

79096

AĞIR METALLERİN CANSIZ BİYOKÜTLE İLE
UZAKLAŞTIRILMASINA ETKİ EDEN
FAKTÖRLER

Yüksek Kimyager Ömer SALTABAŞ

F.B.E. Kimya Anabilim Dalı Analitik Kimya Bilim Dalında
Hazırlanan

DOKTORA TEZİ

Tez Savunma Tarihi : 16 Şubat 1998

Tez Danışmanı : Doç. Dr. Göksel AKÇIN

Jüri Üyeleri : Prof. Dr. İzzet TOR

: Doç. Dr. Birsen ÖZTÜRK

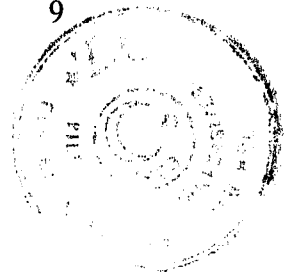
İSTANBUL, 1998

T.C. YÜKSEKÖĞRETİM KURULU
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

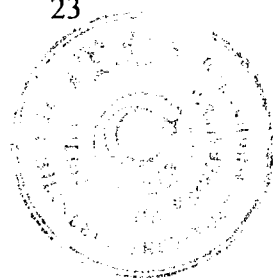


İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
İÇİNDEKİLER	I
ŞEKİL LİSTESİ	IX
TABLO LİSTESİ	XII
TEŞEKKÜR	XV
ÖZET	XVI
ABSTRACT	XVII
1.0. GİRİŞ	1
2.0. GENEL BÖLÜM	2
2.1. ÇALIŞILAN AĞIR METALLER HAKKINDA BİLGİ	2
2.1.1. Nikel	2
2.1.1.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	2
2.1.1.2. Tabiatta Bulunuşu	3
2.1.1.3. Kullanım Alanları	4
2.1.1.4. Toksisitesi	4
2.1.1.5. Analiz Metodunun Seçilmesi	4
2.1.2. Bakır	5
2.1.2.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	5
2.1.2.2. Tabiatta Bulunuşu	5
2.1.2.3. Kullanım Alanları	6
2.1.2.4. Toksisitesi	6
2.1.2.5. Analiz Metodunun Seçilmesi	7
2.1.3. Kurşun	7
2.1.3.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	7
2.1.3.2. Tabiatta Bulunuşu	8
2.1.3.3. Kullanım Alanları	8
2.1.3.4. Toksisitesi	8
2.1.3.5. Analiz Metodunun Seçilmesi	9



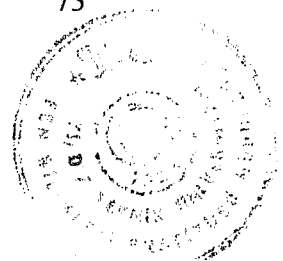
	<u>Sayfa No</u>
2.1.4. Kadmiyum	9
2.1.4.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	10
2.1.4.2. Tabiatta Bulunuşu	10
2.1.4.3. Kullanım Alanları	11
2.1.4.4. Toksisitesi	11
2.1.4.5. Analiz Metodunun Seçilmesi	12
2.1.5. Krom	12
2.1.5.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	12
2.1.5.2. Tabiatta Bulunuşu	13
2.1.5.3. Kullanım Alanları	13
2.1.5.4. Toksisitesi	13
2.1.5.5. Analiz Metodunun Seçilmesi	14
2.1.6. Çinko	14
2.1.6.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	14
2.1.6.2. Tabiatta Bulunuşu	15
2.1.6.3. Kullanım Alanları	15
2.1.6.4. Toksisitesi	16
2.1.6.5. Analiz Metodunun Seçilmesi	16
2.2. AĞIR METALLERİN UZAKLAŞTIRILMA YÖNTEMLERİ	17
2.2.1. Kimyasal Çöktürme	17
2.2.2. İyon Değişirme	17
2.2.3. Ultrafiltrasyon	18
2.2.4. Ters Ozmoz (Hiperfiltrasyon)	18
2.2.5. Elektrodializ	19
2.3. ÇALIŞILAN METALLERİN TÜRKİYE VE ÇEŞİTLİ ÜLKELERDEKİ İÇME SUYU STANDARTLARI	20
2.4. METAL UZAKLAŞTIRMA, ZENGİNLEŞTİRME VE TÜRLENDİRME AMAÇLARI İÇİN BİYOLÖJİK ORGANİZMALARIN KULLANILMASI	21
2.4.1. Metal Biriktirme Mekanizmaları	23



	<u>Sayfa No</u>
2.4.2. Deneysel Metal Biriktirme İşlemleri	25
2.4.3. Metal Biriktirme İşlemlerinde Biyolojik Organizmaların Kullanıldığı Analitik Uygulamalar	28
2.5. SU SÜMBÜLÜ BİTKİSİ	37
2.5.1. Bitkinin Genel Özellikleri ve Kullanım Alanları	37
2.5.2. Türkiye Şartlarında Bitkinin Yetiştirilmesi Çalışmaları	39
3.0. DENEYSEL BÖLÜM	40
3.1. KULLANILAN ALET VE KİMYASALLAR	40
3.1.1. Kullanılan Aletler	40
3.1.2. Kullanılan Kimyasal Maddeler	40
3.2. BİYOKÜTLE ÖRNEKLERİNİN TOPLANMASI VE BİYOSORPSİYONA HAZIRLANMASI	41
3.3. ATOMİK ABSORBSİYON SPEKTROFOTOMETRESİ ÇALIŞMA ŞARTLARI	41
3.4. ÇALIŞILAN AĞIR METALLERİN SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİ İLE OPTİMUM UZAKLAŞTIRILMA ŞARTLARININ BELİRLENMESİ	42
3.4.1. Nikel	42
3.4.1.1. Nikel Bağlanması Üzerine Biyokütle Boyutunun Etkisi	42
3.4.1.2. Nikel Bağlanması Üzerine Biyokütle Miktarının Etkisi	43
3.4.1.3. Nikel Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi	44
3.4.1.4. Nikel Bağlanması Üzerine Nikel Konsantrasyonunun Etkisi	45
3.4.1.5. Nikel Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	46
3.4.1.6. Nikel Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	47
3.4.1.7. Nikel Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi	48
3.4.1.8. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	49
3.4.1.9. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	50
3.4.1.10. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasının Etkisi	51



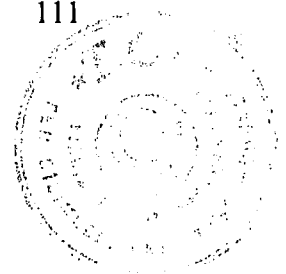
3.4.1.11. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi	52
3.4.2. Bakır	53
3.4.2.1. Bakır Bağlanması Üzerine Biyokütle Boyutunun Etkisi	53
3.4.2.2. Bakır Bağlanması Üzerine Biyokütle Miktarının Etkisi	54
3.4.2.3. Bakır Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi	55
3.4.2.4. Bakır Bağlanması Üzerine Bakır Konsantrasyonunun Etkisi	56
3.4.2.5. Bakır Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	57
3.4.2.6. Bakır Bağlanması Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	58
3.4.2.7. Bakır Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi	59
3.4.2.8. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	60
3.4.2.9. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	61
3.4.2.10. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $Ca(NO_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	62
3.4.2.11. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi	63
3.4.3. Kurşun	64
3.4.3.1. Kurşun Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi	64
3.4.3.2. Kurşun Bağlanması Üzerine Kurşun Konsantrasyonunun Etkisi	65
3.4.3.3. Kurşun Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	66
3.4.3.4. Kurşun Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	67
3.4.3.5. Kurşun Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi	68
3.4.3.6. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	69
3.4.3.7. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	70
3.4.3.8. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $Ca(NO_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	71
3.4.3.9. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi	72
3.4.4. Kadmiyum	73



	<u>Sayfa No</u>
3.4.4.1. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi	73
3.4.4.2. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Kadmiyum Konsantrasyonunun Etkisi	74
3.4.4.3. Kadmiyum Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	75
3.4.4.4. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	76
3.4.4.5. Kadmiyum Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi	77
3.4.4.6. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	78
3.4.4.7. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	79
3.4.4.8. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	80
3.4.4.9. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	81
3.4.5. Krom	82
3.4.5.1. Krom Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi	82
3.4.5.2. Krom Bağlanması Üzerine Krom Konsantrasyonunun Etkisi	83
3.4.5.3. Krom Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	84
3.4.5.4. Krom Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	85
3.4.5.5. Krom Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi	86
3.4.5.6. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	87
3.4.5.7. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	88
3.4.5.8. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	89
3.4.5.9. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	90
3.4.6. Çinko	91
3.4.6.1. Çinko Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi	91
3.4.6.2. Çinko Bağlanması Üzerine Çinko Konsantrasyonunun Etkisi	92



	<u>Sayfa No</u>
3.4.6.3. Çinko Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	93
3.4.6.4. Çinko Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	94
3.4.6.5. Çinko Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi	95
3.4.6.6. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	96
3.4.6.7. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	97
3.4.6.8. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasının Etkisi	98
3.4.6.9. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl ₂ Bulunmasının Etkisi	99
3.5. DENİZ SUYUNDAKİ AĞIR METALLERİN SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİ İLE UZAKLAŞTIRILMASININ UYGULAMASI	100
3.6. SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİNİN AĞIR METALLERİ UZAKLAŞTIRMA MEKANİZMASININ İNCELENMESİ	101
3.6.1. Biyokütlenin Metal Bağlama Kapasitesini Artıran KOH' deki Etkin Grubun İncelenmesi	101
3.6.2. Biyokütlenin Kurşun Veya Kadmiyum Tercihinin İncelenmesi	102
3.6.3. Kurşun ve Kadmiyum İyonlarının Sodyum İyonu ile Yer Değiştirmesinin İncelenmesi	102
3.6.4. Biyokütlenin Metal Bağlarken Ortama Verdiği Sodyum İyonu Fazlalığının İncelenmesi	103
3.6.5. Biyokütlenin HCl ile Titrasyonu	104
3.6.6. Biyokütlenin NaOH ile Titrasyonu	105
3.6.7. HCl İçerisindeki Biyokütlenin NaOH ile Titrasyonu	106
3.6.8. NaOH İçerisindeki Biyokütlenin HCl ile Titrasyonu	107
3.6.9. Glasiyel Asetik Asit İçerisindeki Biyokütlenin HClO ₄ ile Titrasyonu	109
3.6.10. Metil İzobütil Keton İçerisindeki Biyokütlenin Tetrametilamonyum Hidroksit ile Titrasyonu	110
3.6.11. Biyokütlenin Bünyesindeki Alkali ve Toprak Alkali Metallerin İncelenmesi	111



	<u>Sayfa No</u>
3.6.12. Biyokütlenin Tekrarlanabilir Rejenerasyonunun İncelenmesi	111
3.6.13. Biyokütlenin NaCl ile Rejenerasyonunun İncelenmesi	112
3.6.14. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının İncelenmesi	113
3.6.15. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının Kadmiyum ile Alınması	113
3.6.16. Biyokütlenin Çalışılan Metalleri Uzaklaştırmada Dağılma Oranlarının İncelenmesi	114
4.0. SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRİLMESİ	115
4.1. METAL BAĞLANMASI ÜZERİNE ETKİ EDEN FAKTÖRLER	115
4.1.1. Metal Bağlanmasının Biyokütle Tanecik Boyutuna Bağlılığı	115
4.1.2. Metal Bağlanmasının Biyokütle Miktarına Bağlılığı	115
4.1.3. Metal Bağlanmasının Karıştırma Süresine Bağlılığı	116
4.1.4. Metal Bağlanmasının Ortamdaki Metal Konsantrasyonuna Bağlılığı	117
4.1.5. Metal Bağlanmasının pH' ya Bağlılığı	117
4.1.6. Metal Bağlanmasının Asidik ve Bazik Ön İşlemlere Bağlılığı	118
4.1.7. Metal Bağlanmasının Ortamda EDTA Bulunmasına Bağlılığı	119
4.1.8. Metal Bağlanmasının Ortamda NaCl Bulunmasına Bağlılığı	120
4.1.9. Metal Bağlanmasının Ortamda KCl Bulunmasına Bağlılığı	120
4.1.10. Metal Bağlanmasının Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasına Bağlılığı	120
4.1.11. Metal Bağlanmasının Ortamda MgCl ₂ Bulunmasına Bağlılığı	121
4.2. DENİZ SUYUNDAKİ AĞIR METALLERİN SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİ İLE BAĞLANMA UYGULAMASI	121
4.3. METAL BAĞLANMA MEKANİZMASININ İNCELENMESİ	122
4.3.1. Bazik Ön İşlemin Metal Bağlama Kapasitesini Artırması	122
4.3.2. Biyokütlenin Kurşun veya Kadmiyum Tercihi	122
4.3.3. Biyokütlenin Bağladığı Sodyumla Kurşun ve Kadmiyum' un Yer Değiştirmesi	123



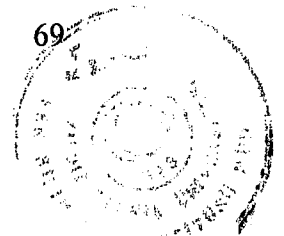
	<u>Sayfa No</u>
4.3.4. Biyokütlenin Potansiyometrik Titrasyonları	123
4.3.5. Biyokütlenin Bünyesindeki Alkali ve Toprak Alkali Metaller	124
4.3.6. Biyokütlenin Asitle Rejenerasyonu	125
4.3.7. Biyokütlenin NaCl ile Rejenerasyonu	125
4.3.8. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısım	125
4.3.9. Biyokütlenin Çalışılan Metalleri Uzaklaştırmada Dağılma Oranları	126
KAYNAKLAR	127
ÖZGEÇMİŞ	



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1. Metal Bağlayıcı Biyolojik Maddelerin Genel Görünümü	21
Şekil 2.2. Metal Biriktirme İşlemlerini İçeren Mekanizmalar	23
Şekil 2.3. Deneysel Metal Biriktirme İşlemleri	26
Şekil 2.4. Su Sümbülü Bitkisinin Genel Görünümü	37
Şekil 3.1. Biyokütle Miktarının Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi	43
Şekil 3.2. Karıştırma Süresinin Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi	44
Şekil 3.3. Nikel Bağlanması Üzerine Nikel Konsantrasyonunun Etkisi	45
Şekil 3.4. Nikel Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	46
Şekil 3.5. Nikel Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	48
Şekil 3.6. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	49
Şekil 3.7. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	50
Şekil 3.8. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	51
Şekil 3.9. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	52
Şekil 3.10. Biyokütle Miktarının Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi	54
Şekil 3.11. Karıştırma Süresinin Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi	55
Şekil 3.12. Bakır Bağlanması Üzerine Bakır Konsantrasyonunun Etkisi	56
Şekil 3.13. Bakır Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	57
Şekil 3.14. Bakır Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	59
Şekil 3.15. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	60
Şekil 3.16. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	61
Şekil 3.17. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	62
Şekil 3.18. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	63
Şekil 3.19. Karıştırma Süresinin Kurşun Bağlanması Üzerine Etkisi	64
Şekil 3.20. Kurşun Bağlanması Üzerine Kurşun Konsantrasyonunun Etkisi	65
Şekil 3.21. Kurşun Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	66
Şekil 3.22. Kurşun Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	68
Şekil 3.23. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	69



	<u>Sayfa No</u>
Şekil 3.24. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	70
Şekil 3.25..Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	71
Şekil 3.26. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	72
Şekil 3.27. Karıştırma Süresinin Kadmiyum Bağlanması Üzerine Etkisi	73
Şekil 3.28. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Kadmiyum Konsantrasyonunun Etkisi	74
Şekil 3.29. Kadmiyum Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	75
Şekil 3.30. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	77
Şekil 3.31. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	78
Şekil 3.32. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	79
Şekil 3.33. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	80
Şekil 3.34. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	81
Şekil 3.35. Karıştırma Süresinin Krom Bağlanması Üzerine Etkisi	82
Şekil 3.36. Krom Bağlanması Üzerine Krom Konsantrasyonunun Etkisi	83
Şekil 3.37. Krom Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	84
Şekil 3.38. Krom Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	86
Şekil 3.39. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	87
Şekil 3.40. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	88
Şekil 3.41. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	89
Şekil 3.42. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	90
Şekil 3.43. Karıştırma Süresinin Çinko Bağlanması Üzerine Etkisi	91
Şekil 3.44. Çinko Bağlanması Üzerine Çinko Konsantrasyonunun Etkisi	92
Şekil 3.45. Çinko Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	93
Şekil 3.46. Çinko Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	95
Şekil 3.47. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	96
Şekil 3.48. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	97
Şekil 3.49. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	98
Şekil 3.50. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	99
Şekil 3.51. Biyokütlenin 0.1 M HCl ile Titrasyon Eğrisi	104
Şekil 3.52. Biyokütlenin 0.1 M NaOH ile Titrasyon Eğrisi	105

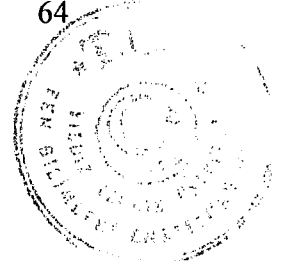


	<u>Sayfa No</u>
Şekil 3.53. 0.1 M HCl İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M NaOH ile Titrasyon Eğrisi	107
Şekil 3.54. 0.1 M NaOH İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M HCl ile Titrasyonu	107
Şekil 3.55. Glasiyel Asetik Asit İçerisindeki Biyokütlenin HClO ₄ ile Titrasyonu	109
Şekil 3.56. Metil İzobütil Keton İçerisindeki Biyokütlenin Tetrametilamonyumhidroksit ile Titrasyonu	110

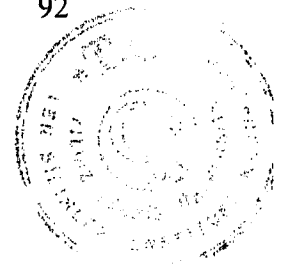


TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1. Türkiye ve Çeşitli Ülkelerde İçme Sularında Müsaade Edilen Maksimum Konsantrasyonlar	20
Tablo 3.1. Metallerin Atomik Absorbsiyon Spektrofotometresi Çalışma Şartları	41
Tablo 3.2. Nikel Bağlanması Üzerine Biyokütle Tanecik Boyutunun Etkisi	42
Tablo 3.3. Biyokütle Miktarının Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi	43
Tablo 3.4. Karıştırma Süresinin Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi	44
Tablo 3.5. Nikel Bağlanması Üzerine Nikel Konsantrasyonunun Etkisi	45
Tablo 3.6. Nikel Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	46
Tablo 3.7. Nikel Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	47
Tablo 3.8. Nikel Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi	48
Tablo 3.9. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	49
Tablo 3.10. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	50
Tablo 3.11. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasının Etkisi	51
Tablo 3.12. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl ₂ Bulunmasının Etkisi	52
Tablo 3.13. Bakır Bağlanması Üzerine Biyokütle Tanecik Boyutunun Etkisi	53
Tablo 3.14. Biyokütle Miktarının Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi	54
Tablo 3.15. Karıştırma Süresinin Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi	55
Tablo 3.16. Bakır Bağlanması Üzerine Bakır Konsantrasyonunun Etkisi	56
Tablo 3.17. Bakır Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	57
Tablo 3.18. Bakır Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	58
Tablo 3.19. Bakır Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi	59
Tablo 3.20. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	60
Tablo 3.21. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	61
Tablo 3.22. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasının Etkisi	62
Tablo 3.23. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl ₂ Bulunmasının Etkisi	63
Tablo 3.24. Karıştırma Süresinin Kurşun Bağlanması Üzerine Etkisi	64



