 g pirinç kabuğu külü (RHA) karıştırılarak eklendi. Bu karışıma 5M NaOH çözeltisinden 100 mL damlalıkla damla damla ilave edilerek Hematit'in çökmesi sağlandı. Ağzı kapalı olarak 24 saat bekletildi. Hazırlanan kompozitin manyetik özellik gösterdiği çözeltinin bulunduğu behere bir mıknatıs yaklaştırıldığında tüm çökeltinin mıknatısa doğru yönelmesiyle tespit edildi. Kompozit malzeme destile deiyonize su ile yıkanıp mavi bantlı süzgeç kağıdı yardımıyla süzüldü. Elde edilen siyah renkli manyetik kompozit etüvde 80 °C 2 saat boyunca kurutuldu. Kurutulan manyetik kompozit ezilerek toz haline getirildi [12].

7.4 Optimum Parametrelerin Belirlenmesi Prosedürü

Merck firmasından alınan CsCl ve Sr(NO₃)₂ kimyasallarından 100 ppm'lik iki stok çözeltisi hazırlandı ve konsantrasyonları doğru olup olmadığı FAAS ile tayin edildi. CsCl stok çözeltisinden belirli konsantrasyonda çözeltiler erlenmeyerde hazırlandı. Sezyum adsorbsiyonunun optimum koşullarını belirlemek için pH, sıcaklık, adsorbent miktarı, çalkalama süresi ve çalkalama hızı gibi parametreleri değiştirilerek optimum sonuçlar elde edildi. pH ayarlamaları 0,1 M HCl ve 0,1 M NaOH kullanılarak gerçekleştirildi ve son hacim 25 mL olacak şekilde erlenmeyerler distile su ile tamamlandı.

Sezyumun manyetik nanokompozit ile adsorpsiyonu gerçekleştikten sonra çözelti mavi bantlı süzgeç kağıdı ile süzüldü. Elde ettiğimiz süzüntüye 50000 ppm K çözeltisinden 2 mL ve % 65'lik HNO₃ çözeltisinden 1 mL ilave edilip 50 mL'ye seyreltildikten sonra süzüntüde kalan Sezyum konsantrasyonu alevli atomik absorpsiyon spektrofotometresi ile tayin edildi. Sonuçlar % Adsorbsiyon olarak verildi (7.1).

$$\% \text{ Adsorpsiyon} = (C_m - C_e) / C_m \times 100 \quad (7.1)$$

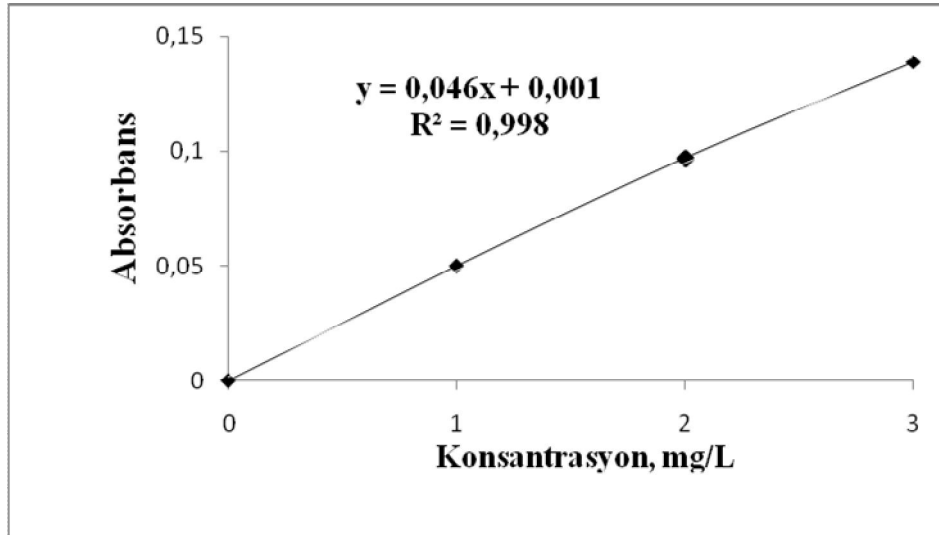
C_m = Başlangıç metal iyonu konsantrasyonu (mgL⁻¹)

C_e = Adsorpsiyondan sonra çözeltide kalan metal iyonu konsantrasyonu (mgL⁻¹)

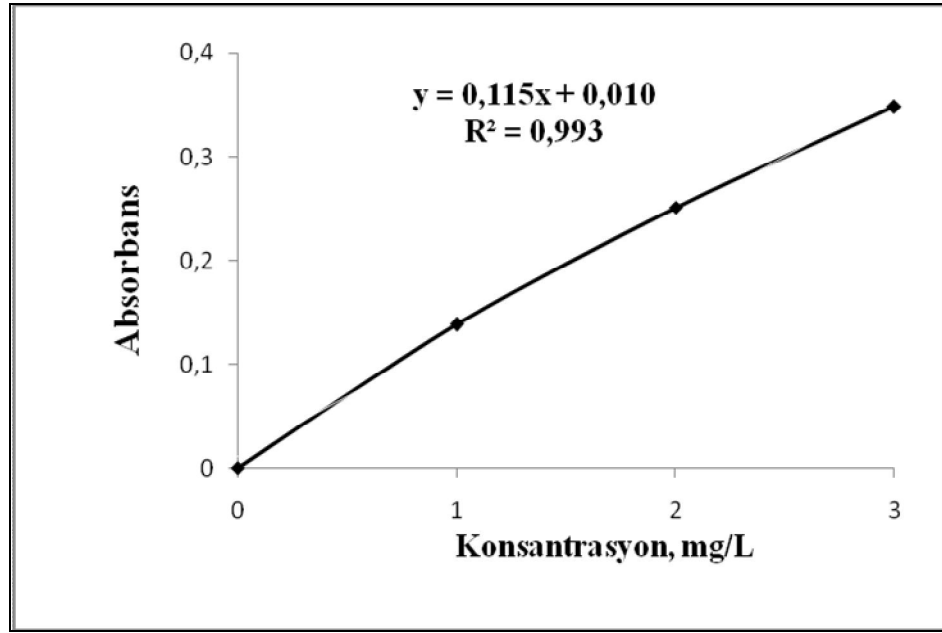
Optimum koşullar belirlendikten sonra stronsiyum varlığında manyetik nanokompozit ile sezyum adsorpsiyon gerçekleştirilerek stronsiyumun, manyetik nanokompozit ile sezyumun adsorpsiyonuna etkisi belirlendi.

7.5 Standart Kalibrasyon Yöntemi

Sezyum ve stronsiyumun lineer çalışma aralığı belirlendikten sonra, konsantrasyonları önceden bilinen standartlar kullanılarak bu elementlerin kalibrasyon grafikleri oluşturuldu (Şekil 7.2 ve Şekil 7.3). Örnek çözeltide kalan metal iyonları konsantrasyonları FAAS ile okunan absorbans değerlerine karşılık gelen konsantrasyonları hesaplandı.



Şekil 7.2: Sezyum ait kalibrasyon grafiği.



Şekil 7.3: Stronsiyuma ait kalibrasyon grafiği.