	<u>Sayfa No</u>
Tablo 3.25. Kurşun Bağlanması Üzerine Kurşun Konsantrasyonunun Etkisi	65
Tablo 3.26. Kurşun Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	66
Tablo 3.27. Kurşun Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	67
Tablo 3.28. Kurşun Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi	68
Tablo 3.29. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	69
Tablo 3.30. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	70
Tablo 3.31. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasının Etkisi	71
Tablo 3.32. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl ₂ Bulunmasının Etkisi	72
Tablo 3.33. Karıştırma Süresinin Kadmiyum Bağlanması Üzerine Etkisi	73
Tablo 3.34. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Kadmiyum Konsantrasyonunun Etkisi	74
Tablo 3.35. Kadmiyum Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	75
Tablo 3.36. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	76
Tablo 3.37. Kadmiyum Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi	77
Tablo 3.38. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	78
Tablo 3.39. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	79
Tablo 3.40. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasının Etkisi	80
Tablo 3.41. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl ₂ Bulunmasının Etkisi	81
Tablo 3.42. Karıştırma Süresinin Krom Bağlanması Üzerine Etkisi	82
Tablo 3.43. Krom Bağlanması Üzerine Krom Konsantrasyonunun Etkisi	83
Tablo 3.44. Krom Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	84
Tablo 3.45. Krom Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	85
Tablo 3.46. Krom Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi	86
Tablo 3.47. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	87
Tablo 3.48. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	88
Tablo 3.49. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda Ca(NO ₃) ₂ Bulunmasının Etkisi	89
Tablo 3.50. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl ₂ Bulunmasının Etkisi	90
Tablo 3.51. Karıştırma Süresinin Çinko Bağlanması Üzerine Etkisi	91
Tablo 3.52. Çinko Bağlanması Üzerine Çinko Konsantrasyonunun Etkisi	92



	<u>Sayfa No</u>
Tablo 3.53. Çinko Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi	93
Tablo 3.54. Çinko Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi	94
Tablo 3.55. Çinko Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi	95
Tablo 3.56. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi	96
Tablo 3.57. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi	97
Tablo 3.58. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi	98
Tablo 3.59. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda MgCl_2 Bulunmasının Etkisi	99
Tablo 3.60. Deniz Suyu Çözeltisi İçerisinde Metallerin Bağlanma Miktarları ve Ortamda Kalan Tuz Katyon Konsantrasyonları	100
Tablo 3.61. Biyokütlenin Metal Bağlama Kapasitesini Arttırmadaki Etkin Grubun İncelenmesi	101
Tablo 3.62. Biyokütlenin Kurşun veya Kadmiyum Tercihi	102
Tablo 3.63. Kurşun ve Kadmiyum İyonlarının Sodyum İyonu ile Yer Değiştirmesi	103
Tablo 3.64. Biyokütlenin Metal Bağlarken Ortama Verdiği Sodyum İyonu Fazlalığının İncelenmesi	103
Tablo 3.65. Biyokütlenin 0.1 M HCl İle Titrasyonu	104
Tablo 3.66. Biyokütlenin 0.1 M NaOH İle Titrasyonu	105
Tablo 3.67. 0.1 M HCl İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M NaOH İle Titrasyonu	106
Tablo 3.68. 0.1 M NaOH İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M HCl İle Titrasyonu	108
Tablo 3.69. Glasiyel Asetik Asit İçerisindeki Biyokütlenin HClO_4 İle Titrasyonu	109
Tablo 3.70. Metil İzobütil Keton İçerisindeki Biyokütlenin Tetra Metil Amonyum Hidroksil İle Titrasyonu	110
Tablo 3.71. Biyokütle Bünyesindeki Alkali ve Toprak Alkali Metaller	111
Tablo 3.72. Biyokütlenin HCl İle Rejenerasyonu	112
Tablo 3.73. Biyokütlenin NaCl İle Rejenerasyonu	112
Tablo 3.74. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının İncelenmesi	113
Tablo 3.75. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının Cd^{2+} İle Alınması	114
Tablo 3.76. Çalışılan Metallerin Dağılım Oranları	114



TEŞEKKÜR

Bana bu çalışmayı gerçekleştirme fırsatını tanıyan ve çalışmamın tüm aşamalarında her türlü yardım ve ilgilerini esirgemeyen çok değerli hocam Sayın Doç. Dr. Göksel AKÇİN' a sonsuz saygı ve şükranlarımı sunarım.

Çalışmamın bütün safhalarında desteklerini esirgemeyen çok kıymetli hocam Kimya Bölümü Başkanı Sayın Prof. Dr. Hüseyin AFŞAR' a teşekkürü bir borç bilirim.



ÖZET

Bu çalışmada içme ve atık sularda yaygın olarak bulunan nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metallerinin uzaklaştırılması veya önzenginleştirilmesi amacıyla, cansız Su sümbülü [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]-Water Hyacinth bitki kökü biyokütlesinin kullanılabilirliği, optimum metal uzaklaştırma şartları, metal bağlama kapasitesinin artırılması ve metal bağlama mekanizması incelenmiştir.

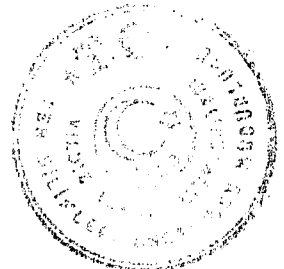
Yapılan çalışmalar sonucunda; Su sümbülü bitki kökü biyokütlesi tanecik boyutunun küçülmesi ile metal bağlanma miktarının arttığı, çalışılan bütün metallerin biyokütle üzerine bağlanmasının çok hızlı gerçekleştiği, ortamda mevcut olan metal konsantrasyonunun artmasıyla metal bağlanmasının da arttığı ve optimum şartlarda çalışılan bütün metallerin bağlanma derecelerinin % 85' in üzerinde gerçekleştiği, metal bağlanmasının pH' ya kuvvetle bağımlı olduğu, düşük pH' larda çok düşük metal bağlanması gözlenirken pH' nın artmasıyla metal bağlanmasının da hızla arttığı, hem asidik hem de bazik ön işlemlerin metal bağlanma miktarını genellikle arttırdığını, ortamda EDTA bulunmasının metal bağlanmasını tamamen engellediğini, ortamda NaCl bulunmasının biyokütlenin çalışılan metalleri bağlamasını % 11 - 68.9, KCl bulunmasının % 0.4 - 7.67, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ bulunmasının % 0 - 43.39 ve MgCl_2 bulunmasının % 0.77 - 63.16 oranında azalttığı bulunmuştur.

Bu tuzları bir arada içeren sentetik deniz suyu çözeltisi içerisinde çalışılan metallerin uzaklaştırılması incelenmiş ve biyosorpsiyonla Cr % 95.52, Pb % 90.16, Cu % 75.79, Ni % 22.64, Zn % 21.90 ve Cd % 1.5 oranında uzaklaştırıldığı bulunmuştur.

Yapılan sulu ve susuz ortam titrasyonları sonucunda, bağlanmanın asıl olarak biyokütledeki katyon değiştirici karboksil gruplarıyla oluştuğu ancak amino grubu vasıtasıyla da kompleks şeklinde bazı ağır metalleri bağladığı kanısına varılmıştır.

Biyokütlenin kapasite kaybı olmaksızın asitle rejenere edilebildiği, biyokütledeki katyon değiştirici grupların NaCl ile, geri kalan kısımların ise daha kuvvetli kompleks yapan bir metalle desorbe edilebildiği bulunmuştur.

Su sümbülü bitki kökü biyokütlesi ile çalışılan metallerin uzaklaştırılmasındaki seçicilik sırasının $\text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni}$ olduğu bulunmuştur.



ABSTRACT

In this study, use of nonliving Water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms] roots biomass, condition of optimum metal uptake, increasing of metal binding capacity of biomass and mechanism of metal bound were investigated to purpose nickel, copper, lead, cadmium, chromium and zinc metals uptake and preconcentration of drinking and wastewater.

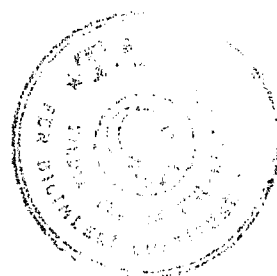
As a result, amount of metal bound was increased with decreasing of particle size of Water hyacinth roots biomass. Binding of studied metals on biomass was found very rapid, amount of metal bound increased with the concentration of metal available. At optimum conditions, the degree of binding of studied metals was $> 85\%$. pH of the solution had a strong effect on the binding of all studied metals, very little binding was seen at pH 2 but increased rapidly with increasing pH. Generally both acidic and basic pretreatment increased the amount of metal bound. Binding was completely blocked in presence of EDTA. Metal binding capacity of this biosorbent was decreased 11 - 68.9 % in the presence of NaCl, 0.4 - 7.67 % KCl, 0 - 43.39 % $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ and 0.77 - 63.16 % MgCl_2 .

Mentioned metal's uptake in the synthetic sea water was investigated and Cr 95.52 %, Pb 90.16 %, Cu 75.79 %, Ni 22.64 %, Zn 21.90 % and Cd 1.5 % were removed by biosorption.

Aqueous and nonaqueous titrations showed that binding was mainly carried out with carboxylic groups of biomass as a cation exchange but little binding was also carried out with amino groups to form complex.

It was found that biomass could be regenerate by acid without any decreasing capacity, cation exchange could be desorbed with NaCl and remain parts could be desorbed with a more strong complexer metal.

Studied metal's uptake selectivity of Water hyacinth roots biomass showed a trend of $\text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni}$.



1.0. GİRİŞ

Ağır metallerin canlı organizmaların çoğunun üzerinde toksik etkileri vardır. Biyolojik bozulmaya yatkın organik kirleticilerin aksine ağır metaller zararsız ürünlere dönüşmezler. Bu nedenle içme ve atık sularda bulunan toksik ve ağır metal kirleticilerin uzaklaştırılması en önemli çevre olaylarından birisidir. Bu olgu yıllardır bilinmesine rağmen etkili arıtma yöntemleri sınırlıdır. Seyreltik sulu çözeltilerden metal iyonlarını uzaklaştırmak için kullanılan en yaygın işlemler; kimyasal çöktürme, iyon değiştirme, ters ozmoz ve ekstraksiyondur. Bununla beraber bu işlemler; tam olmayan metal uzaklaştırılması, yüksek miktarda enerji-madde ihtiyacı ve uzaklaştırılması gerekli toksik çamur veya diğer atık ürünlerinin oluşması gibi önemli dezavantajlara sahiptir. Bu dezavantajlar özellikle düşük metal konsantrasyonlarında daha belirgindir.

Çeşitli organizmaların metal iyonlarını biriktirmesi son yılların ilgi odaklarından birisidir. Endüstriyel atıkların iyileştirilmesi ve metallerin geri kazanılmasında biyokütle kullanılımasının en önemli avantajları;

- aktif bağlama bölgelerinin çok çeşitli olması,
- şekillerinin küçük ve değişmez olması,
- alkali ve toprak alkali metallerin girişiminden, iyon değiştirici reçinelerden daha az etkilenmesi' dir.

Bu çalışma içme ve atık sularda yaygın olarak bulunan nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metallerinin uzaklaştırılmasında cansız Su Sümbülü [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]- Water Hyacinth bitki köklerinin kullanılabilirliğinin incelenmesi, optimum metal uzaklaştırma şartlarının araştırılması, biyokütlenin metal bağlama özelliğinin artırılması ve metal bağlanma mekanizmasının incelenmesi amacıyla başlatılmıştır.

Ayrıca bu tür bir biyosorbent içme ve atık sularda bulunan metalleri önzenginleştirme ve kimyasal-fiziksel arıtmalarda iyon değiştirici olarak kullanmada da faydalı olabileceği söylenebilir.



2.0. GENEL BÖLÜM

2.1. ÇALIŞILAN AĞIR METALLER HAKKINDA BİLGİ

Bu çalışmada incelenen nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metalleri hakkında bilgiler ayrı ayrı verilmiştir.

2.1.1. Nikel

2.1.1.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Atom numarası	: 28
Atom ağırlığı	: 58.69
Elektron dağılımı	: [Ar] 3d ⁸ 4s ²
Yoğunluğu, g/cm ³	: 8.9
Erime noktası, °C	: 1555
Kaynama noktası, °C	: 2837
Değerliği	: +2, nadiren +1, +3, +4
Kristal yapısı	: Yüzey merkezli kübik
Elektrik iletkenliği (Ag 100 kabul edilerek)	: 23
Sertlik ^a , Mohs	: 3.8
Tabii İzotopları	: 58 (% 67.76), 60 (% 26.16), 61 (% 1.25), 62 (%3.66), 64 (% 1.16)
Suni radyoaktif izotopları	: 56, 57, 59, 63, 65-67
Standart elektrot potansiyeli, E ⁰ (aq) Ni/Ni ²⁺	: 0.250 V (Uyar, 1995).

^aSertlik, maddelerin bir diğerini çizme, aşındırma ölçüsüdür. Mohs ölçeğine göre tebeşir (0) dan elmas (10)'a doğru sıralanır.



Nikel sert bir metal olup parlak beyaz görünümüne sahiptir. Havada normal sıcaklıkta kararlıdır, oksijenle NiO oluşturarak yanar. Bir çok asitlerin, tuzların, alkalilerin, yağ ve kuru gazların korozif tesirlerine dayanıklıdır ve bu sebeple de bazı çeliklerin bileşimine girer. Seyreltik HCl ve H₂SO₄ ile yavaş olarak, HNO₃ ile hızla reaksiyona girer. Alkali hidroksit eritişlerinden etkilenmez (Budavari et al., 1989).

2.1.1.2. Tabiatta Bulunuşu

Nikelin başlıca mineralleri, Pentlandit, (Fe,Ni)₉S₈; Millerit, NiS; Nikotit, NiAs; Braythoptit, NiSb; Kloantit, NiAs_{2-2.5}; Moşerit, Ni₁₁As₈; Gersdorfit, NiAsS; Garnierit, nikel havi sulu magnezyum silikat; Antigorit, nikel havi sulu magnezyum silikat; Vermikülitler, Fe, Mg veya Al havi sulu silikatlardır.

Diğer tanınmış nikel mineralleri Polidimit, Ni₃S₄; Violarit, (Ni,Fe)₃S₄; Bravotit, (Ni,Fe)S₂; Ulmanit, NiSbS; Parkerit, Ni₃Bi₂S₂; Rammelsbergit, NiAs₂; Trevorit, NiO.Fe₂O₃; ve Annabergit, Ni₃As₂O. 8 H₂O' tır.

Nikel, daha az bilinen silikat minerallerinde de bulunur. Saf halde doğal nikel bilinmemektedir, fakat yeryüzünün muhtelif yerlerinde meteorit orjinli demir-nikel alaşımlarına rastlanır.

Nikel filizleri üç esas gruba ayrılırlar ki, bunlar sülfür mineralleri, silikat mineralleri ve arsenür mineralleri'dir. Sülfür minerallerinde bakır ve nikelin toplamı, ortalama olarak % 2.5 kadardır ve bu mineraller az miktarda kobalt, selen, tellur, gümüş, altın ve platin grubu minerallerini (osmiyum hariç) içerir.

Silikat (oksid) mineralleri düşük demirli silikat filizleri ve yüksek demirli limonitik filizler olmak üzere iki gruba ayrılırlar. Bu minerallerde nikel miktarı % 7' ye kadar çıkabilir. Garnierit bunlardan biridir.

Arsenür filizleri % 3.5-14 nikel içerir. Ticari önemi azdır. En önemlileri Nikolit ve Kloantit' dir.

Bazı bakır ve mangan filizleri de az miktarda nikel içermektedirler (Ün, 1968).



2.1.1.3. Kullanım Alanları

Nikel kaplamacılıkta çok yaygın olarak kullanılmaktadır. Bunun yanı sıra yeni gümüş, Çin gümüşü, Alman gümüşü gibi çeşitli alaşımlar, metal para, pil, mıknatıs, elektrik kontağı ve elektrod, buji ve makina parçaları yapımında kullanılmaktadır. Yağ ve diğer organik maddelerin hidrojenasyonunda katalizör olarak kullanılmaktadır. Nikel' in en yaygın kullanımı nikel-bakır alaşımları, paslanmaz çelik ve nikel-krom direnç telleridir. Elektronik uzay uygulamalarında alaşım olarak kullanılmaktadır (Budavari et al., 1989).

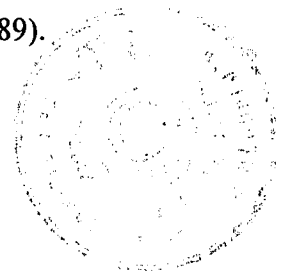
2.1.1.4. Toksisitesi

Nikel tozlarının doğrudan temasıyla deride lokal iritasyon ve dermatit (nikel kaşıntısı) ve solunum yollarındaki iritasyonuyla da nöbetler halinde nefes alamama hastalıkları oluşur. Nikel buharlarının solunması, akciğerden hızla absorbe olarak solunum yollarını irite etmeye sebep olur. Akut zehirlenmenin erken dönemlerinde baş ağrısı, baş dönmesi ve kusma görülür. Hasta toksik ortamdan temiz havaya çıkarılırsa geçer. Daha ağır durumlarda 12-36 saat içinde nefes darlığı, akciğer dokusunda sıvı toplanması, ciltte morluklar oluşması, akyuvar sayısının artması ve özellikle çinko zehirlenmesinde olduğu gibi vücut ısısının yükselmesi görülür. Nikel karbonille çalışanlarda yapılan incelemelerde, kronik zehirlenme sonucu akciğer ve burun etrafındaki sinüslerde kanser görülme sıklığının yüksek olduğu bildirilmektedir. Kronik nikel karbonil zehirlenmeleri kalp ve karaciğer bozuklukları ve dermatitlere de yol açmaktadır.

Tedavi: Akut zehirlenmelerde hızla solunum düzensizlikleri ve morarma giderilmeye çalışılır. Antidot olarak dimerkaprol ve dietilditiyokarbonat verilebilir. Diğer önlemler bulgulara dayalı tedavi yöntemleridir (Dökmeci, 1988).

2.1.1.5. Analiz Metodunun Seçilmesi

Atomik Absorpsiyon Spektrometrik (AAS) ve ICP metodları her tür örnekler için seçiciliği olan metodlardır. Eğer AAS yada ICP aletleri yoksa daha düşük bir kesinlikle heptoksim yada dimetil glioksim metodları da kullanılabilir (Clesceri et al., 1989).



2.1.2. Bakır

2.1.2.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Atom numarası	: 29
Atom ağırlığı	: 63.546
Elektron dağılımı	: [Ar] 3d ¹⁰ 4s ¹
Yoğunluğu, g/cm ³	: 8.95
Erime noktası, °C	: 1083
Kaynama noktası, °C	: 2595
Değerliği	: +1, +2
Kristal yapısı	: Yüzey merkezli kübik
Elektrik iletkenliği (Ag 100 kabul edilerek)	: 93
Sertlik ^a , Mohs	: 3.0
Tabii İzotopları	: 63 (% 69.09), 65 (% 30.91),
Suni radyoaktif izotopları	: 58-62, 64, 66-68
Standart elektrot potansiyeli, E°(aq) Cu ⁺ /Cu	: 0.521 V
E°(aq) Cu ²⁺ /Cu	: 0.337 V (Uyar, 1995).

Bakır, soğuk HCl yada seyreltik H₂SO₄ ile çok yavaş, seyreltik HNO₃, sıcak konsantre H₂SO₄ ve HBr ile hızlı reaksiyon verir. Amonyakta yavaş çözünür. Suda çözünen bakır tuzları NaOH ile mavi-yeşil bir çökelti verirler. Al, Fe veya Zn bakırı çözümlerinden metalik bakır olarak çöktürürler (Budavari et al., 1989; Ün, 1968).

2.1.2.2. Tabiatta Bulunuşu

Bakırın tabiatta bulunan başlıca mineralleri, Azurit, 2 CuCO₃ . Cu(OH)₂; Bornit, Cu₅FeS₄; Brokantit CuSO₄ . 3 Cu(OH)₂; Kalkosit, Cu₂S; Kalkopirit, CuFeS₂ veya Cu₂S. Fe₂S₃; Krizokolla, CuSiO₃ . 2 H₂O; Kovellit, CuS; Kuprit, Cu₂O; Enargit, Cu₃AsS₄ veya 3 Cu₂S . As₂S₅; Malahit, CuCO₃ . Cu(OH)₂; Tetrahedrit-Tennantit serileri Cu₃(Sb,As)S₃ - Cu₃(As,Sb)S₃' dir.



Bu minarallerdeki bakır, çok defa diğer metallerle (örneğin gümüşle) yer değiştirdiğinden ve sülfür yerine arsenik, antimon, selen ve tellur da girdiğinden, mineralin bakır içeriği teorik formüllere karşılık gelmez. Sayılan minerallerden en önemli olanlar sülfür minarelleridir.

İkinci derecede önemi olan minaraller ise, Kubanit, CuFe_2S_3 ; Stannit, $\text{Cu}_2\text{FeSnS}_4$; Atakamit, $\text{Cu}_2\text{Cl}(\text{OH})_3$ veya $\text{CuCl}_2 \cdot 3 \text{ Cu}(\text{OH})_2$; Turkuaz, $\text{CuAl}_6(\text{PO}_4)_4(\text{OH})_8 \cdot 4 \text{ H}_2\text{O}$; Torbernit, $\text{Cu}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{ H}_2\text{O}$; Antlerit, $\text{Cu}_3(\text{SO}_4)(\text{OH})_4$ ve Kalkantit, $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{ H}_2\text{O}$ dir. Tabiatta doğal bakıra da rastlanmaktadır. Bakır mineralleri, yukarıda sayılan elementlerden başka demir, sülfür, çinko, altın ve platin de içerebilirler (Ün, 1968).

2.1.2.3. Kullanım Alanları

Bakır; bronz, pirinç ve diğer bakır alaşımlarında, elektrik iletkenlerinde, oto radyotörlerinde, elektrolitik kaplamada, mühimmatlarda ve bakır tuzlarının elde edilmesinde kullanılır. El sanatların yapımında da yaygın olarak kullanılmaktadır (Budavari et al., 1989; Baykut ve diğerleri, 1987).

2.1.2.4. Toksisitesi

Metalik haldeki bakırın yutulmasının toksik etkisi yoktur. Mineral tuzları ve özellikle çözünebilir nitelikteki tuzlar zehirlenmelere yol açarlar. 10 g bakır sülfat yada 15 g bakır hidrokarbonat öldürücü olabilir. Bakır tuzlarıyla akut zehirlenmeler endüstriyel atıkların yada bakır sülfatın ağızdan alınmalarıyla ağır tablo şeklinde bazen ölümle sonuçlanmaktadır. Oral akut zehirlenmelerde bakırın toksik etkisi nedeniyle kısa sürede mavi-yeşil renkte kusma ve şiddetli barsak hastalığı bulguları oluşarak vücut ısısının çok azalmasının görülmesiyle şekillenir.

Tedavi: Potasyum ferrosiyandır (0.50 g/L) solüsyonu ile mide yıkanır. Serum ve kan değişimi tedavisi uygulanır. Şelatör olarak günde 4 g penisilamin (cuprimine) yada 1 g kalsiyum-disodyum EDTA verilir (Dökmeci, 1988).



2.1.2.5. Analiz Metodunun Seçilmesi

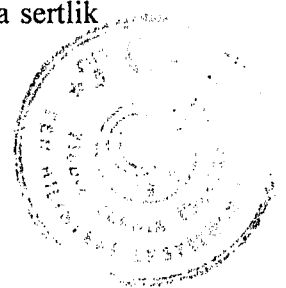
İnterferenslerden uzak olduklarından dolayı atomik absorpsiyon spektrometrik (AAS), ICP ve neocuprin metodları tavsiye edilir. Çeşme suları için Batokuprin metodu kullanılabilir (Clesceri et al., 1989).

2.1.3. Kurşun

2.1.3.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Atom numarası	: 82
Atom ağırlığı	: 207.20
Elektron dağılımı	: [Xe]4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Yoğunluğu, g/cm ³	: 11.34
Erime noktası, °C	: 327.4
Kaynama noktası, °C	: 1751
Değerliği	: +2, +4
Kristal yapısı	: Kübik
Elektrik iletkenliği (Ag 100 kabul edilerek)	: 7.68
Sertlik, Mohs	: 1.5
İzotopları	: 204 (% 1.40), 206 (% 25.2), 207 (% 21.7), 208 (% 51.7)
Suni radyoaktif izotopları	: 195-203, 205, 209-214
Standart elektrot potansiyeli, E ⁰ (aq) Pb/Pb ²⁺	: 0.126 V (Uyar, 1995).

Kurşun mavimsi beyaz, gümüşümsü gri bir metaldir. Taze kesildiğinde oldukça parlaktır. Kuru havada değişikliğe uğramaz, nemli havada ise bir oksit filmi sonradan oluşup daha sonra beyaz renkli bazik kurşun karbonata dönüşür. Çok yumuşaktır, çok kolay işlenebilir, kolayca eritilebilir, rulo edilebilir, dökülebilir ve kolayca parça koparılabilir. Antimon, arsenik, bakır ve toprak alkalilerin az miktarları kurşuna sertlik



verir. Hidrojenden biraz daha fazla elektropozitif olduğu için sulu çözeltilerden hidrojen çıkarabilir. Bu bakımdan en elverişli asit kurşun nitratin suda çözünen bir tuz olması sebebiyle, seyreltik nitrat asididir. Kurşun sülfat ve kurşun klorürün koruyucu film teşkil etmeleri sebebiyle sülfat ve klorür asidine karşı dayanıklıdır. Sıcak konsantre HNO_3 ve kaynamakta olan HCl yada H_2SO_4 ile reaksiyon verir. Oksijen varlığında zayıf organik asitler ve saf sudan etkilenir. Çeşme suyu, deniz suyu, HF ve çözücülere karşı dirençlidir (Budavari et al., 1989; Ün, 1968).

2.1.3.2. Tabiatta Bulunuşu

Kurşun yerkürede 15 g/ton, yer kabuğunun 16 km derinliğinde % 0.002 oranında bulunur. Maden yataklarında çok defa çinko ile birleşmiş halde veya iyice karışmış olarak, bazen de bir tanesi daha fazla olmak şartıyla yan yana serbest halde bulunur. Kurşunun en bol bulunan mineralleri Galen, PbS (% 86.4 Pb); Seruzit, PbCO_3 (% 77.5 Pb)'dir. Anglezit, PbSO_4 ve Piromorfit $9 \text{ PbO} \cdot 3 \text{ P}_2\text{O}_5 \cdot \text{PbCl}_2$ de kurşun içerirler (Ün, 1968).

2.1.3.3. Kullanım Alanları

Sülfürik asit üretimi, petrol rafinasyonu, halojenasyon, sülfonasyon, ekstraksiyon ve kondenzasyon reaksiyonlarında korozif gaz ve sıvılar kullanıldığından tank astarı, boru ve diğer ekipmanların işlenmesinde yapı malzemesi olarak büyük ölçüde kullanılır. X ışını ve atomik radyasyondan korunmada, tetraetil kurşun, boya pigmenti, diğer organik ve inorganik kurşun bileşiklerinin üretiminde, pillerde, seramik, plastik ve elektronik cihazlarda, inşaat yapımında, akümülatör, insektisid, pigment ve su borularının üretiminde, lehim ve diğer kurşun alaşımlarında, çelik ve diğer metallerin metalürjisinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Budavari et al., 1989; Baykut ve diğerleri, 1987).

2.1.3.4. Toksisitesi

Sindirim yoluyla mideye giren kurşun bileşiklerinin çoğu daha çok kronik kurşun zehirlenmelerine ve sindirim sisteminin iltihabına sebep olur. Toz ve buhar şeklindeki



bileşiklerinin solunmasıyla kolayca absorbe olup kana geçebilir. Dolaşımında kurşun büyük ölçüde kırmızı kan hücrelerine (% 80-90) ve az bir kısmı da plazma proteinlerine bağlanır. Organizmaya giren kurşun karaciğer, dalak, kemik iliği, böbrekler, kas ve deri gibi çeşitli organ ve dokularda birikir. Daha sonra buralardan serbest hale geçen kurşun molekülleri kalsiyum bağımlı olarak kemik dokusunda (kurşun fosfat) birikim yapar. Serbest kurşunun vücuttan eliminasyonu dışkı ve idrar yoluyla olur. Kurşun uzun süre organizmada kalabilen bir maddedir. Biyolojik yarı ömrü 700-800 gün kadardır. Organizmada kurşunun koenzim-A inhibisyonu sonucu glisin ile birleşmesini engelleyip hemoglobin sentezini bozduğu bildirilmektedir. Kurşunla akut zehirlenmelerde en önce görülen belirtiler bulantı, kusma, sindirim sistemi iltihabı, ağızda metalik tad, karın ağrıları ve boğazda yanma duygusu şeklindedir. Bir kaç saat sonra dilde koyu renkli çizgiler, idrar azlığı, akut kalp dolaşım yetmezliği, kasılma nöbetleri ve koma görülür. Akut zehirlenmeler 2-3 gün içinde ölümle sonuçlanabilir. Kronik zehirlenmelere daha sık rastlanır. Toz, duman ve diğer kurşun partiküllerinin solunum, ağız ve cilt yoluyla alınmasıyla meydana gelir. Kronik kurşun zehirlenmelerinin en belirgin belirtileri; mide-barsak, sinir-kas ve beyin hastalıkları, kan yapısında normal olmayan değişkenlikler ve böbrek bozuklukları şeklinde ortaya çıkar.

Tedavi: Ağız yoluyla meydana gelen zehirlenmelerde seyreltilmiş magnezyum yada sodyum sülfat, sülfirik asit, tannik asit, süt, yumurta akı içeren solüsyonlarla mide yıkanır. Antidot tedavisinde normal elektrolit seviyesine sahip serum glukoze içinde günde 1 g kalsiyum-EDTA kürü beş gün süreyle uygulanır (Dökmeci, 1988).

2.1.3.5. Analiz Metodunun Seçilmesi

Atomik Absorpsiyon Spektrometrik (AAS) metodunun alev modundaki tayin sınırı relatif olarak yüksektir ve içme sularında genellikle düşük konsantrasyonlarda olduğundan bir ekstraksiyon işlemine ihtiyaç duyulur. Düşük konsantrasyonlar için elektrotermal atomik absorpsiyon metodu çok daha fazla duyarlıdır ve ekstraksiyona ihtiyaç duymaz. ICP metodunun duyarlılığı alevli atomik absorpsiyon metoduna benzer. Spesifik bir kalorimetrik metod olan ditizon metodunda duyarlıdır (Clesceri et al., 1989).



2.1.4. Kadmiyum

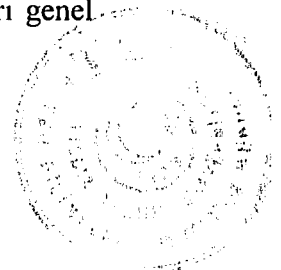
2.1.4.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Atom numarası	: 48
Atom ağırlığı	: 112.41
Elektron dağılımı	: [Kr] 4d ¹⁰ 5s ²
Yoğunluğu, g/cm ³	: 8.64
Erime noktası, °C	: 320.9
Kaynama noktası, °C	: 765
Değerliği	: +2
Kristal yapısı	: Hekzagonal
Elektrik iletkenliği (Ag 100 kabul edilerek)	: 23
İzotopları	: 114 (% 28.86), 112 (% 24.07), 111 (% 12.75), 110 (% 12.39), 113 (% 12.26), 116 (% 7.58), 106 (% 1.22), 108 (% 0.88)
Suni radyoaktif izotopları	: 103-121
Standart elektrot potansiyeli, E°(aq)Cd/Cd ²⁺	: 0.4025 V (Uyar, 1995).

Gümüş beyazı açık mavi renkli parlak bir metaldir. Bıçakla kolayca kesilebilir. Kuru havada kararlıdır, nemli havada yavaşça okside olur ve su buharı ile kadmiyum oksit ve hidrojen vererek reaksiyona girer. Suda çözünmez, seyreltik HNO₃ ile hızlı, sıcak HCl ile ise yavaş reaksiyon verir. Diğer reaksiyonları çinkoya benzer, bazlarda çözünmemesi çinkodan olan bir farkını oluşturur. Çözeltilerinden metalik çinko ile çöktürülebilir (Budavari et al., 1989; Moeller et al., 1984; Ün, 1968).

2.1.4.2. Tabiatta Bulunuşu

Kadmiyum elde etmek için başlı başına işlenen bir mineral mevcut değildir, çinko cevherlerinde bulunur. Sfalerit, katı çözelti halinde kadmiyum sülfür içerir. Bazı çinko blend konsantratları % 1 kadar kadmiyum içerseler de kadmiyum miktarı genel



olarak, çok az bir oran ile % 0.5 arasında değişir. Dünyanın bazı bölgelerinde daha zengin kadmiyum depozitlerinin bulundukları da bildirilmektedir, örneğin, % 15 kadmiyum içeren kalamın' in Sardunya' da mevcut olduğu bildirilmiştir, fakat bunlar önemli sayılmamaktadırlar. Kadmiyum, çinko sülfatın saflaştırılmasında, çamur halindeki çinko cevherinin kızdırılması sırasında buhar halinde elde edilir.

En çok bilinen kadmiyum minerali, bir sülfür olan Grinokit, CdS; olup, genel olarak, bir sarı tabaka veya sfalerit ile kaplanmış olarak bulunur (Ün, 1968).

2.1.4.3. Kullanım Alanları

En yaygın kullanımı elektrokaplama alanındadır. Nikel kaplamada deokside olarak kullanılmaktadır. Hafif lehim ve alüminyum lehimlerinde, kolay eriyebilen alaşım yapımında, oyma proseslerinde, kadmiyum buhar lambalarında, boya, mürekkep ve plastiklerde, fotoelektrik hücrelerde, ultraviyole güneş ışınları fotometresinde ve Ni-Cd pillerinde yaygın olarak kullanılır. Dişçilikte ise toz halinde amalgam olarak (1 Cd : 4 Hg) kullanılır (Budavari et al., 1989; Baykut ve diğerleri, 1987).

2.1.4.4. Toksisitesi

Kadmiyum ve tuzlarının ağızdan alınması sonucu tükürük salgısı artışı, tıkanma, kusma, karın ağrısı, anemi, böbrek bozuklukları, ishal ve kabızlık gibi belirtiler ortaya çıkar. Toz ve buharlarının solunması öksürük, boğaz kuruluğu, nefes darlığı, baş dönmesi, kusma, göğüs ağrısı, alt solunum yolu enfeksiyonu, bazen akciğerde sıvı toplanması, akciğer kanaması ve hiç idrar yapamama şeklinde belirtilerin ortaya çıkmasına sebep olur. Kadmiyum etkisi ile, böbreküstü bezi etkileri, kansızlık, kadın erkek yumurtalıklarında doku harabiyeti ve indirgenmiş hemoglobin düzeyleri gözlenmiştir.

Tedavi: Bulgulara dayalı tedavi uygulanır. Bir ay süreyle yüksek dozda D vitamini verilmesi göğüs ve karın ağrılarını giderir. Antidot verilmemelidir (Dökmeci, 1988; Baykut ve diğerleri, 1987).



2.1.4.5. Analiz Metodunun Seçilmesi

Elektrotermal atomik absorpsiyon spektrometrik metod tercih edilir. Alevli atomik absorpsiyon ve ICP metodları yüksek tayin sınırlarında kabul edilebilir doğruluk sağlar. AAS veya ICP aletleri olmadığı yada yüksek derecede kesinlik istenmediği durumlarda Ditizon metodu uygundur (Clesceri et al., 1989).

2.1.5. Krom

2.1.5.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Atom numarası	: 24
Atom ağırlığı	: 51.996
Elektron dağılımı	: [Ar] 3d ⁵ 4s ¹
Yoğunluğu, g/cm ³	: 7.14
Erime noktası, °C	: 1900
Kaynama noktası, °C	: 2642
Değerliği	: +1 - +6
Kristal yapısı	: Hacim merkezli kübik
Elektrik iletkenliği (Ag 100 kabul edilerek)	: 12
Sertlik, Mohs	: 9
Tabii izotopları	: 52 (% 83.79), 53(% 9.50), 50 (% 4.35), 54 (% 2.36)
Suni radyoaktif izotopları	: 46-49, 51, 55, 56
Standart elektrod potansiyeli, E ⁰ (aq)Cr/Cr ³⁺	: 0.74 V (Uyar, 1995).