8. SONUÇLAR

8.1 Nanokompozit Adsorbentin Karakterizasyonu

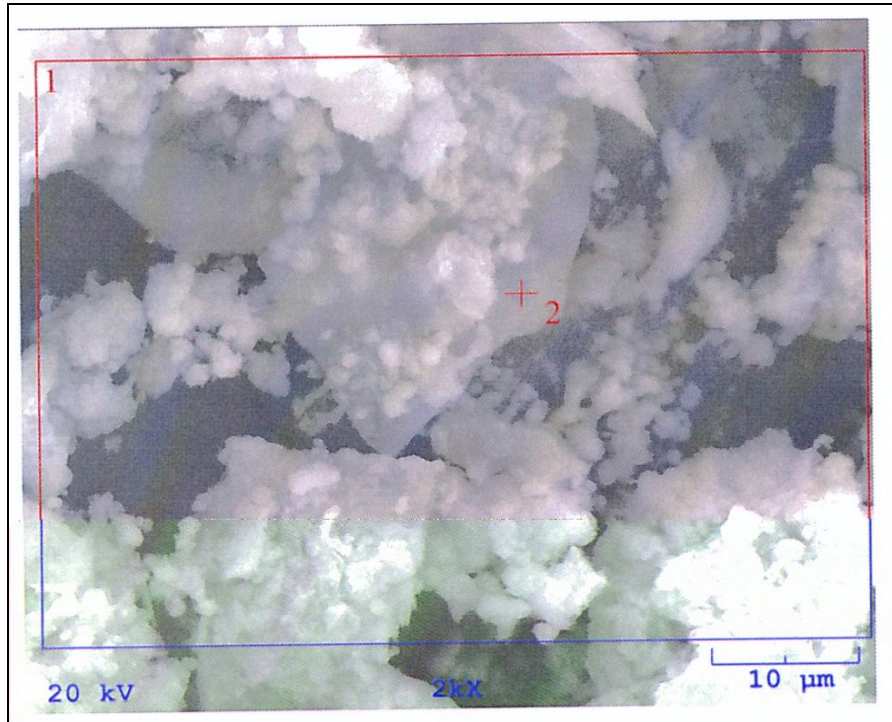
8.1.1 SEM-EDX analizi

kV 20.0

Takeoff Angle 35.0 °

Elapsed livetime 100.00

SEM-Jeol Marka JSM639OLV model cihazdan elde edilen adsorbentin görüntüsü Şekil 8.1’de gösterilmiştir.



Şekil 8.1: Pirinç kabuğu külü-Fe₃O₄'in SEM-EDX görüntüsü.

Şekil 8.1’deki Pirinç kabuğu külü-Fe₃O₄’ün SEM-EDX görüntüsünden görüleceği üzere adsorbentin taneciklerinin düzenli bir şekle sahip olmadığı görüldü.

8.1.2 BET analizi

Pirinç kabuğundan elde edilen külün Hematit ile birleşerek oluşturduğu kompozit malzemenin yüzey alanının belirlenmesi ve pirinç kabuğuna göre nasıl bir değişim gösterdiği Quantachrome marka Nova 2200e model cihaz kullanılarak belirlendi. Elde edilen sonuçlar çizelge 8.1 içinde gösterilmiştir. Sonuçlara göre pirinç kabuğunun yüzey alanı Hematit ile muamele edilip manyetik nanokompozit malzeme oluşturduktan sonra iki katından daha fazla artmıştır.

Çizelge 8.1: Pirinç kabuğu ve nanokompozit malzemenin BET analizi.

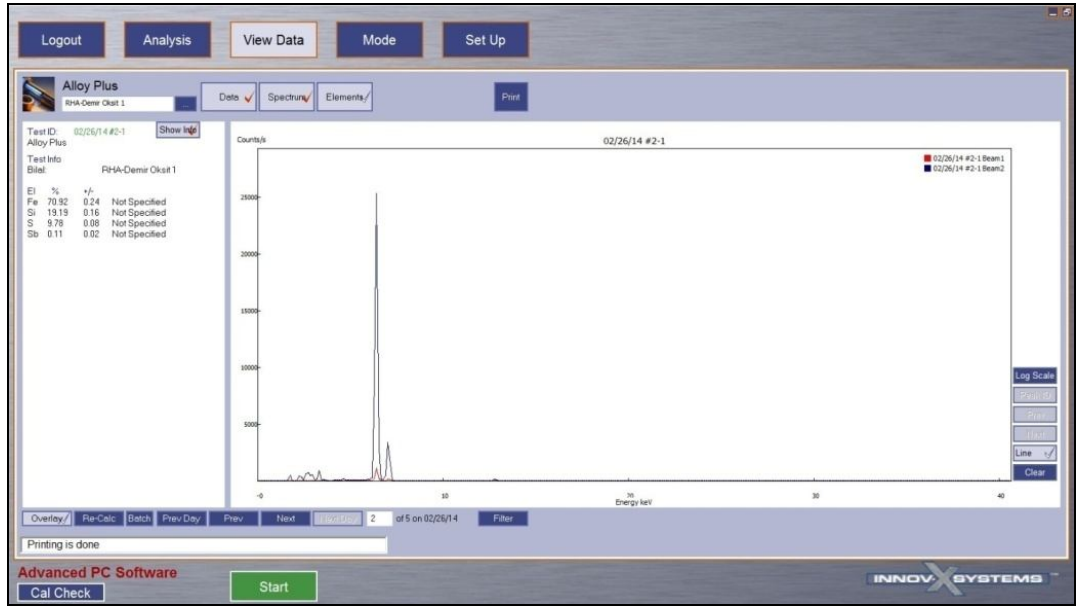
No	Yüzey Alanı	
1	Pirinç Kabuğu	69.58 m ² /g
2	RHA-Fe ₃ O ₄	156.34 m ² /g

8.1.3 XRF analizi

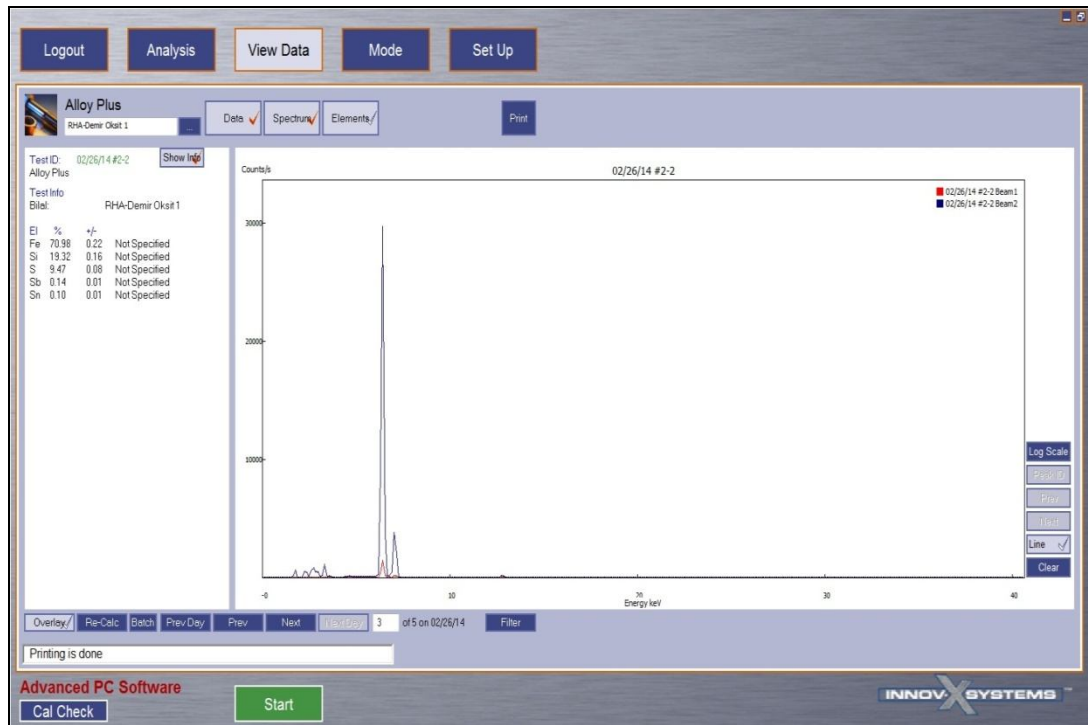
Pirinç kabuğundan elde edilen külün Hematit ile birleşerek oluşturduğu kompozit adsorbentin olympus Marka Delta model XRF cihazı ile ilgili ölçüm sonuçları aşağıdaki şekillerde gösterilmiştir. Değerler şekil 8.2, 8.3 ve 8.4 içerisinde verilmiştir. Her analiz üç defa tekrar edilmiş ve her analizde enerjileri 8kV ve 40 kV olan x-ışın kullanılmıştır. Ortalama değer Çizelge 8.2 içerisinde verilmiştir.