Mavimsi beyaz renkli parlak bir metaldir. Havayla yüksek nemde bile okside olmaz. Seyreltik HCl ve H₂SO₄ ile reaksiyon verir, HNO₃ ile reaksiyon vermez. Kostik alkaliler ve alkali karbonatlardan etkilenir (Budavari et al., 1989; Ün, 1968).



2.1.5.2. Tabiatta Bulunuşu

Krom tabiatta serbest halde bulunmaz, fakat çok dağılmış halde ve az miktarlarda daima rastlanır. Yakut'un kırmızı, zümrüt'ün yeşil rengi ve diğer bir çok mineralin renkleri, değişik krom oksitlerden ileri gelir.

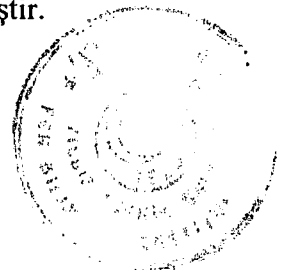
Kromun ticari önemi olan tek minerali Kromit, FeCr_2O_4 veya $\text{FeO} \cdot \text{Cr}_2\text{O}_3$ ' dir. Spinel sınıfından olup, FeO ile MgO ve Cr_2O_3 ile de Al_2O_3 yer değiştirebilir. Yüksek dereceli minerallerde minimum % 48 Cr_2O_3 vardır. Ülkemizde zengin krom madenleri mevcuttur (Ün, 1968).

2.1.5.3. Kullanım Alanları

Kroma endüstrinin hemen her dalında rastlanır. Diğer metallerin kromla kaplanmasında, metallerin direnç ve sağlamlığını arttırmada, krom-çelik yada krom-nikel-çelik alaşımları (paslanmaz çelik) üretiminde, fotoğrafçılık ve fotokopi bileşenlerinde, tekstil ve boya endüstrilerinde kullanılır (Budavari et al., 1989; Baykut ve diğerleri, 1987).

2.1.5.4. Toksisitesi

Krom, çoğu biyolojik materyallerde, proteinlerde, nükleik asitlerde ve çok çeşitli düşük molekül tartılı ligandlarda $3+$ şeklinde bulunur. $6+$ değerlikli şekli oksidasyon potansiyeli ve biyolojik membranlardan kolaylıkla geçebilmesi nedenleri ile $3+$ değerlikli şeklinden çok daha zehirlidir. Cilt ve ağız içi üzerine doğrudan temas eden krom bileşikleri alerjik dermatit ve yaralara yol açabilir. Diş ve dil sarıya boyanır. Toz ve dumanlarının solunmasıyla şiddetli solunum yolu iltihabları, burun iltihabı ve yırtılmasına neden olmaktadır. Akciğer iltihabı sonucu akciğer kanseri meydana gelebildiği bildirilmiştir. Kromik asit nefes darlığı krizlerine yol açar. Ağız yoluyla alınan bikromat, ağız içi, boğaz ve yemek borusunda yanık, ülserasyon ve yırtılmalara neden olur. Ayrıca bir çeşit karaciğer ölümü sonucu meydana gelen sarılık ve böbrek iltihabı, buna bağlı olarak idrar yapamama hastalıkları görülebileceği bildirilmiştir.



Tedavi: Sindirim yollarında meydana gelen pullanma gibi yaraların lokal ve cerrahi tedavisi yapılır. Sistemik akut zehirlenmelerde tedavi bulgulara yöneliktir. İdrar yapamama durumlarında dializ önerilmektedir (Dökmeci, 1988; Baykut ve diğerleri, 1987).

2.1.5.5. Analiz Metodunun Seçilmesi

Kaynak yada arıtılmış sulardaki +6 değerlikli krom tayininde kolorimetrik metod kullanılır. Su ve atık sularda düşük seviyelerdeki ($<50 \mu\text{g/L}$) toplam kromun tayin edilmesinde elektrotermal atomik absorpsiyon spektrometrik metod kullanılır. Alevli AAS ve ICP metodları toplam kromu ppm seviyesine kadar ölçmek için kullanılır (Clesceri et al., 1989).

2.1.6. Çinko

2.1.6.1. Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Atom numarası	: 30
Atom ağırlığı	: 65.38
Elektron dağılımı	: [Ar] 3d ¹⁰ 4s ²
Yoğunluğu, g/cm ³ , (25 °C' de)	: 7.14
Erime noktası, °C	: 419.5
Kaynama noktası, °C	: 908
Değerliği	: +2
Kristal yapısı	: Hekzagonal
Elektrik iletkenliği (Ag 100 kabul edilerek)	: 27
Sertlik, Mohs	: 2.5
Tabii İzotopları	: 64 (% 48.89), 66(% 27.81), 68 (% 18.57), 67 (% 4.11), 70 (% 0.62)
Suni radyoaktif izotopları	: 8 suni izotopu ve 2 izomeri var
Standart elektrot potansiyeli, E ⁰ (aq)Zn/Zn ²⁺	: 0.763 V (Uyar, 1995).



Mavimsi beyaz renkli parlak bir metaldir. Kuru havada kararlı olmasına rağmen nemli havada bazik karbonatla beyaz kaplanır. H_2SO_4 veya HCl ile yavaş reaksiyon verir. Okside edici belirteçler yada Cu^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} gibi metal iyonları prosesi çok hızlandırır. Amonyak ve asetik asit ile yavaş reaksiyon verir. Alkali hidroksitlerde çinkat teşkil ederek çözünür. Çinkonun kükürtle olan reaksiyonu çok şiddetlidir, çinko ve kükürt toz halinde ise reaksiyon patlamayla oluşur (Budavari et al., 1989; Ün, 1968).

2.1.6.2. Tabiatta Bulunuşu

Çinko tabiatta çok dağılmış olarak bulunur ve volkanik kayaların hemen hepsinde daima az miktarlarda çinkoya rastlanır. Yer kabuğunda ağırlıkça % 0.02 oranında bulunur. Başlıca çinko minerali, çok defa çinko blendi denilen Sfalerit, ZnS dir. İdeal olarak % 67.90 çinko içerir. Sülfürün hekzagonal şekli olan Vurtzit çok daha az bulunur.

Çinko, sülfürlerin yükseltgenmesinden teşekkül etmiş minerallerde de bulunur. Bu mineraller; Zinkit, ZnO ; Goslarit, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$; Smitsonit veya Kalamın, $ZnCO_3$; Hemimorfit, $Zn_4Si_2O_7(OH)_2 \cdot H_2O$; Villemmit, Zn_2SiO_4 ; Franklinit, $(Zn, Mn) O \cdot Fe_2O_3$; Hidrozinkit, $2 ZnCO_3 \cdot 3 Zn(OH)_2$ dir (Ün, 1968).

2.1.6.3. Kullanım Alanları

Demir levha kaplama, bronz, pirinç, Alman gümüşü gibi alaşımlarda malzeme olarak, diğer metalleri korozyondan korumak için koruyucu kaplama olarak, elektrik aparatlarında özellikle kuru pillerde, ev aletlerinde, dökümde, yazıcı boyalarında, yapı malzemelerinde, demiryolu vagon hatlarında, otomobil ekipmanlarında kullanılır. Ayrıca organik kimyada indirgeyici belirteç olarak, siyanür prosesinde altının ekstrakte edilmesinde, bronzun deoksidasyonunda, sabunlardan yağların saflaştırılmasında, kemik zıncını ağartmada, sodyum hidrosülfid üretiminde ve demir tayininde indirgeyici madde olarak kullanılmaktadır. Çinko oksit, çinko peroksit ve çinko permanganat' ın lokal uygulamaya elverişli solusyon ve pomatlarından tedavide cilt antiseptiği ve fungusid olarak yararlanılır (Budavari et al., 1989; Baykut ve diğerleri, 1987; Dökmeci, 1988).



2.1.6.4. Toksisitesi

Memelilerin organizmaları için gerekli olan iz elementler arasında çinko da bulunmaktadır. Ergin bir insanda günlük Zn ihtiyacı 8-20 mg kadardır. İnsan vücudu 2 g kadar çinko içerir ve Zn bir çok enzim sistemine girer. Çinko bileşikleriyle ağız yolundan zehirlenmelere sık rastlanılmaz. Daha çok endüstride çinko oksit buharlarının solunmasıyla, başlangıçta öksürük, ateş, bulantı ve genel bir bitkinlik tablosuyla karakterize belirtiler göze çarpar. Bir kaç saat sonra aşırı terleme meydana gelir ve sıcaklık normale düşer. Ateş yükselme reaksiyonu, solunan çinko partiküllerinin, kan proteinlerini değiştirmesinden ileri gelmektedir. Ayrıca çinko sülfat toz ve buharlarıyla da akut zehirlenmelere rastlanılır. Çocuklarda ve bazen yetişkinlerde sindirim ve solunum yolu iltihabları, ateş, nefes darlığı, nefes yollarının daralması, zatürre ve solunum yetmezliği gibi belirtilere neden olabilirler. Adele ve eklem ağrıları, mide tahrişi, ülser ve çeşitli karaciğer etkileri çinkonun kötü etkileridir.

Çinkonun deniz ürünlerini yemekten kaynaklanan herhangi bir insan hastalığına katkısı yoktur. Galvanize borulardan uzun süre su kullanımından kaynaklanan çinko zehirlenmesi ile ilgili bir çok kayıt vardır. 40 mg/L Zn içeren su içen iki yetişkin insanda iritabilite, adele katılığı ve ağrı, iştahsızlık ve bulantı görülmüştür.

Tedavi: Bulgulara dayalı tedavi yapılır. Hidroelektrolit denge sağlanır. İritasyonlara karşı kortikosteroidler verilebilir. Ağır tablolarda kan değişimi ya da diyalize başvurulabilir. Çinko akut zehirlenmelerinde B-6 vitamini ve nikotinik asitle antidot tedavisi yapılması önerilmektedir ancak yararlı olup olmadığı tartışılmaktadır (Dökmeci, 1988; Baykut ve diğerleri, 1987).

2.1.6.5. Analiz Metodunun Seçilmesi

Atomik Absorpsiyon Spektrometrik (AAS) ve ICP metodları tercih edilir. İçme ve kirlenmiş sular için iki farklı ditizon metodu ayrıca her iki tür su için Zinkon metodu kullanılabilir (Clesceri et al., 1989).



2.2. AĞIR METALLERİN UZAKLAŞTIRILMA YÖNTEMLERİ

İleri atık su arıtma uygulamalarında farklı işlem ve prosesler araştırılmaktadır. Bunların çoğu teknik olarak uygulanabilir olmasına rağmen, fiyat, işletme ihtiyaçları ve estetik görüntü bazı durumlarda uygun değildir. Buna rağmen karşılaşılabilen herhangi bir durumda bütün arıtma ihtimallerinin göz önünde bulundurulması için daha önemli işlem ve proseslerin bilinmesi gereklidir. Bu önemli işlem ve prosesler aşağıda kısaca açıklanan; kimyasal çöktürme, iyon değiştirme, ultrafiltrasyon, ters ozmoz ve elektrodializdir.

2.2.1. Kimyasal Çöktürme

Atık sularındaki bazı ağır metaller, çeşitli inorganik iyonlar ve fosforun çöktürülmesi genellikle alümin, kireç yada demir tuzları gibi koagülantların ilavesiyle yapılır. Kimyasal çöktürme işleminde, çöken ağır metallerin toksisitelerinden dolayı çamur stabilizasyonu için aneorobik parçalama mümkün olmayabilir. Kimyasal çöktürmenin dezavantajlarından biri genellikle arıtılmış atık suyun toplam çözünmüş katı miktarının net bir artış göstermesidir. Diğer dezavantajları ise arıtılması gerekli fazla miktarda çamur oluşmasıdır. Bu çamurlar toksik madde içerdiğinden arıtılması ve uzaklaştırılması zordur (Tchobanoglous et al., 1991).

2.2.2. İyon Değiştirme

İyon değiştirme, çözünmeyen bir değiştirme materyaline bağlanmış bir iyon türünün, çözeltideki aynı yükte farklı tür iyonlarla yer değiştirdiği bir prosestir. Bu prosesin en yaygın kullanımı içme sularının yumuşatılmasıdır. Bu işlemde arıtılması istenen sudaki kalsiyum ve magnezyum iyonları, katyon değiştirici bir reçinedeki sodyum iyonlarıyla yer değiştirir, böylece sertlik azalır. Toplam çözünmüş katıların azaltılması için, anyon ve katyon değiştirici reçinelerin her ikisi de kullanılmalıdır.



İyon değiştiricilerin kullanımı genellikle yukarıdan aşağı akışlı kolon tipindedir. Atık su, kolonunun üzerinden basınç altında girer, reçine yatağından aşağı doğru geçer ve kolonun alt kısmından çıkar. Reçine kapasitesi dolduğunda, tutulan iyonları uzaklaştırmak için kolon geri yıkanır ve daha sonra rejenere edilir. Katyon değiştirici reçine sülfürik yada hidroklorik asit gibi kuvvetli bir asitle rejenere edilir. Sodyum hidroksit ise anyon değiştirici reçine için yaygın olarak kullanılan bir rejenerant' tır.

İyon değiştirici reçinelerde çözünmüş iyonların hepsi aynı oranda uzaklaştırılmaz. Her iyon değiştirici reçine seçici bir uzaklaştırma serisiyle karakterize edilir ve seri sonundaki çözünmüş iyonlar sadece kısmen uzaklaştırılırlar (Tchobanoglous et al., 1991).

2.2.3. Ultrafiltrasyon

Ultrafiltrasyon sistemleri çözünmüş ve kolloidal maddelerin uzaklaştırılmasında gözenekli membranların kullanıldığı basınç sürüklemeli membran prosesleridir. Bu sistemleri ters ozmoz sistemlerinden ayıran özellik daha düşük basınç sürüklemeli (genellikle 1034 kN/m^2 'nin altında) olmalarıdır. Ultrafiltrasyon normal olarak kolloidal maddeleri ve molekül ağırlığı 5000' in üzerindeki büyük molekülleri uzaklaştırmak için kullanılır. Sulardaki yağları ve renkli kolloidlerden bulanıklığı uzaklaştırma işlemleri ultrafiltrasyon uygulamalarındandır. Ultrafiltrasyon ayrıca fosfor uzaklaştırma işlemleri için tavsiye edilmektedir (Tchobanoglous et al., 1991).

2.2.4. Ters Ozmoz (Hiperfiltrasyon)

Ters ozmoz, çözeltideki çözünmüş tuzları yüksek basınçta yarı geçirgen bir zar kullanarak filtre eden bir prosestir. Membran ve diğer ekipmanlar operasyon basıncını atmosferik basınçtan 6900 kN/m^2 ' ye kadar değiştirir. Ters ozmoz çözünmüş organikleri daha az seçici olarak uzaklaştıran diğer demineralizasyon tekniklerinden daha avantajlıdır. Ters ozmoz' un en önemli dezavantajları ise yüksek fiyatı ve evsel atık su arıtımında deneyimlerin sınırlı olmasıdır.



Ters ozmoz üniteleri uygun hidrolik kapasiteyi sağlamak amacıyla paralel veya istenen derecedeki demineralizasyonu sağlamak amacıyla seri olarak ayarlanabilir. Ters ozmoz ünitesinden etkili bir şekilde verim almak için yükleme çözeltisi çok yüksek kalitede olmalıdır, aksi takdirde ünitenin membran elamanları yükleme çözeltisindeki kolloidal maddelerle kirlenebilir. Multimedya filtrasyon ve ultrafiltrasyon gibi ön arıtmalar genellikle gereklidir. Membran akışını yenilemek için bu elamanların düzenli olarak (yaklaşık ayda bir kere) kimyasal olarak temizlenmesi gerekir (Tchobanoglous et al., 1991).

2.2.5. Elektrodializ

Elektrodializ prosesinde, yarı geçirgen iyon-seçici membranlar kullanarak bir çözeltinin iyonik komponentleri ayrılır. İki elektrot arasına bir elektrik potansiyelinin uygulanması, çözeltiden bir elektrik akımının geçmesine sebep olur, bu da katyonların negatif elektroda, anyonlarında pozitif elektroda göçmesini sağlar. Katyon ve anyon geçirici membranların değişik aralıklarda bırakılmasından dolayı, konsantre ve seyreltik tuz hücreleri oluşur.

Bu proses sürekli veya kesikli olarak çalışabilir. Üniteler gerekli hidrolik kapasiteyi sağlamak için paralel olarak veya istenilen derecede demineralizasyonu sağlamak için seri olarak ayarlanabilir. Membranları sürekli olarak yıkamak için yükleme hacminin yaklaşık % 10'u kadar işlem görmüş su gereklidir. Her bir membranın her iki tarafındaki akış oranı ve basıncı yaklaşık olarak eşitlemek için konsantre atık suyun bir kısmı geri gönderilir. Düşük bir pH derecesinde sabit tutmak için atık suya konsantre sülfürik asit katılır.

Düşük çözünürlüğe sahip tuzların membran yüzeyinde kimyasal olarak çökmesi ve atık su arıtma ünitesi çıkış sularında kalan kolloidal organik maddelerin membranı tıkaması elektrodializ prosesinin en önemli problemlerindendir. Membran kirlenmesini azaltmak için kimyasal çöktürme ve bazı multimedya filtrasyonlarının yanında aktif karbon ön arıtması da gerekli olabilir (Tchobanoglous et al., 1991).



2.3. ÇALIŞILAN METALLERİN TÜRKİYE VE ÇEŞİTLİ ÜLKELERDEKİ İÇME SUYU STANDARTLARI

Türk Standartları, Dünya Sağlık Örgütü, Avrupa Birliği, Kanada, Amerika Birleşik Devletleri ve Rusya' nın kabul etmiş oldukları bu çalışmada incelenen nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metalleri için içme sularında (genel olarak içme, yemek yapma, temizlik vb. amaçlar için kullanılan sular) müsaade edilen maksimum konsantrasyonlar Tablo 2.1.' de verilmiştir.