Beam 1: 8 kV x-ışını

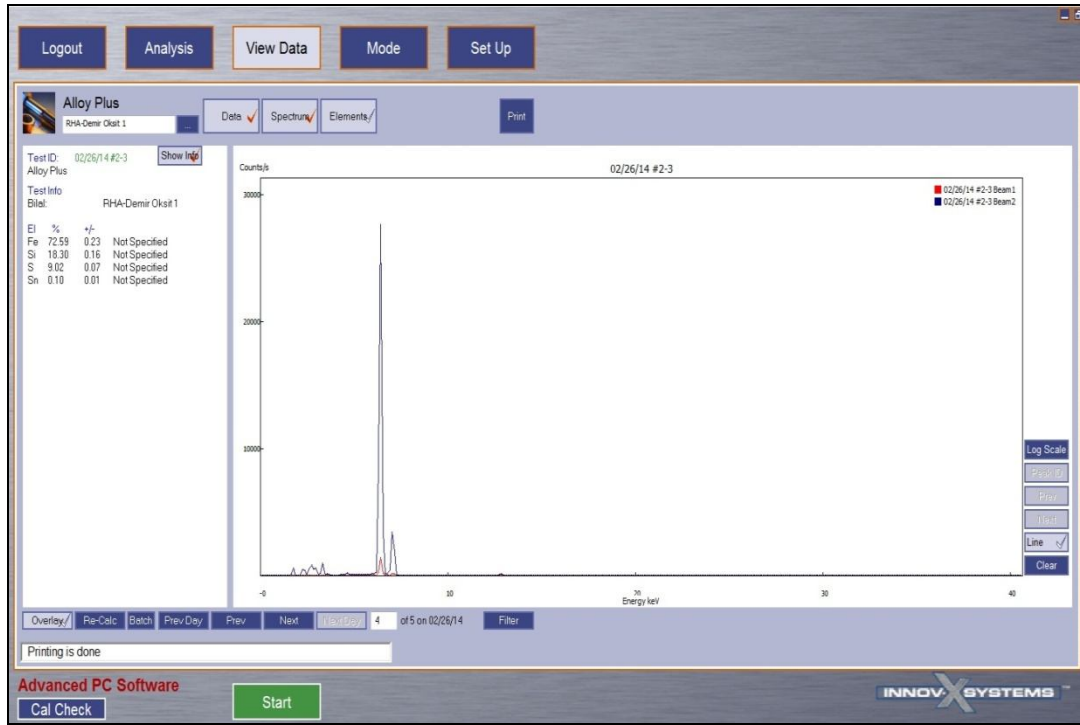
Beam 2: 40 kV x-ışını



Şekil 8.2: Piriñ kabuğu külü- Fe_3O_4 'in XRF 1. analizi



Şekil 8.3: Piriñ kabuğu külü- Fe_3O_4 'in XRF 2. analizi



Şekil 8.4: Pirinç kabuğu külü- Fe_3O_4 'in XRF 3. analizi

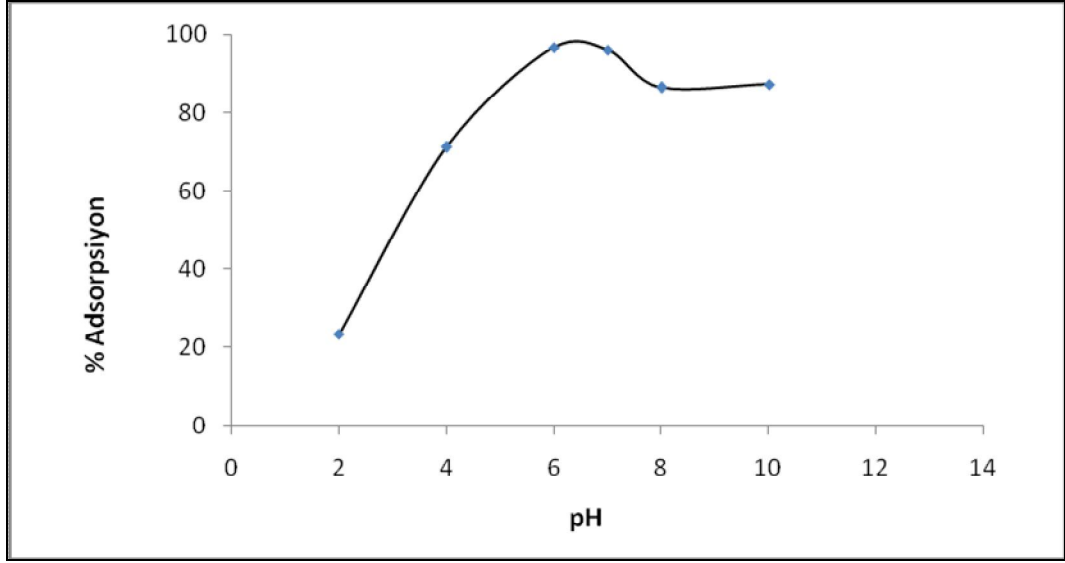
Çizelge 8.2: Pirinç kabuğu külü- Fe_3O_4 'in ortalama XRF değerleri.

Element	Yüzde Element Miktarı	Standart Sapma (+/-)
Fe	71,50	0,23
Si	18,93	0,16
S	9,42	0,08
Sb	0,08	0,02
Sn	0,06	0,02

8.2 Sezyum Adsorpsiyonuna pH Etkisi

Daha önceden hazırlanan sezyum stok çözeltisi kullanılarak 25 mL ve 5 ppm'lik çözeltiler Erlennmeyer içerisinde hazırlandı. Çözeltilerin pH değerleri 2-10 arasında değişecek şekilde 0.1 M NaOH ve 0.1 M HCl kullanılarak ayarlandı. Daha sonra her bir çözeltiliye 0.01 g RHA- Fe_3O_4 nanokompozit adsorbent ilave edilip 25 °C'de 30

dakika boyunca sabir hızla sıcak su banyolu çalkalayıcıda çalkalandı. Bu deneye ait sonuçlar Şekil 8.5’de gösterilmiştir.

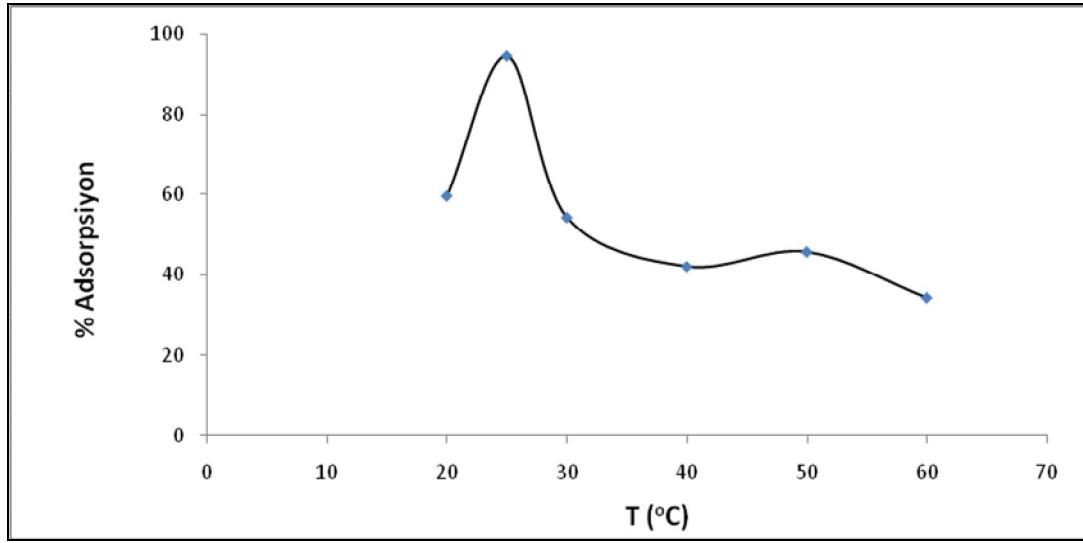


Şekil 8.5: Sezyum adsorpsiyonuna pH etkisi

Şekil 8.5 içerisinde maksimum sezyum adsorpsiyonu % 99,10 ile pH: 6 değerinde gerçekleştiği için optimum parametre pH: 6 olarak belirlenmiştir.

8.3 Sezyum Adsorpsiyonuna Sıcaklık Etkisi

Daha önceden hazırlanan sezyum stok çözeltisi kullanılarak 25 mL ve 5 ppm’lik çözeltiler Erlennmeyer içerisinde hazırlandı. Çözeltilerin pH değerleri optimum değer olan 6 değerine ayarlandı. Daha sonra her bir çözeltiliye 0.01 g adsorbent ilave edilip sabit hızda sıcaklık aralığı 20-60 °C olacak şekilde çalkalandı. Elde edilen sonuçlar Şekil 8.6 içerisinde gösterilmiştir.

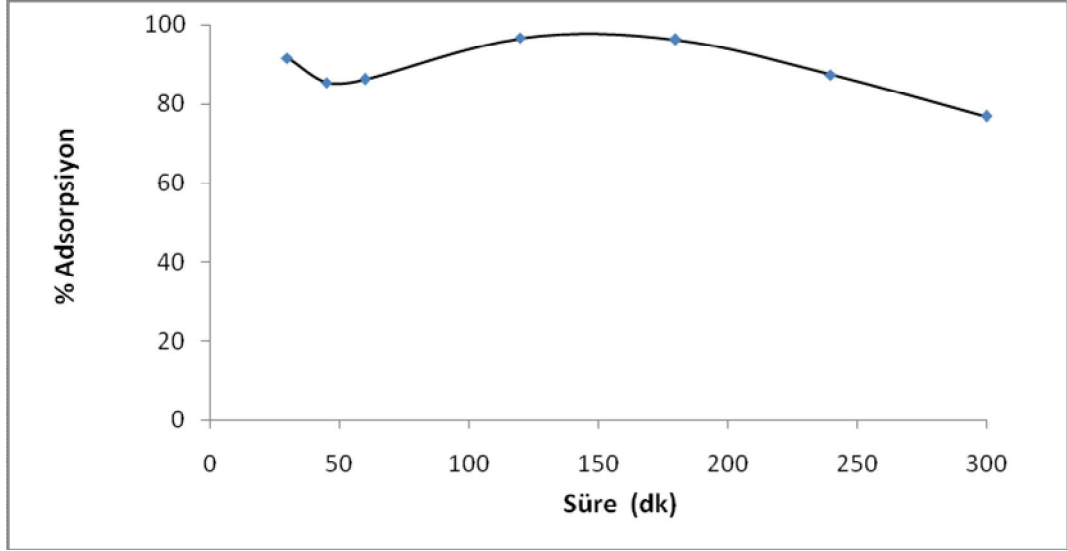


Şekil 8.6: Sezyum adsorpsiyonuna sıcaklık etkisi

Şekil 8.6 içerisinde maksimum sezyum adsorpsiyonu % 94,40 ile 25 °C’de gerçekleştiği için optimum sıcaklık parametre 25 °C olarak belirlendi.

8.4 Sezyum Adsorpsiyonuna Çalkalama Süresi Etkisi

Daha önceden hazırlanan sezyum stok çözeltisi kullanılarak 25 mL ve 5 ppm’lik çözeltiler Erlenmeyer içerisinde hazırlandı. Daha önceden belirlenmiş olan pH:6 değeri 0.1 M HCl kullanılarak ayarlandı. Her bir çözeltiliye 0.01 g adsorbent ilave edilip 25 °C’de sabit hızla çalkalama süresi 30-360 dakika arasında değişecek şekilde çalkalandı. Çalkalama sonrasında her bir çözelti mavi bantlı süzgeç kağıdından süzüldü ve elde edilen süzüntülerde bulunan sezyum konsantrasyonu FAAS kullanılarak tayin edildi. Sonuçlar Şekil 8.7 içerisinde gösterilmiştir.