Tablo 2.1. Türkiye ve Çeşitli Ülkelerde İçme Sularında Müsaade Edilen Maksimum Konsantrasyonlar (Chapman, 1996)

	WHO ¹ (mg/L)	EU (mg/L)	Kanada (mg/L)	USA (mg/L)	Rusya (mg/L)	Türk Standartları ³ (mg/L)
Ni	0.02	0.05	-	-	0.02	-
Cu	2	0.1 ¹ -3.0 ¹	1.0	1	2.0	1.5
Pb	0.01	0.05	0.05	0.015	0.01	0.05
Cd	0.003	0.005	0.005	0.005	0.003	0.005
Cr	0.05	0.05	0.05	0.1	0.05	0.05
Zn	3	0.1 ¹ -50 ¹	5.0	5	5.0	15

WHO : Dünya Sağlık Organizasyonu

EU : Avrupa Birliği

¹ : Tavsiye edilen değerler

² : Bazı değerler yeni uygulanmaktadır

³ : Türk Standartları, TS 266/Haziran 1984 Tarihli, İçme Suları Standardı

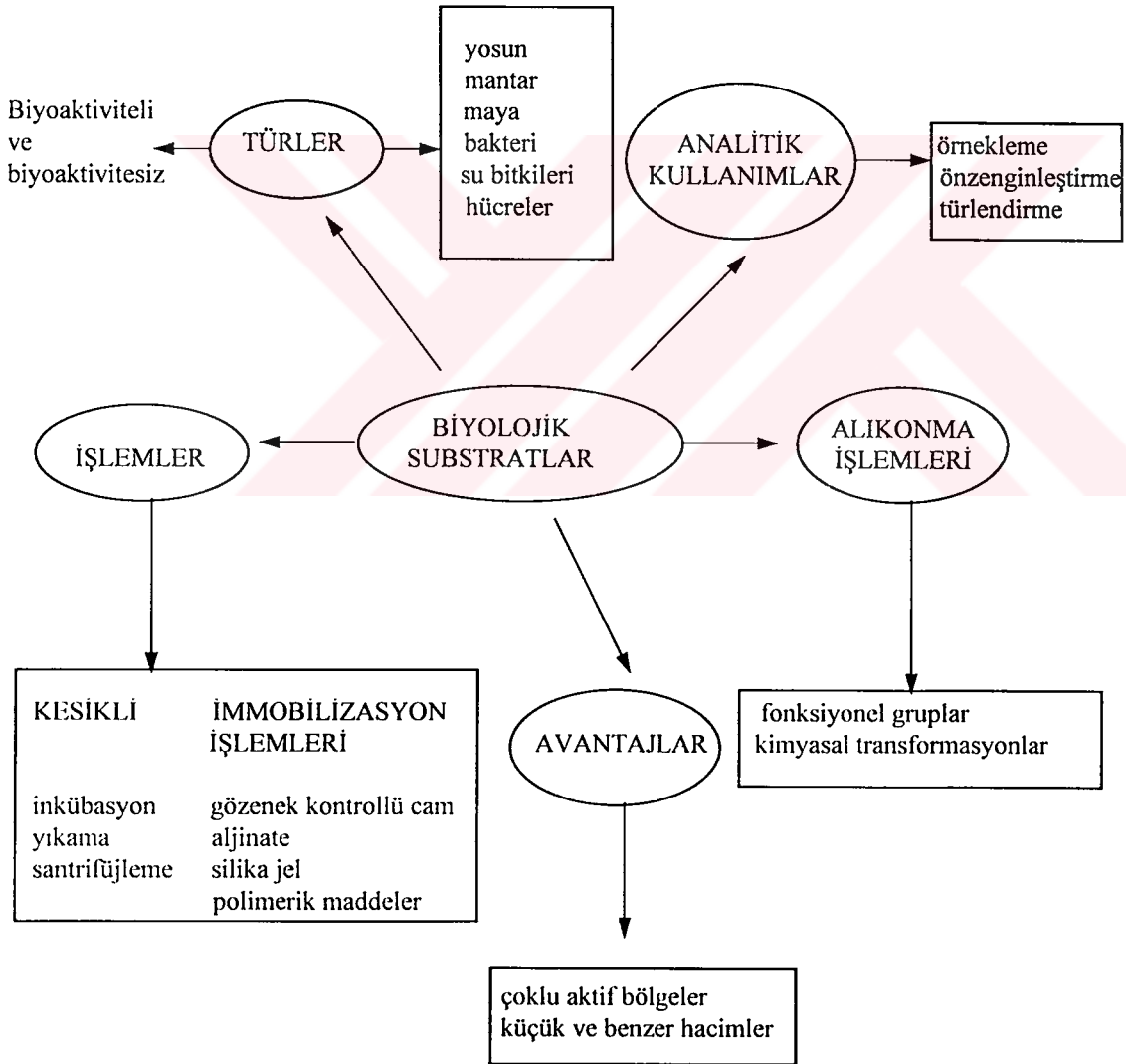
TS 266' ya göre tavsiye edilen miktarları aşmayan su kaynakları nın varlığı halinde bu miktarlardan fazla madde bulunduran sular içilmemelidir.

Müsaade edilebilecek maksimum miktarlardan fazla maade bulunduran sular içme suyu olarak kullanılamazlar.

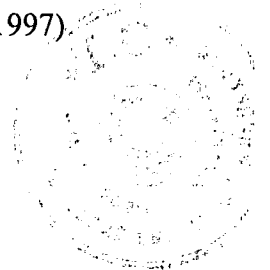


2.4. METAL UZAKLAŞTIRMA, ZENGİNLEŞTİRME VE TÜRLENDİRME AMAÇLARI İÇİN BİYOLOJİK ORGANİZMALARIN KULLANILMASI

Son yıllarda çözeltilerdeki iyonları absorblama kabiliyetlerinden dolayı dikkatler ağır metal iyonlarını biriktirme yada önzenginleştirme amacıyla yosun, mantar, liken su bitkileri, eritrosit, maya ve bakteri gibi çeşitli biyolojik organizmaların kullanılması üzerine odaklanmıştır. Bu maddelerin tipleri, analitik kullanımları, çalışma işlemleri ve avantajlarının şematik bir görünümü Şekil 2.1.' de gösterilmektedir.



Şekil 2.1. Metal Bağlayıcı Biyolojik Maddelerin Genel Görünümü (Madrid et al., 1997).



Bu sorpsiyon işlemleri; biyokonsantrasyon, biyoakümülyasyon ve biyosorpsiyon gibi çeşitli şekillerde adlandırılırsa, biyosorpsiyon terimine daha çok rastlanmaktadır. Metaller canlı yada cansız organizmalar üzerindeki bu tür substratlarla ayrılabilirler, burada metabolik aktivite mutlaka gerekli değildir. Çok karmaşık olan biyosorpsiyon olayının mekanizması, organizmanın metal bağlamada rol oynayan fonksiyonel grubuna (substat) ve element türlerine bağlıdır. Sorpsiyon hücre içi alım ve kimyasal transformasyon olaylarını içerir. Metal iyonlarının biriktirilmesindeki önemli bir mekanizma, karboksilat, hidroksisülfat, fosfat ve amino grupları gibi kimyasal fonksiyonel grupların tesiriyle metallerin substrat yüzeyine adsorpsiyonudur. Metallerin farklı tür bölgelerle bağ yapması da mümkündür. Metilasyon, demetilasyon ve redüksiyon gibi diğer biyolojik proseslerde olabilir.

Canlı ve cansız biyolojik substratlarla çeşitli elementlerin ayrılması, eser miktarlardaki metal tayinlerinde önzenginleştirme, sudaki toksik metallerin belirlenmesi ve kontrolü, değerli veya nadir metallerin geri kazanılması gibi önemli teknolojik uygulamalarda kullanılır.

Bu tür substratlar özelliklerinden dolayı metal iyonlarını önzenginleştirmede kullanılabileceği gibi, toksisitetlerine bağlı olarak bu metalleri ayırmada da kullanılabilir. Metal ayırma işlemlerinde bu tür substrat uygulamalarına ait bazı karşılaştırmalı çalışmalar vardır. Tehlikeli maddelerin toksikolojik taşınımında en önemli engellerden biri olarak hücre zarı kabul edilebilir.

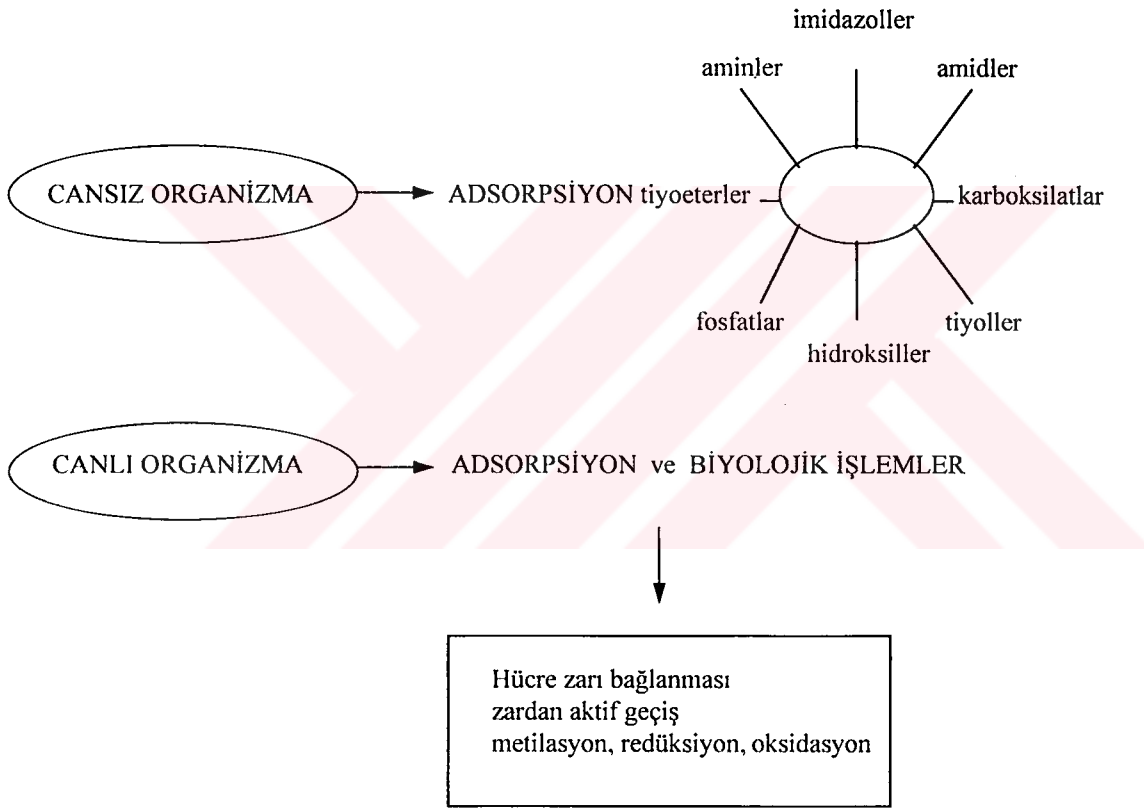
Mikroorganizmalar üzerine yayınlanmış analitik çalışmaların çoğu direkt olarak substrat (immobilize edilmemiş) kullanarak yapılmıştır. Bu işlemler zordur ve yıkama, santrifüjleme gibi zaman alıcı işlemler gerektirir. Son yıllarda mikroorganizmaların immobilize edilmesindeki gelişmelere olan ilgi artmaktadır. Bu immobilize işlemleri mikroorganizmaların yüksek bağlama kapasitelerine şu avantajları sağlar;

- ardışık analizlerde devamlı (on-line) matriks ayrılması,
- akışkanın akışına karşı düşük direnç,
- mükemmel dayanıklılığı ve sertliği,
- kolay rejenerasyon imkanı,
- metal ve biyosorbentin tekrar kazanılması.



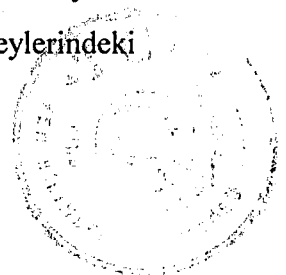
2.4.1. Metal Biriktirme Mekanizmaları

Genel olarak biyosorpsiyon terimi, iyonları esas olarak da ağır metal ve radyonükleidleri alıkoyma işleminde biyokütlenin özelliklerini tanımlamak için kullanılmaktadır. Karmaşık ve günümüze kadar çok az anlaşılmış olan biyosorpsiyon mekanizması organizma ister canlı ister cansız olsun mikroorganizmanın ve elementin türüne bağlıdır. Metal biriktirme mekanizmaları ana hatlarıyla Şekil 2.2.' de gösterilmiştir.



Şekil 2.2. Metal Biriktirme İşlemlerini İçeren Mekanizmalar (Madrid et al., 1997)

Cansız hücreler durumunda metal biriktirme, metabolizmadan bağımsız bir yolla gerçekleşir. Bu durumda metal uzaklaştırmada rol oynayan en önemli yer hücre duvarıdır. Çözeltideki metal iyonları hücre duvarı biyopolimerlerinde bulunan kimyasal fonksiyonel gruplarla etkileşerek yüzeye adsorbe olurlar. Hücre yüzeylerindeki



potansiyel bağlanma bölgeleri; aminler, amidler, imidazoller, hidroksiller, karboksilatlar, fosfatlar, tiyoller, tiyoeterler ve diğer fonksiyonel grupları içerirler. Potansiyel ligantların sayısı ve türü çeşitli bölgelerde meydana gelen bağlanmalara ve metal türlerine bağlıdır. Metabolizmadan bağımsız biyosorpsiyon genellikle hızlıdır, pH'dan etkilenir ve ılımlı bir sıcaklık (4-30 °C) aralığından etkilenmez.

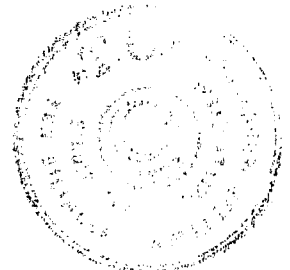
Canlı hücrelerde olan biyosorpsiyon genellikle hızlı yüzey bağlanmasını takiben daha yavaş bir faz olan plazma zarından hücre içerisine geçişle meydana gelir. Bu proses metabolizmaya bağımlı uzaklaştırma olarak adlandırılır.

Metal türleri ve mikrobiyolojik hücreler arasındaki etkileşim çok çeşitlidir. Bu etkileşimler;

- biyolojik olarak önemli molekül, enzim yada polinükleotitlerin fonksiyonel gruplarının engellenmesi,
- eser nütrient ve iyonlar için transport sistemler,
- fonksiyonel hücre üniteleri ve biyomoleküllerden eser metal veya iyonların yer değiştirmesi ve/veya yerine geçmesi,
- uyumlu değişiklik,
- enzimlerin yapı değişikliği ve inaktivasyonu,
- hücre ve zar bütünlüğünün bozulmasıdır.

Bu etkileşimler mikrobiyolojik metabolizmanın solunum, ribozom sentez ve aktivitesi, zar geçirgenliği gibi her kısmını etkiler. Hücre zarı, toksik ve toksik olmayan belirteçlerin rol oynadığı ilk yerdir. Bu zar ağır metaller nedeniyle hasara uğrayabilir, bunun sonucunda hücre içerisinde çözünmüş maddelerin kaybı gözlenir ve hücre zarının harici maddelere olan geçirgenliği azalır.

Organometalik bileşiklerin mikroorganizmalar üzerindeki toksik etkisi genellikle serbest metal iyonlarından daha fazladır ve bu toksisite organik grupların sayısı ve türüyle değişir. Çoğu durumlarda bu bileşiklerin uzaklaştırılması, organik ve inorganik metal bileşiklerinin daha uçucu yada daha az toksik türlere dönüştürülmesiyle başarılıdır. Örneğin uçucu ürünler vererek ortamdan uzaklaştırmak için, Hg^{2+} nın metilasyonunda bakteri, mantar yada mayalar araboluculuk edebilir.



Redüktaz ve hidrogenaz gibi stoplazmik enzimlerin varlığı nedeniyle biyolojik substratlarda indirgenme prosesine çok sık rastlanır. *Chlorella vulgaris*' le yapılan deneyler Au (III)' ün hızla Au (I)' e ve yavaşça Au (0)' a indirgendiğini göstermiştir (Majidi et al, 1988).

Biyolojik substratların potansiyel etkileşimlerinin çokluğu ve üretim maliyetlerinin düşük olması, analizler için analiti biriktirmede onları güçlü bir araç yapar. Zaten kirli suların arıtılması ve kaplama işlemleri sonucu oluşan metal iyonlarının geri kazanılmasında bu özelliklerden teknolojik olarak yararlanılmaktadır.

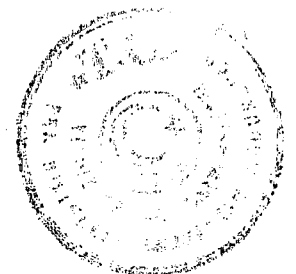
Son yıllarda metal ve türlerinin organizmalar üzerine yaptığı farklı toksisitelere dayanarak metallerin biyolojik substratlarla yeni türler oluşturması amacıyla biyolojik substratlar kullanılmaktadır. Metal toksisitesinin mekanizma ve fonksiyonları, elektriksel yük, koordinasyon kabiliyeti ve çoklu değerlik durumları gibi hücre metabolizmasını farklı yönde etkileyen özelliklerle belirlenir.

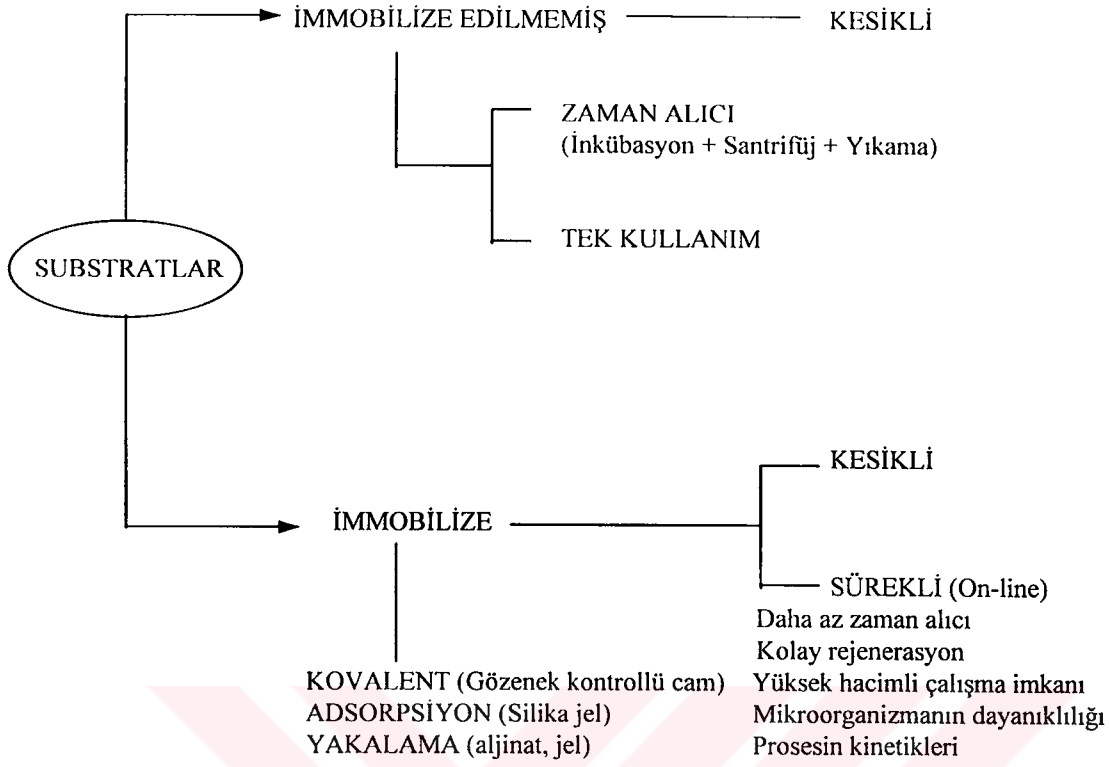
Bütün bunlarla birlikte, metal-mikroorganizma etkileşimlerinin mekanizmalarını açıklamak için çok daha fazla çaba sarf edilmelidir. Mekanizmalar hakkında tam bir bilgi kazanabilmek için kimyacı, mikrobiyolojici ve biyokimyacıların birbirleri ile koordineli olarak çalışmaları gerekir (Madrid et al., 1997).

2.4.2. Deneysel Metal Biriktirme İşlemleri

Eser miktarlardaki metal iyonlarının tayini, gelişmiş analitiksel aletlerin artmasına rağmen genellikle ayırma ve/veya önzenginleştirmeye ihtiyaç duyar. Eser analizlerde kullanılan önzenginleştirme ve ayırma teknikleri çöktürme, birlikte çöktürme, elektroliz, sıvı-sıvı ve sıvı-katı ekstraksiyonudur. Bu öngenginleştirme işlemleri analitin zenginleştirilmesi yanında girişim yapıcı maddelerin azaltılması imkanını sağlar.

Biyolojik substratlar hem serbest olarak hem de farklı destek maddelerine immobilize ederek kullanılırlar. Şekil 2.3. metal biriktirme işlemlerinde substrat kullanımını ana hatlarıyla göstermektedir.





Şekil 2.3. Deneysel Metal Biriktirme İşlemleri (Madrid et al., 1997)

Mikroorganizmaların kullanıldığı analitik çalışmaların çoğunda bu materyaller immobilize edilmeden kullanılmıştır. İnkübasyon, yıkama ve santrifüjleme gibi bir kaç basamağa ihtiyaç vardır. Normal kesikli işlem şöyledir; metal çözeltisinin bilinen bir hacmine bilinen bir miktar mikroorganizma ilave edilir ve belli bir süre inkübe edilir. İnkübasyon basamağı; pH, ortamın iyonik direnci, kontak süresi, sıcaklık, yabancı iyonların varlığı gibi bazı parametrelerden etkilenir. Bu parametrelerin doğru olarak değerlendirilmesi optimum şartları bulmaya yardım eder. Süspansiyon daha sonra santrifüjlenerek veya süzülerek mikroorganizmalar ve süpernetant analiz için birbirinden ayrılırlar. Kesikli sistemin tek dezavantajı, düşük ayırma katsayısına sahip metaller durumunda çoklu ekstraksiyona ihtiyaç duyulmasıdır. Bu problemi önlemek için mikroorganizmalar bir kolona yerleştirilir ve yerçekimi etkisiyle kolondan geçen analitik çözeltiden metal türleri ayrılır. Hücre çaplarının küçük ve sertliklerinin az olması, yerçekimi yüklemesi uygulandığında eluent akışını çok sınırlar ve kontrol edilemez bir kolon ortaya çıkabilir.



Hücrelerin daha sert ve/veya daha geniş çapa sahip bir destek matriksi üzerine immobilize edilmesi bu problemleri çözebilir ve şu avantajları sağlar;

- biyosorbent ve metal türlerinin rejenerasyonu ve tekrar ele geçirilmesi,
- katı-sıvı ayırmalarına (santrifüjleme ve süzme) asgari ihtiyaç duyulması,
- sürekli analizlerde matriksin devamlı olarak (on-line) ayrılması dır.

Analizlerde farklı immobilizasyon işlemleri ve farklı mikroorganizmalar kullanılmaktadır. İmmobilizasyon, ya fiziksel yakalama yada çok kuvvetli adsorpsiyon ile yapılır. Yosun hücrelerinin kopolimerik bir substrata tutturulduğu (Harris et al., 1990), turbo yosunu maya ve bakterilerin BIOFIX polisülfon taneciklerine immobilize edildikleri çalışmalar vardır (Madrid et al., 1997). Çeşitli yosun ve bakterileri immobilize etmek için destekleyici bir madde olarak silika jel'in kullanıldığı çalışmalara da rastlanmaktadır (Mahan et al., 1992). Bu maddenin sıkıştırılamaması ve değişik hacim ve gözenekli olabilme gibi özellikleri vardır.

Kimyasal maddeler, enzimler ve mikroorganizmaların suda çözünmeyen bir desteğe kovalent bağla immobilizasyonu çok kararlı yapılar oluşturur. Özellikle çözünmeyen bir substrat yapmak için kullanılan gözenek kontrollü cam (GKC), akışkan sistemlerde iyi mekaniksel özellikler gösterir. GKC önce silanlanır, daha sonra mikroorganizmayı silanlanmış cama mikroorganizmanın amin grupları boyunca çapraz bağlamak için glutaraldehid'in biyofonksiyonel özelliklerinden yararlanır. GKC, *Spirulina platensi* (Maquieira, et al., 1994 a) gibi bakteri ve *Saccharomyces cerevisia* (Maquieira, et al., 1994 b) gibi mayaları immobilize etmek için kullanılmıştır.

İmmobilizasyon mikroorganizmaların ön zenginleştirme kabiliyetlerini bozmasına rağmen, bazı araştırmacılar immobilizasyon işleminde mevcut metal adsorplayıcı substrat sayısının adsorpsiyonun en çok olduğu hücre duvarı yüzeyindeki kayıplar nedeniyle azalabileceğini söylemişlerdir. İmmobilize edilmiş mikroorganizmalardaki çok yönlülük ve kolonun kesikli sisteme göre daha yüksek ekstraksiyon yeteneğinin olması gibi bazı üstünlükler, kapasite azalmasındaki eksiklikleri rahatlıkla giderebilir (Madrid, et al., 1997).



2.4.3. Metal Biriktirme İşlemlerinde Biyolojik Organizmaların Kullanıldığı Analitik Uygulamalar

İçme ve atık sularda yaygın olarak bulunan bazı ağır metallerin uzaklaştırılmasında cansız Su Sümbülü bitki köklerinin kullanılabilirliğini göstermek amacıyla bu bölümde metal biriktirme, ayırma, özenleştirme ve türleştirme işlemlerinde çeşitli biyolojik materyallerin kullanımıyla ilgili yapılmış olan çalışmalar verilmiştir.

Biyosorpsiyon konusu üzerine yapılan araştırmalar çeşitli sebeplerden dolayı artmaktadır. Bu sebepler;

- besin zincirinde eser miktarlarda toksik metal birikmesi,
- imalat işlemleri sonucunda oluşan metallerin yeniden kazanılması,
- kirli suların arıtılması,
- radyonükleidler' in temizlenme işlemleri,
- kaplama işlemlerinde kıymetli metallerin yeniden kazanılmasıdır.

Bununla beraber son yıllarda, metallerin özenleştirilme ve metal-mikroorganizma türü oluşturulma (speciation) amaçları için de analitik bir araç olarak kullanılmaktadır.

Eser miktarlardaki metallerin özenleştirilmesi için birçok madde araştırılmıştır. Buna rağmen bütün bu maddeler genellikle tek tip bir bağlama bölgesine sahiptir. Hücre duvarlarının potansiyel olarak metal bağlamada aktif olabilecek amino asit ve polisakkaritlerden amin ve karboksil grupları, sülfhidril grupları ve pektinler gibi birçok gruplara sahip olması mikroorganizmaların önemli bir avantajıdır. Bağlama bölgelerinin bu derece çeşitliliği, deney şartlarının değiştirilmesiyle farklı metal iyonlarının seçici olarak ayrılabilceği anlamına gelir. Bu organizmaların diğer bir önemli avantajı hücrelerin küçük ve eşit büyüklükte olmasıdır.

Canlı Su Sümbülü (*Eichhornia crassipes*) bitkisinin sulu çözeltilerdeki çeşitli ağır metalleri uzaklaştırmasına ait çalışmalar oldukça yaygındır (Fujita, 1985; Fayed, et al., 1985; Low, et al., 1981; Wolverton, 1975 a, 1975 b, 1978; Hardy, 1985; O'Keeffe, 1984; Chigbo, 1979, 1982; Akçın, et al., 1993, 1994, 1996; Saltabaş, et al., 1994 a, 1994 b; Panda, 1996; El-Enamy, et al., 1996; Robichaud, et al., 1995).



Low (1994), cansız Su Sümbülü bitki köklerinin sulu çözeltilerdeki bakır iyonlarının uzaklaştırılmasını incelemiş, maksimum bakır sorpsiyonunu 20.90 mg/g olarak bulmuştur. Metal sorpsiyonu üzerine pH, başlangıç konsantrasyonu ve çelat yapıcılarının etkilerini incelemiştir.

Hao (1993), *Sphagnum (peat) moss* yosunu ve Su Sümbülü kökleriyle Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Co, Mn, Al, Ag, Au, ve Tl metal iyonlarının bağlanması üzerine pH' nın etkisini incelemiş ve bu metallerin çoğunun pH'ya kuvvetle bağımlı olduğunu bulmuştur. Optimum pH' da % 90 üzerinde maksimum metal uzaklaştırılmasını gerçekleştirmiştir.

Ramelow (1996), cansız Su Sümbülü kökleri, bazı liken ve deniz yosunlarını çeşitli polimerik maddeler üzerine immobilize ederek kinetik bir çalışma yapmıştır. Polimerik matriks üzerine immobilize edilen bu biyokütlelerin metal iyonu sorpsiyonunu incelemiştir. Langmuir adsorpsiyon modelinden faydalanarak metal-biyokütle etkileşimlerinin aktivasyon enerjilerini hesaplamıştır. Ayrıca yosun biyokütlesinin polimerik bir matriks üzerine immobilize edilebilir ve kolonda etkili bir iyon değiştirici olarak kullanılabileceğini bulmuştur.

Wainwright (1975), *Usnea florida* liken biyokütlesinin çinko bağlamasının dönüşümlü ve klasik Langmuir adsorbsion izotermine uyduğunu göstermiştir. Çinko bağlanmasının pH' ya bağımlı olduğunu ve çinkonun protonlarla yer değiştirmesini incelemiştir.

Niober (1978), likenlerdeki elementlerin seviyelerini gözden geçirmiş ve Fe/Ti oranının tartılan partiküllerle bağıntılı olduğunu söylemiştir.

Richardson (1981), likenlerin kirlilik gözlemede biyolojistlerin baş vurdıkları bir bitki türü olduğunu söylemiş ve likenlerin bu rolü oynamada neden uygun olduklarını sebepleriyle açıklamıştır.

Saltabaş (1996, 1997), *Dermatocorpon intestiniforme*, *Pseudeuernia furfuracea* *Usnea florida* ve *Dermatocorpon miniatum* cansız liken biyokütlelerini sulu çözeltilerdeki Cr, Cu, Pb ve Zn iyonlarını uzaklaştırmak amacıyla kullanmış, metal uzaklaştırılmasının hızla gerçekleştiğini, metal konsantrasyonu ve pH' ya bağımlı olduğunu bulmuştur.



Puckett (1973), *Cladonia mitis* ve *Umbilicaria muhlenbergi* liken biyokütelleri ile yapmış olduğu ayrı ayrı metal uzaklaştırma çalışmalarında relatif kapasitenin Fe> Cu>Ni>Pb>Co>Zn sırasıyla olduğunu, seçiciliğin Fe>Pb>Cu>Ni>Zn>Co sırasıyla olduğunu bulmuştur.

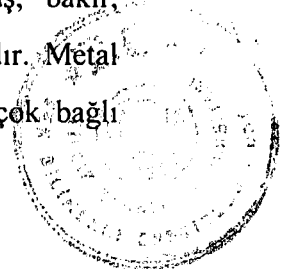
Ramelow (1993), *Bryoria sp.*, ve *Letharia sp.*, likenleri ve *Sargassum sp* yosunlarını silikajel üzerine immobilize etmiş, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni, Fe, Co, Al, Ag, Au ve Hg metallerini uzaklaştırmada adsorban olarak kullanmıştır. Metal iyonları kolonda pH 5.5'da tutulmuş, 0.05 M sodyum yada amonyum asetat veya 1M HNO₃ ile sıyrılmıştır. Biyosorbentin içme sularındaki çözünmüş metalleri AAS analizi öncesi 10 kere konsantre ettiğini bulmuştur.

Ramelow (1991), kurutulmuş *Parmatreme praesorediosum*, *Ramalina stenospora*, *Bryoria sp.* *Bryoria Pseudofuscescens* liken biyokütelleriyle sulu çözeltilerdeki bazı metallerin uzaklaştırılmasının birkaç dakikada olduğunu bulmuştur. Metal bağlanmasının pH' ya kuvvetle bağımlı olduğunu optimum şartlarda % 90' nın üzerinde metal bağlanmasının gerçekleştiğini bulmuştur.

Ramelow (1992), kurutulmuş *Gracilaria conferta*, *Eisenia bicyclis* ve *Sargassum sp.* yosunlarıyla sulu çözeltilerden çeşitli metal iyonlarının uzaklaştırılmasını incelemiş, Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni ve Fe bağlanmasının pH' ya kuvvetle bağımlı olduğunu, Au, Ag ve Hg'nin bağlanmasının ise pH ile çok az değiştiğini bulmuştur. Optimum şartlarda metal bağlanma derecesinin % 90'ın üzerinde olduğunu bulmuştur.

Shengjun (1990), deniz suyundaki bakır iyonlarını zenginleştirmek amacıyla yeşil *Chlorella* yosunlarını kullanmıştır. Yosunların %1'lik HCl ile yıkanması ayrıca ortama sodyum sitrat ve dodesilsülfat ilave edilmesi Cu adsorpsiyonunu artırmıştır. Yosun miktarı ve çözelti pH'sının kritik olmadığı bulunmuştur. Deniz suyundaki matriksler Cu adsorpsiyonunu etkilememiştir. Bu çalışma deniz ve nehir suyu örneklerinden bakırı ayırmak ve zenginleştirmek amacıyla *Clorella* yosununun kullanılabileceğini göstermiş ve zenginleştirme faktörü en az 100 olarak bulunmuştur.

Harris (1990), *Chorella vulgaris* ve *Scenedesmus quadricauda* yosunlarının metal bağlama özelliklerini araştırmış, her iki yosun türünün de gümüş, bakır, kadmiyum ve çinko' yu birbirine çok benzer olarak bağladığını bulmuşlardır. Metal alımının 1 dakikada tamamladığını, Cu, Cd ve Zn bağlanmasının pH' ya çok bağlı



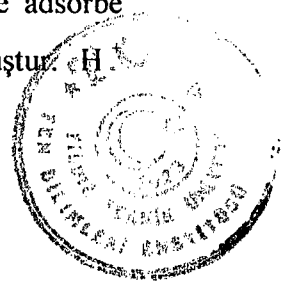
olduğu buna rağmen Ag' ün çok geniş bir pH aralığında kuvvetle bağ yaptığını bulmuşlardır. Bağlanmanın $Ag > Cu > Cd > Zn$ sırasıyla gerçekleştiğini ve pH 2 tamponuyla Cu, Cd ve Zn' nun kolaylıkla sıyrılabilirliğini bulmuşlardır. Çapraz bağlı bir kopolimer olan etilakrilat-etilenglikoldimetilakrilat'a immobilize edilen *S. quadricauda* yosun biyokütlesiyle kromatografik bir kolonda Cu, Cd ve Zn' yu tutmuş ve bakırı belli bir pH' da uygun çözelti kullanarak başarıyla desorbe etmiştir.

Tong (1994), *Sargassum fluitans* deniz yosununu 5 farklı polimerik materyale immobilize ederek, bir metal sorbenti olarak kullanmıştır. Metaller kolondan pH 5.5' da geçirilmiş ve bağlanan metaller 1M HNO₃ ile sıyrılmıştır.

Akthar (1995), alkali işleme tabi tutulmuş *Aspergillus niger* mantar biyokütlesinin seyreltik ve konsantre çözeltilerdeki (25-1000 ppm Ag⁺) gümüş iyonlarını kuru ağırlığının % 10' u kadar bağlama kabiliyetinin olduğunu, gümüş iyonlarının biyosorpsiyonunun pH 5-7 arasında değişmediğini, bağlanan gümüşün seyreltik HNO₃ ile tamamen desorbe olduğunu ve Ca²⁺/Mg²⁺ çözeltisiyle yıkanarak biyosorbentin rejenere edildiğini bulmuştur. Beveridge (1976), *Bacillus subtilis* Marburg bakteri hücreleriyle hazırladığı kolondan 12 metal çözeltisi geçirdiğinde Mg²⁺, Ca²⁺, Fe²⁺ ve Ni²⁺'nin hücre duvarıyla kuvvetli bağ yaptığını dolayısıyla çeşitli kanyonlar için seçici bölgelerin olduğunu bulmuştur.

Tsezos (1981), *Rhizopus arrhizus* mantar biyokütlesiyle uranyum ve toryum biyosorpsiyonunu incelemiş, metal alımının çözelti pH' sından etkilendiğini, maksimum toryum alımının pH 4' de olduğunu ve uzaklaştırma kapasitesinin 180 mg/g'ın üzerinde olduğunu bulmuştur. *R. arrhizus*' un uranyumu iyon değiştirici reçineden 2.5, aktif karbondan 3.3 kere daha fazla uzaklaştırdığını bulmuştur. Les (1984), Cd, Cu ve Zn ağır metallerin *Chirococcus parisi* yosunu üzerindeki birikimini ve toksik etkilerini incelemiştir. Her üç metalinde hızla bağlandığını, ilave edilen toplam metal miktarının yaklaşık % 90' ının 1 dakikada bağlandığını bulmuştur. Bağlanma eğrilerinin Langmuir adsorpsiyon izotermine uyduğunu, metal bağlanma miktarının pH ile arttığını, pH 4 ile 7 arasında anlamlı arttığını, bütün metaller için toksik etkinin 1 mg /L den büyük değerlerde başladığını göstermiştir.

Crist (1981), *Vaucheria* yosunuyla çeşitli metal iyonlarını pH 4.5'de adsorbe etmiştir. Metal iyonlarıyla yer değiştiren protonların oranını şu şekilde bulmuştur.



yer değiştiren / M^{2+} adsorbe edilen : 1,2(Cu^{2+}), 0,66(Zn^{2+}), 0,59(Mg^{2+}), 0,30(Sr^{2+}) ve 0 (Na^+). İyon değiştirmede adsorpsiyon kuvvetinin $Cu^{2+} > Sr^{2+} > Zn^{2+} > Mg^{2+} > Na^+$ sırasıyla olduğunu bulmuştur.