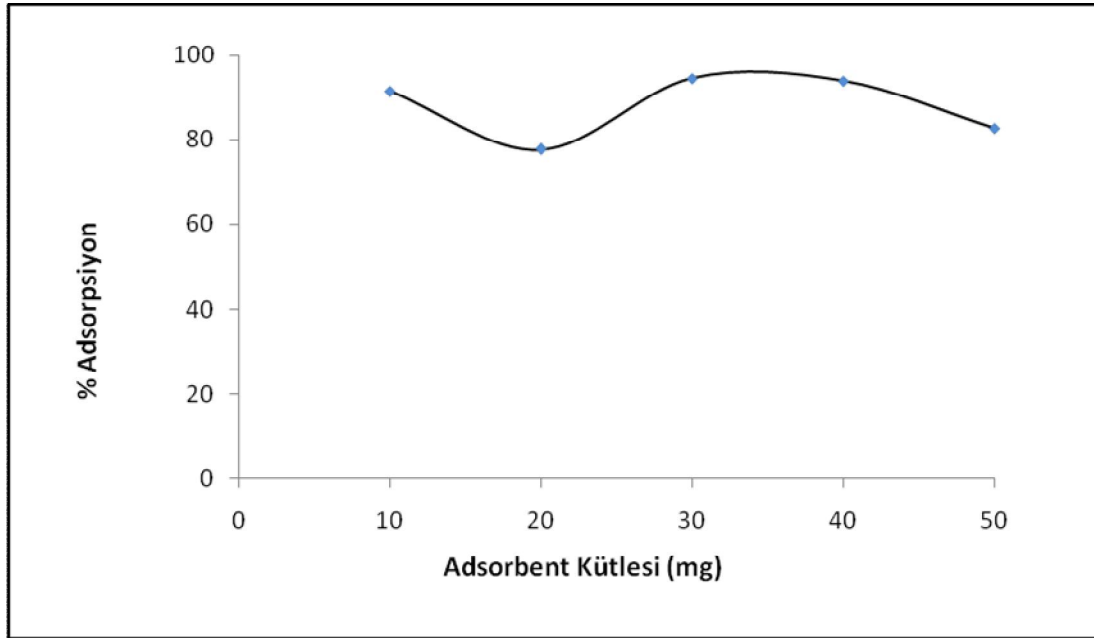


Şekil 8.7: Sezyum adsorpsiyonuna çalkalama süresi etkisi

Sonuçlar incelendiğinde farklı çalkalama sürelerinin sezyum adsorpsiyonu üzerinde çok ciddi etkisi olmadığı gözlemlendi. Dolayısıyla zaman kaybı olmaması açısından optimum çalkalama süresi 30 dakika olarak belirlendi.

8.5 Sezyum Adsorpsiyonuna Adsorbent Miktarı Etkisi

Daha önceden hazırlanan sezyum stok çözeltisi kullanılarak 25 mL ve 5 ppm'lik çözeltiler Erlenmeyer içerisinde hazırlandı. Hazırlanan çözeltilerin pH değeri optimum değer olan 6'ya ayarlandı. Daha sonra sıcaklık değeri 25 °C olacak şekilde sabit hızda adsorbent miktarları 10-50 mg arasında değişecek şekilde 30 dakika çalkalandı. Çalkalama sonrasında çözeltiler mavi bantlı süzgeç kağıdından geçirildi ve süzüntüdeki sezyum iyonu konsantrasyonu FAAS kullanılarak tayin edildi. Elde edilen sonuçlar Şekil 8.8 içerisinde gösterilmiştir.

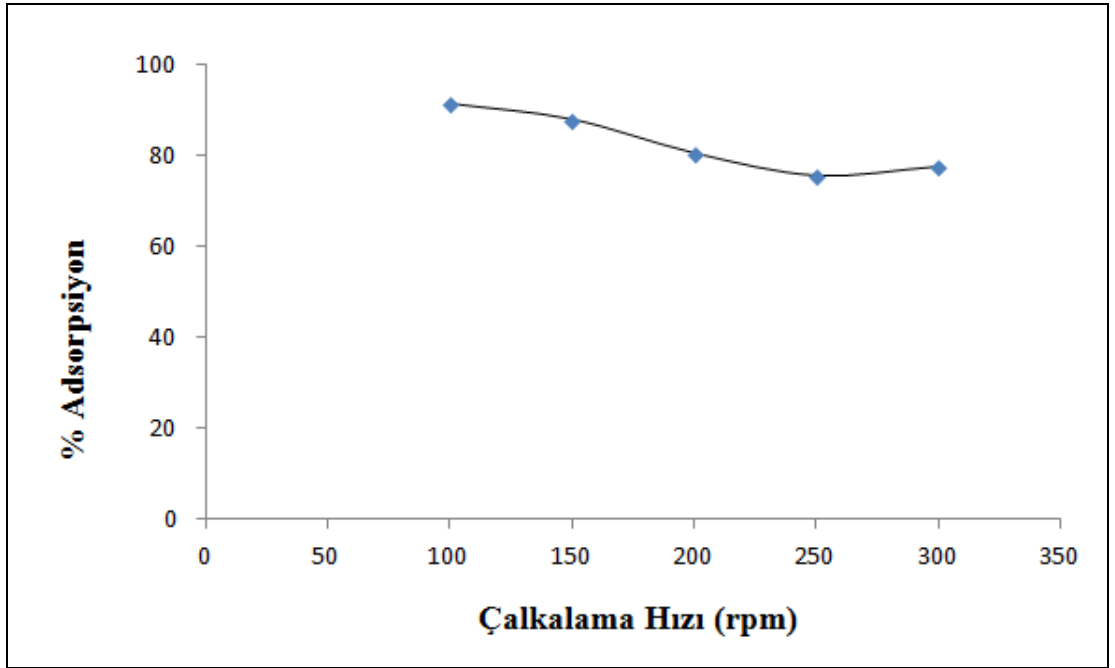


Şekil 8.8: Sezyum adsorpsiyonuna adsorbent kütlesi etkisi

Sonuçlara göre adsorbent miktarının sezyum adsorpsiyonunda yüzdesinde önemli bir değişiklik yapmadığından optimum adsorbent miktarı 0.01 g olarak belirlendi.

8.6 Sezyum Adsorpsiyonuna Çalkalama Hızı Etkisi

Daha önceden hazırlanan sezyum stok çözeltisi kullanılarak 25 mL ve 5 ppm'lik çözeltiler Erlenmeyer içerisinde hazırlandı. Hazırlanan çözeltilerin pH değeri optimum değer olan 6'ya ayarlandı. Daha sonra sıcaklık değeri 25 °C olacak şekilde farklı hızlarda, adsorbent miktarı 10 mg olacak şekilde 30 dakika çalkalandı. Çalkalama sonrasında çözeltiler mavi bantlı süzgeç kağıdından geçirildi ve süzöntüdeki sezyum iyonu konsantrasyonu FAAS kullanılarak tayin edildi. Elde edilen sonuçlar Şekil 8.9 içerisinde gösterilmiştir.

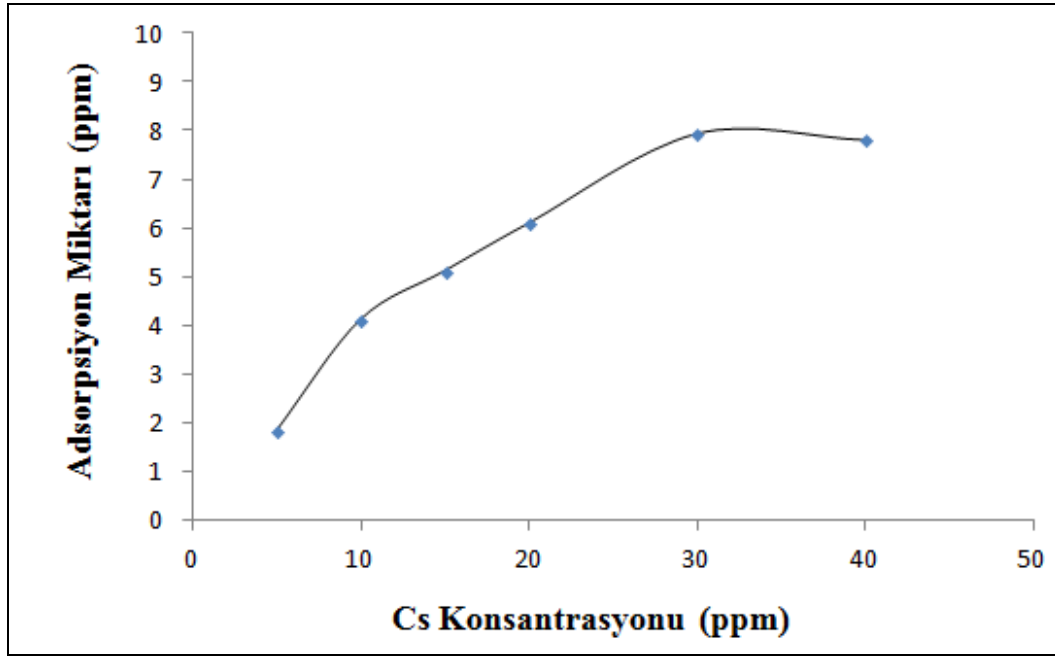


Şekil 8.9: Sezyum adsorpsiyonuna çalkalama hızı etkisi

Sonuçlara göre çalkalama hızının 100 rpm'den 250 rpm'e kadar arttırılmasıyla adsorpsiyon %91,5'ten %71,5' düştüğü daha sonra sabit kaldığı görüldü ve sebeple optimum çalkalama hızı 100 rpm olarak belirlendi.