Elmahadi (1981), *Selenestrum capricornutum* yosununu gözenek kontrollü cam (GKC) zerine immobilize etmiş, Cu, Pb, Zn, Co, Hg ve Cd' un elevli AAS tayin öncesi sürekli nzenginleştirmek amacıyla bir kolona yerleştirmiştir. Her bir element için giriş pH' sını optimize etmiş, Cu, Hg ve Pb için optimum pH değerlerini sırasıyla 7.5, 6.5 ve 5.5 ve Zn, Co ve Cd için sırasıyla 7.5, 8.0 ve 8.5 olarak bulmuştur. Cu, Zn ve Pb' u 0.1 M' lık HCl' in 100 μ L' si ile geri alırken, Co' ı ancak 1 M' lık HCl' in 100 μ L' si ile geri alabilmiştir. Hg' yı kontrolü en zor olan metal olarak bulmuş ve kolondan geri almayı ancak kuvvetli kopleks yapıcı maddelerle (tiyoüre) başarabilmiştir. Ayrıca immobilize edilmiş yosunun yarı ömrünü 4 ° C' nin altında saklamak suretiyle 3 ay olarak bulmuştur.

Tobin (1984), *Rhizopus arrhizus* mantar biyokütlesinin çeşitli metal katyon ve anyonlarını absorpladığını buna rağmen alkali metal iyonlarını absorplamadığını bulmuştur. Katyonların uzaklaştırma miktarlarının Ca^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Ba^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} , UO_2^{2+} ve Ag^+ n iyonik çapıyla direkt olarak ilgili olduğunu bulmuştur. Çalışılan bütün katyonların uzaklaştırılmasının, biyokütle üzerindeki fosfat, karboksilat ve diğer fonksiyonel grupları içeren bölgelerde metallerin adsorpsiyonu ile olduğunu, molibdat ve vanadat anyonlarının uzaklaştırılmasının pH' ya kuvvetle bağımlı olduğunu ve bunların uzaklaştırma mekanizmasının ise pozitif yüklü fonksiyonel grupların elektrostatik çekiminden kaynaklandığını bulmuşlardır.

Khummongkol (1982), yüzey adsorpsiyonuna dayalı olarak mikroorganizmaların metal uzaklaştırması üzerine bir model geliştirmiş ve *Chlorella vulgaris* tarafından kadmiyum uzaklaştırılmasına uygulanmıştır. Model metal uzaklaştırılmasının başlangıçta hızlı olduğunu ve bir kaç dakikada dengeye ulaştığını göstermiştir. Dengenin fosfat konsantrasyonundan etkilendiğini ve fosfat konsantrasyonunun artmasıyla hücre yüzeyine adsorbe edilen kadmiyum miktarının azaldığını bulmuştur.

Nakajima (1981), *Chlorella regularis*'in ağır metal iyonlarını seçici olarak biriktirmesini incelemiş, canlı *Chlorella* hücrelerinin ağır metal iyonlarını uzaklaştırma miktarının $UO_2^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Ba^{2+} = Mn^{2+} > Co^{2+} = Cd^{2+} > Ni^{2+} = Sr^{2+}$ sırasıyla ve ısıyla

öldürülmüş *Chlorella* hücrelerinin ise $UO_2^{2+} > Cu^{2+} > Mn^{2+} > Ba^{2+} = Zn^{2+} > Co^{2+} = Cd^{2+} > Ni^{2+} > Sr^{2+}$ sırasıyla azaldığını bulmuştur.

Shengjun (1991), deniz ve nehir suyu örneklerindeki Ni^{2+} ve Co^{2+} iyonlarını özenleştirilmek için *Chlorella vulgaris*'i kullanmıştır. Sonuçlar, yosunun 0.12 M HCl ile yıkanmadığı zaman metal bağlanmasının çözelti pH' sına kritik olarak bağlı olduğunu göstermiştir. Bununla beraber eğer yosun 0.12 M HCl ile yıkanırsa Ni^{2+} ve Co^{2+} iyonlarının sorpsiyonu pH 6 ile 9 arasında yaklaşık olarak sabit kaldığını, deniz suyu matriksi ve küçük miktarlardaki bir çok kirliliklerin adsorpsiyon verimliliğini azalttığını bulmuştur.

Pappas (1990), *Chlorella vulgaris* yosununu kromun uzaklaştırılması ve geri kazanılması amacıyla kullanmıştır. 5-1000 $\mu g/mL$ seviyesindeki maksimum krom bağlanmasına (%75), 5 mg yosunla pH 3 de 3 dakikada ulaşmıştır. Yosun % 75' lik verimliliğini kaybetmeksizin aynı amaçlarla 4 kere kullanılabilir. Ortalama bir ısıda yakarak veya yüksek konsantrasyondaki (100:1 kroma göre) tuz kullanarak yosunun kromla yapmış olduğu bağ serbest kalmıştır. Bununla beraber, düşük konsantrasyondaki tuzlar çözünmüş kromun yosunla bağ yapmasını olumsuz etkilemiştir. Yaklaşık 10 mg/L'lik bir NaCl konsantrasyonu kromun uzaklaştırılmasını % 55'e düşürmüştür.

Mahan (1992), karışık metal çözeltileri, yapay deniz ve nehir suları gibi farklı çevresel çözeltilerden eser miktarlardaki Pb, Cu, Zn ve Cd' un ayrılması ve ön zenginleştirilmesi amacıyla *Stiloccocus bacillaris* yosun kültürünü silika jel üzerine immobilize etmiştir. Pb' u tuzlu su ve deniz suyu hariç bütün çözeltilerden verimli olarak ayırmıştır. Cd ve Zn, substrat ile zayıfça bir bağ yapmış ve sadece karışık element içeren çözeltilerden ve 400 mg/L' den daha az Na ve K içeren çözeltilerden verimli bir şekilde uzaklaştırabilmiştir. Ortamda klorür iyonunun olması, Pb adsorpsiyonunda bir düşme göstermesine rağmen, Cl-Cu olarak bakırın daha iyi adsorpsiyonu nedeniyle bakır iyonunun uzaklaştırılmasında dikkate değer bir artış göstermiştir.

Darnall (1986 a), *Chloralla vulgaris* yosununun Au^{3+} , Ag^+ ve Hg^{2+} bağlamasının pH' ya bağımlılığının diğer metal iyonlarından farklı olduğunu bulmuşlardır. pH 5 ile 7 arasında çoğu metallerin hücre yüzeyiyle kuvvetle bağ yaptıklarını, pH' nın 2' ye düşürülmesiyle bu metal iyonlarının desorbe olabileceğini, buna rağmen Au^{3+} , Hg^{2+} ve



Ag⁺'nin ise pH 2' de kuvvetli bağ yaptığını bulmuştur. Yosuna bağlı altın ve cıvanın merkaptotanol kullanarak seçici olarak desorbe edilebileceğini bulmuştur.

Darnal (1986 b), yosun üzerine adsorbe olan metal iyonları 3 sınıfa ayırmıştır. Birinci sınıf yaklaşık nötral pH değerlerinde kuvvetli bağ yapan metal iyonlarını (Al³⁺, Cu²⁺, Cd²⁺, Cr³⁺, Co²⁺, Fe³⁺, Ni²⁺, Pb²⁺, UO₂²⁺ ve Zn²⁺) içerir, bunlar pH 2' nin altında bağ yapmaz ve bu pH değerlerinde kimyasal fonksiyonlarının (ör; karboksilatlar) iyonlaşmasından sonra, metal iyonları arasındaki elektrostatik etkileşimlerden dolayı biyokütleden kolayca sıyrılabilirler. İkinci sınıf iyonlar (PtCl₄²⁻, CrO₄²⁻ ve SeO₄²⁻), birinci sınıf iyonların zıttı bir davranış gösterirler, bunlar düşük pH' larda kuvvetli, pH 5' in üstünde ise zayıf bağ yaparlar. Üçüncü sınıf iyonlar (Ag⁺, Hg²⁺ ve AuCl₄⁻) bütün metal iyonlarının en kuvvetli bağ yapanlarıdır ve bağlanma pH' dan bağımsızdır. Bazı ikinci ve üçüncü sınıf metal iyonları biyokütle yüzeyinde elementel metale indirgenirler. Örneğin Au³⁺ hızla Au⁺ e ve yavaşça elementel altına indirgenir.

Kuyucak (1989 a), çok çeşitli kırmızı, kahverengi ve yeşil yosunlar ve bazı mantar türlerinden hazırladığı biyokütlelerin kobalt uzaklaştırmasını incelemiş, bu potansiyele en fazla sahip olan biyokütle türünü bulmuştur.

Kuyucak (1989 b), cansız *Ascophyllum nodosum* yosun biyokütlesinde kobalt birikimini ve biyosorbanda biriken metalin H₂SO₄, HCl, NH₄OH, KHCO₃, EDTA, KSCN, KCl ve CaCl₂ çözeltileriyle desorpsiyonunu incelemiştir. 0.05 M CaCl₂ çözeltisinin % 96' nın üzerindeki bir desorpsiyon kapasitesiyle en iyi olduğunu ve optimum desorpsiyon pH'sının pH 2-3 olduğunu bulmuştur. Tabii ve çeşitli çözeltilerle işlem gören biyokütlelerin infrared (IR) spektrumları anlamlı bir fark göstermemiştir. 0.1 M CaCl₂ ile yıkanmış yosun biyokütlesinin elektron mikroskopikleri hücrenin ve hücre duvarlarının hasara uğramadığını, buna rağmen kuvvetli asit, alkali ve KSCN muamelesinin hücre yapısında bazı değişikliklere sebep olduğunu bulmuşlardır. Ayrıca kobalt sıyırma prosesinin kinetiğinin oldukça hızlı olduğu ve biyokütledeki metalin tamamen uzaklaştırılması için gerekli temas süresinin 2 saatten daha kısa olduğunu bulmuşlardır.

Kuyucak (1989 c), yaygın bir deniz yosunu olan *Ascophyllum nodosum*'un sulu çözeltilerdeki kobaltı 160 mg/g'ın üzerindeki bir biriktirme kapasitesine sahip olduğunu, asidik CaCl₂ çözeltisiyle biyokütledeki kobaltın başarıyla desorbe edildiğini



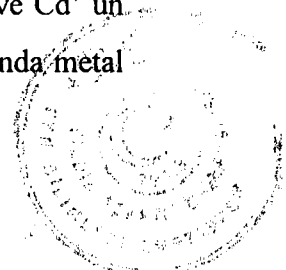
söylemiştir. Elektron mikroskopisi, infrared (IR) spektroskopisi, X-ışını dispersiyon ve difraksiyon analizleri gibi kimyasal ve instrümental analizler biyosorpsiyon mekanizmasının daha çok iyon değişimi olduğunu, kobalt bağlanmasında alginatların (-COOH gruplarının) önemli bir rol oynadığını bulmuştur. Hücre duvarındaki yapıyla sorpsiyon ve koordinasyon hızla olurken, az bir oranda da olsa hücre içerisine kobaltın taşındığını tespit etmişlerdir.

Majidi (1990), bir yosun kültürü olan *Stichococcus bacillaris*'in metal-yosun etkileşimlerini ^{113}Cd nükleer magnetik rezonans (NMR) spektroskopisiyle incelemiştir. pH çalışmaları çözeltide proton varlığının bağlama bölgelerinin yapısını kimyasal olarak değiştirmedğini ve aşırı protonların direkt olarak Cd bağının yerine geçtiğini göstermiştir. Kadmiyum bağı için 10-18 ppm arasında gözlenen bir NMR kimyasal değişmesi, metal uzaklaştırmadan sorumlu fonksiyonel grubun büyük bir ihtimalle karboksilik grup olduğunu ve her bir zincirde birden fazla karboksil grubunun olduğunu bulmuştur.

Metallerin önzenginleştirilmesi ve ayrılması araştırmalarında en yaygın olarak çalışılan organizmalar yosun ve daha yüksek yapıdaki bitkiler olmasına rağmen bakteri, mantar ve mayalar da bu amaçla başarıyla kullanılmaktadır.

Maquieira (1994, a), sulu çözeltilerdeki Cu, Zn, Cd, Pb ve Fe iyonlarını önzenginleştirmek için siyanobakteri *Spirulina platensis*'i GKC üzerine immobilize etmiştir. Maksimum Cu, Zn ve Cd uzaklaştırılması sırasıyla pH 7, 8 ve 7.5' de olmuştur. Pb ve Fe sırasıyla pH 6 ve 7' de kuvvetlice bu değerlerin üstünde ve altında zayıfça bağ yapmıştır. Bu iki element için belirli pH' nın üzerinde görülen absorbans sinyalindeki düşme, bu katyonların biyosorpsiyonunun iyon değişimi ile olduğunu göstermiştir. Bu proste hücre duvarı yüzeyindeki bağ yapıcı negatif yüklü bölgeler için, metal katyonları protonlarla rekabet ederler. Adsorbe edilen metalin desorbe edilmesi asidik ortamda gerçekleştirilmiştir. Cd ve Pb' nun tamamen desorpsiyonu için 0.5 M HNO_3 ' ten 100 μL yeterli olurken Fe sadece 1 M HNO_3 -1M HCl karışımıyla tamamen desorbe edilebilmiştir. Kolonun günlük 6 saatlik çalışmayla kapasitesini 3 ay koruyacağı bulunmuştur.

Maquieira (1994, b), *Saccharomyces cerevisiae* mayasını Cu, Zn, Pb ve Cd' un önzenginleştirilmesi için GKC üzerine immobilize etmiştir. pH 6 ile 7.5 arasında metal



iyonlarının hücre yüzeyine kuvvetlice bağlandığını, pH' ı 2' nin altına düşürmek suretiyle çalışılan bütün metal iyonlarının desorbe edildiğini bulmuştur. Bağlanma kuvvetinin düşük pH değerlerinde düşmesini, maya yüzeyindeki koordine edici zayıf bazik grupların protonasyonu ile açıklamıştır. Cd, Pb, Zn, Fe ve Cu için zenginleştirme faktörünü sırasıyla 250, 125, 2000, 750 ve 286 olarak bulmuştur. Bu değerler çelat yapıcı iyon değiştirici materyal için gözlenen değerlerden daha yüksektir. Cd (II), Zn (II), Cu (II), Pb (II) ve Fe (III) için tayin limitlerini sırasıyla 0.2, 0.1, 0.7, 8.0, ve 0.6 ng/mL olarak bulmuştur.

Metal iyonlarını önzenginleştirme için biyolojik substratlar yaygın olarak kullanılmasına rağmen, bu tür substratların yeni metal türlerini oluşturduğu uygulamalar azdır.

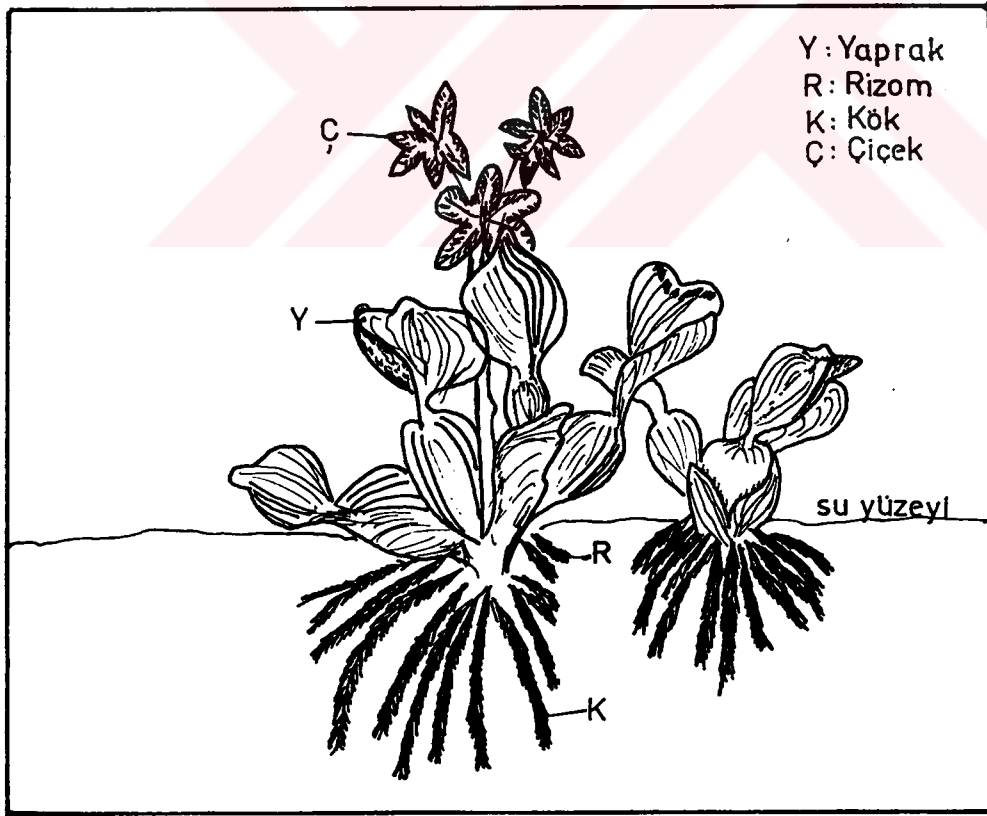
Madrid (1995), 30 dakikalık inkübasyon süresi, pH 7 ve 37 °C olan optimum şartlarda, Hg (II) ve metil cıvayı seçici ve kantitatif olarak ayırmak için *Saccharomyces cerevisiae* maya hücrelerini başarıyla kullanmıştır. Metilciva geniş bir sıcaklık ve pH aralığında maya hücreleriyle hemen bağ yapmıştır. Metilciva bağı fraksiyonunu, bütün durumlarda % 100 ve çözelti pH' ı, sıcaklık, inkübasyon süresi, biyokütle miktarı, analit miktarı ve yabancı iyonların varlığı gibi etkenlerden etkilenmediğini bulmuşlardır. Cıva türlerini toksisitelerine göre selektif olarak ayırmışlar, sadece insanlar için değil mikroorganizmalar için de metilcivanın Hg²⁺ dan daha toksik olduğunu söylemişlerdir. Mikroorganizmalar (bakteri, maya ve diğer mantarlar) cıvanın üç kere değişmesine aracılık ederler. Hg (II)' yi Hg (0)' a indirgerler, metil cıvayı (ve diğer organocıva bileşiklerini) bozarlar ve Hg (II)' yi metillerler. Mikroorganizmaların aracılık ettiklerinden başka çevredeki kimyasal reaksiyonlarla da Hg (II) indirgenir ve metillenir. Çalışmada metilciva olarak hücreye giren cıva, redüktaz ve dehidrogenazlar ile Hg (I) ve Hg (0) gibi daha uçucu türlere indirgenmiştir. Hg²⁺ nin bağ yapması ve indirgenmesi yavaştır. Örnek ortamında yüksek miktarda klorür varlığı, hücrede Hg²⁺ birikmesini hızlandırır. Metod çeşme, deniz, nehir ve sulama suyu örneklerindeki CH₃Hg⁺ ve Hg (II)' nin seçici tayini için uygulanmıştır. Bütün durumlarda % 83 - % 103 arasındaki değerlerde iyi bir geri kazanım gözlenmiştir.