8.7 Sezyum Adsorpsiyonuna Farklı Başlangıç Konsantrasyonlarının Etkisi

Daha önceden hazırlanan sezyum stok çözeltisi kullanılarak 25 mL 5 ppm, 10 ppm, 15 ppm, 20 ppm, 30 ppm, 40 ppm'lik çözeltiler Erlenmeyer içerisinde hazırlandı. Hazırlanan çözeltilerin pH değeri optimum değer olan 6'ya ayarlandı. Daha sonra sıcaklık değeri 25 °C olacak şekilde 100 rpm hızında, adsorbent miktarı 10 mg olacak şekilde 30 dakika çalkalandı. Çalkalama sonrasında çözeltiler mavi bantlı süzgeç kağıdından geçirildi ve süzüntüdeki sezyum iyonu konsantrasyonu FAAS kullanılarak tayin edildi. Elde edilen sonuçlar Şekil 8.10 içerisinde gösterilmiştir.



Şekil 8.10: Sezyum adsorpsiyonuna farklı başlangıç konsantrasyonlarının etkisi

Sonuçlara göre başlangıç sezyum konsantrasyonu 5 ppm'den 30 ppm'e kademeli olarak arttırıldığında sezyum adsorpsiyonu 7,94 ppm'e kadar arttığı daha sonra sabit kaldığı gözlemlendi. Bu sebeple başlangıç sezyum konsantrasyonu 30 ppm olarak belirlendi.

8.8 Stronsiyum Varlığının Sezyum Adsorpsiyonuna Etkisi

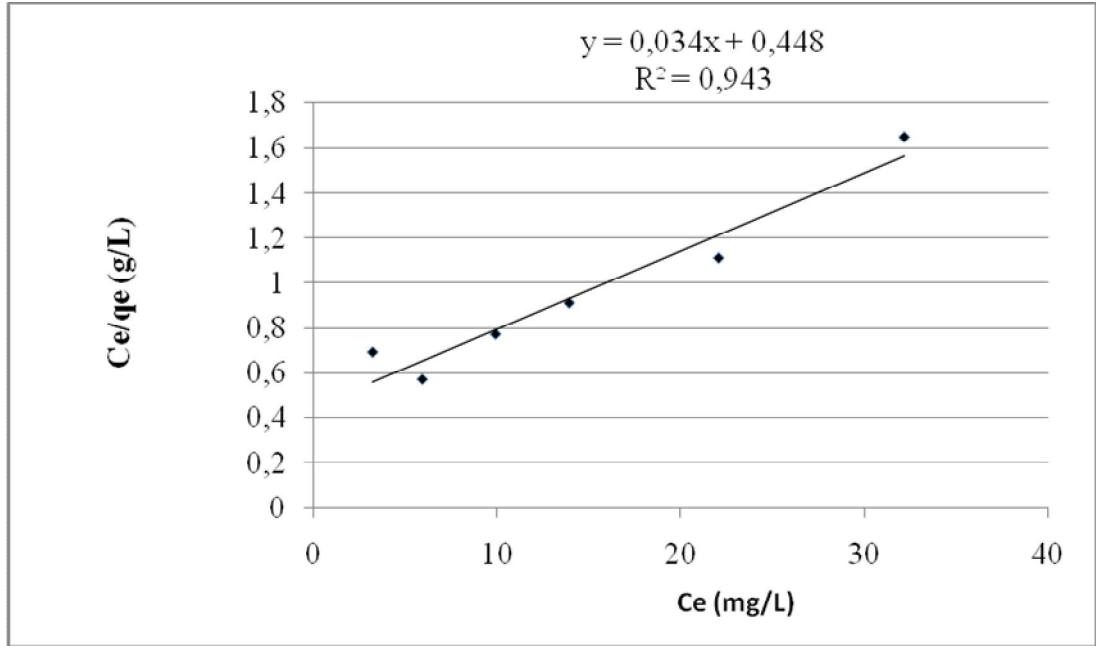
100 ppm sezyum stok çözeltisinden ve 100 ppm stronsiyum stok çözeltisinden 1,25'er mL alınıp erlenmeye konuldu. 25 mL'ye tamamlandı ve 5'er ppm'lik hem Sezyum hem Stronsiyum çözeltisi elde edilmiş oldu. Optimum parametreler olan pH değeri 0.1 M HCl kullanılarak 6'ya ayarlandı, 0.01 g nanokompozit adsorbent ilave edildi, sıcaklık 25 °C'ye ayarlandı ve 30 dakika boyunca çalkalandı. Çalkalama sonrasında çözeltiler mavi bantlı süzgeç kağıdından süzüldü ve süzüntüde kalan sezyum ve stronsiyum iyonları konsantrasyonları FAAS kullanılarak tayin edildi. Elde edilen sonuçlar Çizelge 8.3 içerisinde gösterilmiştir.

Çizelge 8.3: Sezyum adsorpsiyonuna stronsiyum etkisi.

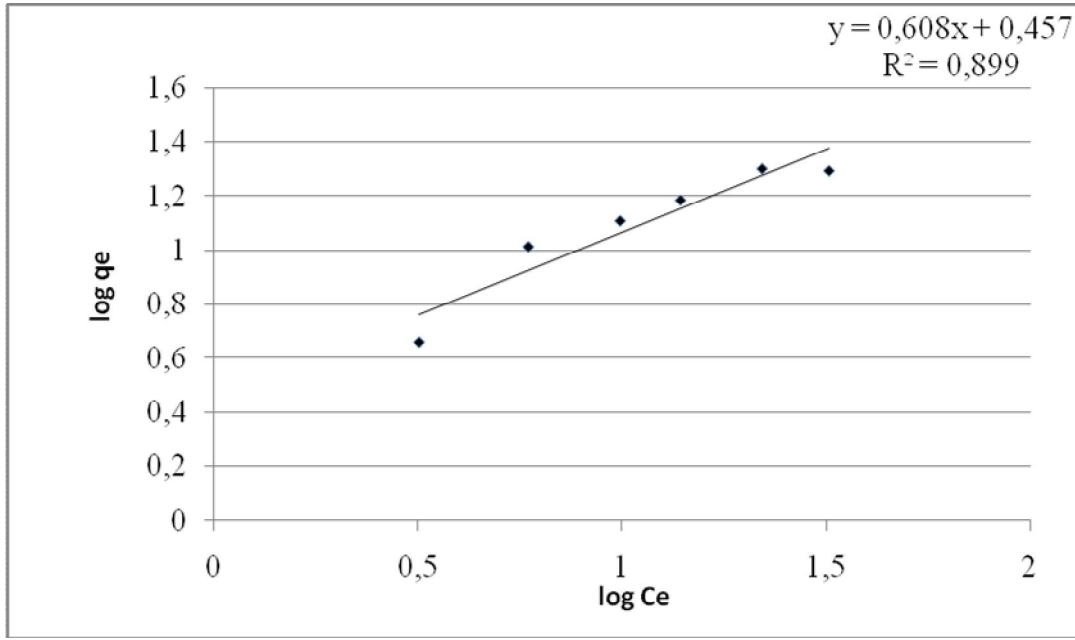
Analit	İyon	İyon Kaynağı	Kons. (mgL ⁻¹)	% Adsorpsiyon
Cs ⁺	Sr ²⁺	Sr(NO ₃) ₂	0	91,5
			5	75,3

8.9 Sezyumun RHA-Fe₃O₄ ile Adsorpsiyonu İçin Adsorpsiyon İzotermi

RHA-Fe₃O₄ adsorbentin Cs(I) adsorpsiyonuna ait Langmuir ve Freundlich izotermi Şekil 8.11 ve Şekil 8.12’de ve bu izotermi den hesaplanan maksimum adsorpsiyon kapasiteleri ve adsorpsiyon sabitleri Çizelge 8.4’de verilmiştir. Çizelge incelendiğinde Sezyumun RHA-Fe₃O₄ üzerine adsorpsiyonunun Langmuir izotermine daha iyi uyduğu sonucuna varılmıştır. Tek tabaka adsorpsiyon gerçekleştiği görülmüştür.



Şekil 8.11: Langmuir adsorpsiyon izotermi grafiği



Şekil 8.12: Freundlich adsorpsiyon izotermi grafiği

Çizelge 8.4: Langmuir ve Freundlich sabitlerinin karşılaştırılması.

Model	Adsorbent	Cs (I)		
		qm (mg/g)	K _L (L/mg)	R ²
Langmuir	RHA-Fe ₃ O ₄	28,82	0,077	0,943
Freundlich	RHA-Fe ₃ O ₄	Cs (I)		
		K _F	1/n	R ²
		2,86	0,608	0,899

8.10 Elde Edilen Verilerin Diğer Literatür Sonuçlarıyla Kıyaslanması

Literatürde Sezyum adsorplanması ile alakalı farklı çalışmalar Çizelge 8.5 içerisinde gösterilmiştir. Bu çalışmalarda Sezyumun adsorpsiyonu için iyon değiştirme, çözücü ekstraksiyon, kimyasal çöktürme ve elektrokimyasal gibi farklı metodlar kullanılmıştır ve 0,011 mg Cs/g ile 1965 mg Cs/g arasında değişen adsorpsiyon kapasiteleri elde edilmiştir [13-22,25-28]. Gerçekleştirmiş olduğumuz bu deney neticesinde Sezyumun adsorpsiyon kapasitesi 28,82 mg Cs/g olarak bulunmuştur.

Manyetik özellik gösteren nanokompozit pirinç kabuğu külü adsorbenti Sezyum adsorpsiyonunda, Poliakrilonitril-Zeolit nanokompozit, hegzasiyanoferrat-polimer kompozit, çeviz kabuğu, polimer destekli bentonit ve manyetik zeolit nanokompozit adsorbentlerinden daha yüksek adsorpsiyon kapasitesi göstermiştir [23-27].

8.11 Sonuçlar

Çalkalama süresi, pH, başlangıç konsantrasyonu, adsorbent kütlesi ve sıcaklık gibi çeşitli değişkenlerin etkisi araştırıldı. Optimum parameter olarak pH:6, başlangıç konsantrasyonu 30 ppm, çalkalama süresi 30 dakika, adsorbent kütlesi 0,01 g ve sıcaklık 25 °C olarak belirlendi. Maksimum adsorpsiyon kapasitesi 28,82 mg Cs/g olarak bulundu. Denge adsorpsiyonu verileri Langmuir ve Freundlich izoterm modelleriyle açıklandı ve sonuçlar korrelasyon katsayısı 0,943 olan Langmuir modeline daha iyi uydu.

Daha ileriki aşama olarak, potasyum ve stronsiyum gibi yabancı iyonların varlığında yine optimum koşullar belirlenerek, sentezlenen RHA-Fe₃O₄ adsorbentinin radyoaktif sezyumun sıvı atıklardan uzaklaştırılması çalışmalarında kullanılması amaçlanmaktadır.

Çizelge 8.5: Sezyumun adsorpsiyonunda bazı literatür çalışmaları

Araştırmacılar	Amaç	Adsorbent	Parametreler	Sonuçlar	Yıl
Hossein Faghihian et al.	Sıvı radyoaktif atıklardan Sezyum ve Stronsiyumu uzaklaştırmak	Poliakrilonitril Zeolit Nanokompozit	Akış hızı 2,5 mL/min., Yatak yüksekliği: 20 cm, pH:6	0.085 meq/g Cs ⁺ , 0.128 meq/g Sr ²⁺	2013
Charu Dwivedi et al.	Düşük seviyeli nükleer atıklardan Sezyumu uzaklaştırmak	Bakır hegzasiyanoferrat-polimer kompozit	pH:5-9, 240 Dakika denge süresi	1.56 mg/g Ads. kapasitesi	2012
Dahu Ding et al.	Atık çözeltilerden Cs(+1) uzaklaştırmak	Cevizkabuğu-Nikel Hegzasiyanoferrat	pH:7, Sıcaklık: 25 °C,	0.5 mg/g Ads. kapasitesi	2013
Hossein Faghihian et al. [13]	Sulu çözeltilerden Cs ⁺ ve Sr ²⁺ 'nın uzaklaştırılması	Manyetik Zeolit nanokompozit	MZNC için sıcaklık:25 °C, 3 sa denge süresi, pH:11	Cs ⁺ 0.814 meq/g, Sr ²⁺ 0.952 meq/g	2013
R. Chen et al. [14]	Fukuşima kazası sonrası atık sulardan Sezyumun uzaklaştırılması	Bakır hegzasiyanoferrt nanopartikül film	pH:0.3-9.2,	825.5 ppb Cs adsorblanan, 710.2 ppb desorblanan	2013
Long H.et al. [15]	Yeni sentezledikleri adsorbenti Cs(I) adsorpsiyonunda kullanmak	Etilamin-Montmorilonit, Kalsiyum- Montmorilonit	pH :7.5	Ethyl-Mt için 80.27 mg/g, Ca-Mt için 60.03 mg/g	2013
Thammawong et al. [16]	Fukuşima kazası sonrası salınan Sezyumu adsorplamak	Prusya Mavisile fonksiyonize edilmiş manyetik nanokompozit	pH :2	96 mg Cs/g	2013
Sheha R.R. et al. [17]	Sentezledikleri kimyasalı Sezyum adsorpsiyonunda kullanmak	Zirkonyum İyodomolibdat	pH'tan bağımsız	7.94-9.6 mmol/g	2013

KAYNAKLAR

- [1] **Osmanhoğlu, A. E.** (2014). Radyoaktif Atık Yönetimi, Ankara: Nobel Akademik Yayıncılık.
- [2] **Uğur, F. A.** (2005). Kıl mineallerinin radyoaktif maddeleri tutma özelliklerinin, kilin yapısına ve işlem koşullarına bağlılığının incelenmesi (doktora tezi), Çukurova Üniversitesi, Adana.
- [3] **Prichard, E., Mackay, M., Points, J.** (1996). Trace Analysis: A structured approach to obtaining reliable results, Cambridge: The Royal Society of Chemistry.
- [4] **Welz, B. ve Sperling, M.** (1999). Atomic absorption spectrometry, 3rd completely revised edition, Wiley-VCH, Weinheim.
- [5] **Lajunen, J.** (1992). Spectrochemical analysis by atomic absorption and emission, The royal society of chemistry, Cambridge, **1-30**, p 72-79.
- [6] **Braun, R.D.** (1987). Introduction to Instrumental Analysis, p 175-217, McGraw-Hill International Editions, Singapur.
- [7] **Romera, E., Gonzalez, F., Ballester, A., Blazquez, M. L., Munoz J. A.** (2007). Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae, Bioresource Technology, **98**, 3344-3353.
- [8] **Matheickal, J. T. ve Yu, Q.,** (1999). Biosorption of lead(II) and copper(II) from aqueous solutions by pre-treated biomass of Australian marine algae, Bioresource Technology, **69**, 223-229.
- [9] **Gupta, V.K. ve Rastogi, A.** (2008). Biosorption of lead from aqueous solutions by green algae Spirogyra species: Kinetic and equilibrium studies, Journal of Hazardous Materials, **152**, 407-414.
- [10] **Mishra, S. P., Prasad, S. K., Dubey, S., Mishra, M., Tiwari, D., Lee S.** (2007). Biosorptive behaviour of rice hulls for Cs-134 from aqueous solutions: a radiotracer study, Applied Radiation and isotopes, **65**, 280-286.
- [11] **Camargo, P. H. C., Satyanarayana, K. G., Wypych F.** (2009). Nanocomposites: Synthesis, structure, properties and new application opportunities, Materials Research, **12**, 1-39.
- [12] **Demirci, R. ve Döner, G.** (2012). Manyetik nanokompozit hazırlanması ve ağır metal adsorpsiyonunda kullanımı, İstanbul Teknik Üniversitesi, Kimya Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, s 24.
- [13] **Faghihian, H., Moayed, M., Firooz, A., Iravani M.** (2013). Synthesis of a novel magnetic zeolite nanocomposite for removal of Cs(I) and Sr(II) from aqueous solution: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies, Journal of Colloid and Interface Science, **393**, 445-451.

- [14] **Chen, R., Tanaka, H., Kawamoto, T., Asa, M., Fukushima, C., Na H., Kurihara, M., Watanabe, M., Arisaka, M., Nankawa, T.** (2013). Selective removal of cesium ions from wastewater using copper hexacyanoferrate nanofilms in an electrochemical system, *Electrochimica Acta*, **87**, 119-125.
- [15] **Long, H., Wu, P., Zhu, N.** (2013). Evaluation of Cs (I) removal from aqueous solution by adsorption on ethylamine-modified montmorillonite, *Chemical Engineering journal*, **225**, 237-244.
- [16] **Thammawong, C., Opaprakasit, P., Tangboriboonrat P., Sreeatunothai, P.** (2013). Prussian blue-coated magnetic nanoparticles for removal of cesium from contaminated environment, *J. Nanopart Res.*, **15**:1689.
- [17] **Sheha, R. R. ve El-Khouly, S. H.** (2013). Adsorption and diffusion of cesium ions in zirconium (IV) iodomolybdate exchanger, *Chemical Engineering Research and Design*, **91**, 942-954.
- [18] **Shamsipur, M. ve Rajabi, H. R.** (2013). Flame photometric determination of cesium ion after its preconcentration with nanoparticles imprinted with the cesium-dibenzo-24-crown-8 complex, *Microchim Acta*, **180**, 243-252.
- [19] **Sheha, R. R.** (2012). Synthesis and characterization of magnetic hexacyanoferrate (II) polymeric nanocomposite for separation of cesium from radioactive waste solutions, *Journal of Colloid and Interface Science*, **388**, 21-30.
- [20] **Ararem, A., Bouras, O., Bouzidi, A.** (2013). Batch and continuous fixed-bed column adsorption of Cs^+ and Sr^{2+} onto montmorillonite-iron oxide composite: Comparative and competitive study, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **298**, 537-545.
- [21] **Hu, B., Fugetsu, B., Yu, H., Abe, Y.** (2012). Prussian blue caged in spongyform adsorbents using diatomite and carbon nanotubes for elimination of cesium, *Journal of Hazardous Materials*, **217-218**, 85-91.
- [22] **Vipin, A.K., Hu, B., Fugetsu, B.** (2013). Prussian blue caged in alginate/calcium beads as adsorbents for removal of cesium ions from contaminated water, *Journal of Hazardous Materials*, **258-259**, 93-101.
- [23] **Faghihian, H., Iravani, M., Moayed, M., Ghannadi-Maragheh, M.** (2013). A novel polyacrylonitrile-zeolite nanocomposite to clean Cs and Sr from radioactive waste, *Environ. Chem. Lett.*, **11**, 277-282.
- [24] **El-Zahhar, A. A.** (2013). Sorption of cesium from aqueous solutions using polymer supported bentonite, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **295**, 1693-1701.
- [25] **Dwivedi, C., Kumar, A., Singh, K. K., Juby, A. K., Kumar, M., Wattal P. K., Bajaj, P. N.** (2012). Copper hexacyanoferrate-polymer composite beads for cesium ion removal: synthesis, characterization, sorption and kinetic studies, *J. Appl. Polym. Sci.*, **DOI:10.1002/APP.38707**.

- [26] **Faghihian, H., Iravani, M., Moayed, M., Ghannadi-Maragheh, M.** (2013). Preparation of novel PAN-zeolite nanocomposite for removal of Cs^+ and S^{2+} from aqueous solutions: kinetic, equilibrium and thermodynamic studies, *Chemical Engineering Journal*, **222**, 41-48.
- [27] **Ding, D., Zhao, Y., Yang, S., Shi, W., Zhang, Z., Lei, Z., Yang, Y.** (2013). Adsorption of cesium from aqueous solution using agricultural residue-walnut shell: equilibrium, kinetic and thermodynamic modeling studies, *Water Research*, **47**, 2563-2571.
- [28] **Oliveira, L. C. A., Rios, R. V. R. A., Fabris, J. D., Lago, R. M.** (2004). A simple preparation of magnetic composites for the adsorption of water contaminants, *Journal of Chemical Education*, **81**, 248-250.

ÖZGEÇMİŞ

VEŞİKALIK
FOTO

Ad Soyad : Bilal ÇETİN
Doğum Yeri ve Tarihi : Kadıköy 11.09.1984
Adres : Kuştepe Mahallesi Limon Sokak No:26-3 Erdoğan
Apartmanı Şişli/İstanbul
E-Posta : bilalcetin1984@gmail.com
ÖĞRENİM DURUMU :
Lisans : 2004, Ankara Üniversitesi, Fen Fakültesi, Kimya
Bölümü
Yüksek Lisans : 2015, İstanbul Teknik Üniversitesi, Kimya Anabilim
Dalı, Kimya Programı

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLER:

Nisan 2011den beri Türkiye Atom Enerjisi Kurumu/Atık Yönetimi Bölümü'nde kimyager olarak çalışmaktadır.