2.5. SU SÜMBÜLÜ BİTKİSİ

2.5.1. Bitkinin Genel Özellikleri ve Kullanım Alanları

Su Sümbülü [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]- Water Hyacinth - su bitkilerinin iki büyük grubundan biri olan Amfifitlerden olup, gövdeleri su yüzeyinden bir metre veya daha fazla yüksekliğe uzanan helofit sınıfına girer. Bitki yukarı doğru dönmüş yeşil ve parlak yapraklarla çevrilidir. Yaprakların bazısında oluşan yüzgeçlerin içleri hava ile dolu olduğundan oldukça hafiftir. Bu da bitkiye olağanüstü yüzme yeteneği sağlamaktadır. Yaprakların altından çıkan rizomlar 1-2 cm çapında ve bitkinin boyuna göre 1 ile 20 cm uzunluğunda olabilmektedir. Bu rizomlar, su seviyesinin 1 ile 8 cm altında bulunmakta ve ucundan yeni bir kök ve yaprak oluşturarak vejetatif çoğalmayı sağlamaktadır. Bitkinin genel görünümü Şekil 2.4.' de verilmiştir.



Şekil 2.4. Su Sümbülü Bitkisinin Genel Görünümü



Ayrıca, tohum ıslahı ile de yapılan çoğalma çalışmaları vardır. Dünyadaki en üretken fotosentetik bitkilerden birisi olup ender görülen bir üreme yeteneğine sahiptir. Örneğin, 10 bitkiden 8 ayda tam 655.350 bitki olduğu saptanmıştır (Boyd, 1970).

Brezilya kökenli olan bu bitki, ilk defa 1844 yılında Amerika' nın Orlean eyaletinde görülmüştür. Sarı beneklerle süslenmiş açık mor renkli çiçeklerinden dolayı bir süs bitkisi görünümündedir. Çok kısa bir zamanda, dünyanın 32 kuzey ve 20 güney paralelleri arasındaki tropikal veya yarı tropikal bölgelerdeki tatlı sulara yayılmıştır (Little, 1965). Boyları 10 ile 20 cm arasında olan dayanıklı siyah kökleri vardır. Genç kökler ise daha açık renkli ve boyları 4 - 5 cm arasındadır. Besin maddelerinin fazlasıyla bulunduğu pis sularda bitki hızla gelişmekte ve bazı bitkilerin ortamdan alınmasıyla yani hasat edilmesiyle, kalanların kökleri daha da uzamaktadır.

Su Sümbülü' nün duyarlı olduğu iki faktör sıcaklık ve tuzluluktur. Optimum sıcaklık 20-35 ° C dir. Duyarlı olduğu soğuk havalardan korunmasını rizomları yardımı ile yapmaktadır. Yani soğuk havalarda bitkinin her tarafı ölürken ancak rizomları suyun altında kaldığı için donmadan kurtularak elverişli koşullarda yeni bir bitki olarak ortaya çıkmaktadır. Bitkinin en fazla su içeren kısımları kök çevresi ve gövdesidir. Toplam su içeriği % 93 ile % 96 arasındadır (Penfound et al, 1948; Polar 1981; Akçın 1988 a).

Su Sümbülü kontrollü olarak yetiştirilmeğe başlanmadan önce, Amerika da su yolları ve kanalları tıkadığı, ulaşımı engellediği için ciddi bir problem olarak bildirilmiştir. Daha sonra bu bitkiden ne şekilde yararlanılacağı araştırılmıştır (Wolverton et al, 1976 a). Yapılan çalışmalarda bitkinin azot ve fosforu önemli ölçüde bünyesine aldığı saptanmış ve bu özelliği daha sonraki çalışmalar için yol gösterici olmuştur (Boyd, 1970, 1976; Steward, 1970; Rogers et al, 1972; Easley et al, 1974; Ornes et al, 1975; Sheffield, 1976; Johnson et al, 1977; Cooley et al, 1978; Shiralipour et al, 1981; DeBush et al, 1983; Akçın ve diğerleri, 1988 b).

Yapılan çalışmalarda, bulunduğu ortamın pH' sını düzenlediği de dikkati çekmiştir (Jamil et al, 1985; Akçın ve diğerleri, 1988 c). Ayrıca, Su Sümbülü pestisitler, DDT, fenol gibi organik maddeleri, bazı kompleks bileşikler, radyoaktif atıkları kökleri ile absorplamakta, konsantre veya metabolize etmektedir (Wolverton et al, 1976 b; Vaidyanathan et al, 1983; Martyn et al, 1983). Su Sümbülü ile evsel ve



endüstriyel atık su arıtımı yapılabilmekte, besin, hayvan yemi, gübre ve metan gazı üretilmektedir (Widyanto et al, 1975; Wolverton et al, 1975 c, 1975 d, 1976 c, 1977, 1979, 1981, 1984; Tourbier et al, 1976; Golueke 1977; Gupta 1982, Haider et al, 1983; Rivedy 1983; Jamil 1987; Boyd 1968; Taylor et al, 1971; Baldwin et al, 1975; Hoagland et al, 1950).

2.5.2. Türkiye Şartlarında Bitkinin Yetiştirilmesi Çalışmaları

Eichhornia crassipes - Su Sümbülü, Berlin Botanik Bahçesinden getirilerek, İstanbul Üniversitesi, Botanik Bahçesi seralarında kontrol altında yetiştirilmeye çalışılmıştır. Sonra Yıldız Teknik Üniversitesi Merkez Kampüsü seralarında kontrollü biçimde yetiştirilmek için 500 litrelik eternit tanklar alınarak tankların içine yaklaşık 2 cm kalınlığında toprak konduktan sonra üzeri 25-30 cm kadar su doldurularak dinlendirildikten sonra içlerine bitkiler yerleştirilmiştir. Gerektiği zaman ilave edilen suyun, 1-2 gün dinlendirilip fazla klorun uçurulması ve oda sıcaklığına gelmesi sağlanmıştır. Kış aylarında seranın ısıtılması kontrol altına alınmıştır. Daha çok bitki üretebilmek için, İstanbul - Yıldız parkı içindeki, Park ve Bahçeler Müdürlüğünün seralarından ve dış nilüfer havuzlarından da yararlanılmaktadır. Nisan-Eylül ayları arasında ise bitkiler dış havuzlara çıkarılmıştır. Ayrıca bitkinin yapay besi çözeltileri içerisinde (Hoagland 2) yetiştirilmesi incelenmiş, bu amaçla bitkinin büyümesi için gerekli madde ve nütrientleri içeren çözeltiler hazırlanarak değişik konsantrasyonlarda ve sürelerde bitkinin mevsimlik ve bir senelik büyüme hızı incelenmiştir. Bir tropikal ve subtropikal iklim bitkisi olan Su Sümbülü bitkisinin İstanbul’ da iyi yetiştiği gözlenmiş, Türkiye’ nin daha sıcak bölgelerinde de çoğalmasında çok önemli sonuçlar alınabileceği görülmüştür (Akçın ve diğerleri, 1989).



3.0. DENEYSEL BÖLÜM

3.1. KULLANILAN ALET VE KİMYASALLAR

3.1.1. Kullanılan Aletler

Nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom, çinko ve magnezyum tayinleri Varian Spectr AA 20 model alevli atomik absorpsiyon spektrofotometresi (AAS) ile yapıldı. Sodyum, potasyum ve kalsiyum analizleri Jenway PFP 7 model alev fotometresi ile yapıldı. pH ölçümleri Jenway 3040 model kombine elektrodlu pH metre ile, potansiyometrik titrasyonlar Metrohom 654 model pH metre ve otomatik titratör ile yapıldı. Elek analizleri Octagon 200 model otomatik karıştırılmalı elek ile yapıldı.

3.1.2. Kullanılan Kimyasal Maddeler

Cu, Pb ve Zn stok çözeltileri, % 99.999 saflıktaki toz metallerinin çözülmesi ile Ni, Cd ve Cr stok çözeltileri ise hazır konsantre titrisol çözeltilerinden hazırlandı. Krom stok çözeltisi 3+ değerlikli olup çalışmanın tamamında bu krom çözeltisi seyreltilerek kullanılmıştır. Na, K, Ca ve Mg stok çözeltileri ve sentetik deniz suyu NaCl, KCl, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ tuzlarından hazırlandı. pH ayarlaması için HNO_3 ve NH_3 , asit ve bazla ön yıkama işlemi için HNO_3 ve KOH kullanıldı. Metal kompleksi yapmak için EDTA, potansiyometrik titrasyonlar için NaOH, HCl, HClO_4 , glasiyal asetik asit, metil izobütil keton ve tetrametilamonyum hidroksit kullanıldı. Kullanılan bütün kimyasallar analitik saflıkta Merck ürünleridir. Deneylerin büyük bir kısmında destile, metal uzaklaştırma mekanizmasının incelenmesi kısmın da ise ultra saf su kullanılmıştır.



3.2. BİYOKÜTLE ÖRNEKLERİNİN TOPLANMASI VE BİYOSORPSİYONA HAZIRLANMASI

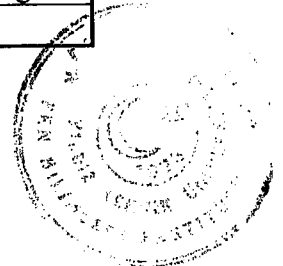
Yıldız Teknik Üniversitesi ve İstanbul Üniversitesi Botanik Bahçesi seralarında kontrolümüz altında yetiştirdiğimiz Su Sümbülü bitkilerinin kök kısımları, yetiştirildikleri yerde koparılarak bitkiden ayrıldı. Laboratuvara getirilen bu bitki kökleri, üzerlerindeki toprak ve planktonların uzaklaştırılması için çeşme suyuyla iyice yıkandı. Son olarak destile suyla bir kaç kere yıkanan kökler 80 ° C de 48 saat kurutuldu. Kurutulmuş bitki kökleri mikserle öğütülerek standart eleklerle elendi. <150, 150-355, 355-710, 710-1700, >1700 µm tanecik büyüklüğüne ayrılan bitki kökleri analizlerde kullanmak üzere ayrı ayrı şişelenerek saklandı.

3.3. ATOMİK ABSORPSİYON SPEKTROFOTOMETRESİ ÇALIŞMA ŞARTLARI

Nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metalleri alevli atomik absorpsiyon spektrofotometresi' nin atomik absorpsiyon modunda, magnezyum ise aynı aletin atomik emisyon modunda tayin edilmiştir. Standart ve örnek çözeltilerinin hepsi için absorbans okumaları üçer kere yapılmıştır. Yüzde bağıl standart sapmalar 1.5' in üstüne çıkmamıştır. Krom ölçümlerindeki indirgen alev, havaya göre asetilen oranının artırılması ile elde edilmiştir. AAS ile tayinlerini yapmış olduğumuz bu metallerinin her biri için dalga boyu, slit aralığı, yakıt ve destek türü, lamba akımı, optimum çalışma aralığı ve alev özelliği Tablo 3.1.' de verilmiştir.

Tablo 3.1. Metallerin Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi Çalışma Şartları

Metal	Dalga boyu (nm)	Slit aralığı (nm)	Yakıt-destek	Çalışma aralığı (µg/mL)	Lamba akımı (mA)	Alev özelliği
Ni	232.0	0.2	Asetilen-hava	0.5-5.0	10	Yükseltgen
Cu	324.7	0.5	Asetilen-hava	0.5-5.0	10	Yükseltgen
Pb	217.0	1.0	Asetilen-hava	0.5-10.0	5	Yükseltgen
Cd	228.8	0.5	Asetilen-hava	0.1-1.5	4	Yükseltgen
Cr	357.9	0.2	Asetilen-hava	0.1-3.0	7	İndirgen
Zn	213.9	1.0	Asetilen-hava	0.05-1.5	5	Yükseltgen
Mg	285.2	0.1	Asetilen-N ₂ O	1.0-10.0	-	-



3.4. ÇALIŞILAN AĞIR METALLERİN SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİ İLE OPTİMUM UZAKLAŞTIRILMA ŞARTLARININ BELİRLENMESİ

Çalışmanın bu bölümünde içme ve atık sularda yaygın olarak bulunan nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko ağır metallerinin Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi ile uzaklaştırılmasında optimum şartların belirlenmesi amacıyla; metal bağlanması üzerine biyokütle boyutunun, biyokütle miktarının, karıştırma süresinin, başlangıç metal konsantrasyonunun, pH' nın, biyokütlenin asit ve bazla ön yıkanmasının, ortamda kuvvetli kompleks yapıcı EDTA ve deniz suyunda en fazla miktarda bulunan NaCl, KCl, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ve MgCl_2 tuzlarının bulunmasının etkileri ayrı ayrı incelenmiştir.

3.4.1. Nikel

3.4.1.1. Nikel Bağlanması Üzerine Biyokütle Boyutunun Etkisi

Daha önceden elek analiziyle farklı tanecik boyutlarına ayrılmış olan kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlerinden 150 mg' lık örnekler alındı. 50 mL, 5 ppm nikel çözeltilerinin başlangıç pH' ları 5' e ayarlanarak değişik tanecik boyutuna sahip biyokütleler ile 20 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle ile çözelti süzülerek birbirinden ayrıldı. Çözeltide kalan Ni miktarı AAS ile tayin edildi. Sonuçlar Tablo 3.2.' de verilmektedir.

Tablo 3.2. Nikel Bağlanması Üzerine Biyokütle Tanecik Boyutunun Etkisi

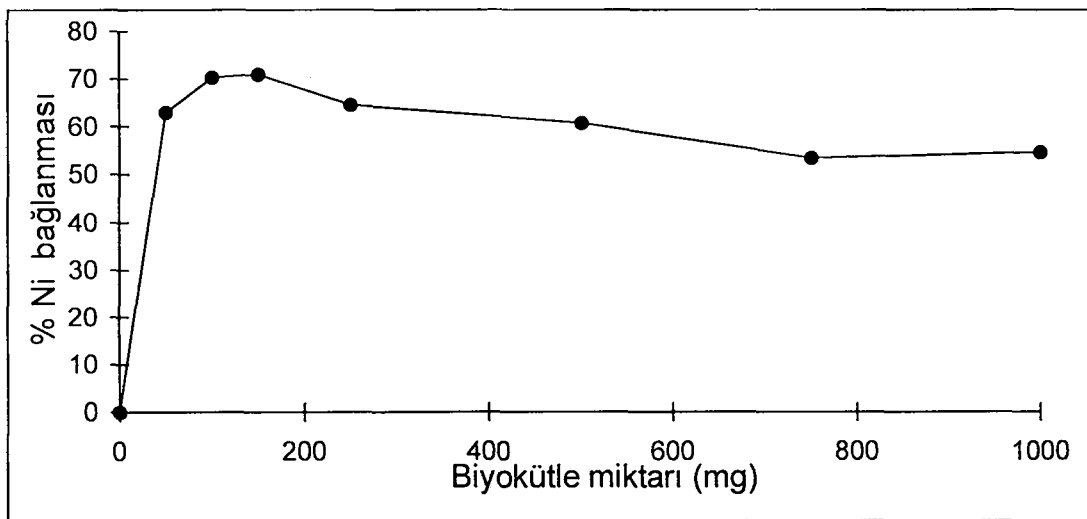
Biyokütle boyutu (μm)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
< 150	6.53	1.446	1.185	71.08
150-355	6.50	1.541	1.153	69.18
355-710	6.17	1.868	1.044	62.64
710-1700	6.03	2.144	0.715	57.12

3.4.1.2. Nikel Bağlanması Üzerine Biyokütle Miktarının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 50-1000 mg arasında tartımlar alındı. Başlangıç pH' sı 4.5' e ayarlanmış olan 50 mL, 5 ppm' lik nikel çözeltileriyle 20 dakika karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.3.' de, biyokütle miktarı ile nikel bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.1.' de görülmektedir.

Tablo 3.3. Biyokütle Miktarının Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi

Biyokütle miktarı (mg)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
50	6.91	1.851	3.149	62.98
100	6.98	1.489	1.756	70.22
150	6.99	1.458	1.181	70.84
250	6.95	1.772	0.646	64.56
500	6.94	1.963	0.304	60.74
750	6.92	2.321	0.179	53.58
1000	6.88	2.270	0.137	54.60



Şekil 3.1. Biyokütle Miktarının Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi

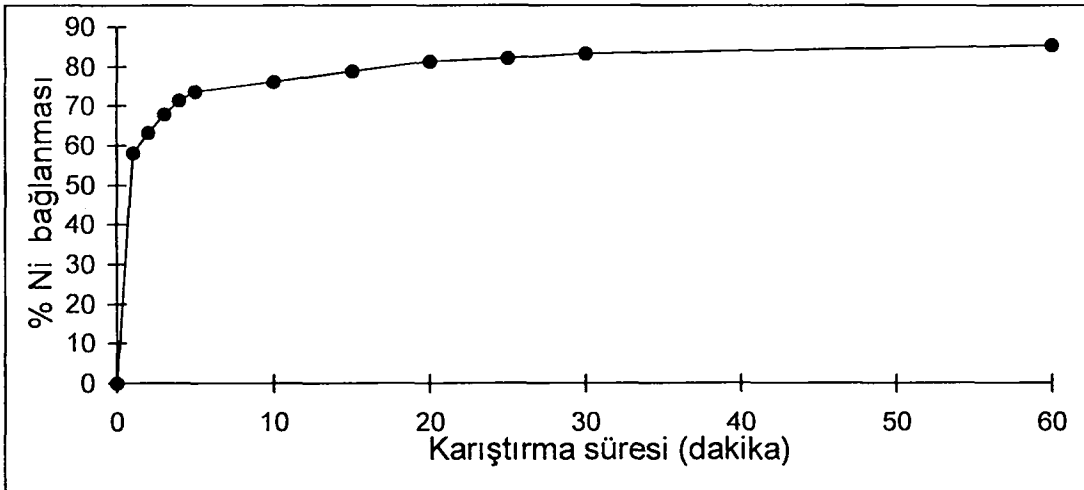


3.4.1.3. Nikel Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi

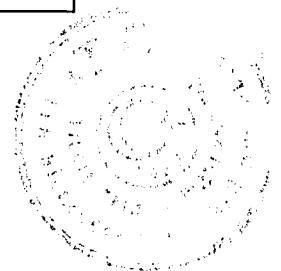
150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 500 mg'lık tartım alınarak, başlangıç pH' sı 5' e ayarlanmış olan 100 mL, 5 ppm' lik nikel çözeltisiyle karıştırıldı. Seçilen zaman aralıklarında 5 mL' lik örnekler alınarak süzülde ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.4.' de, karıştırma süresi ile nikel bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik Şekil 3.2.' de görülmektedir.

Tablo 3.4. Karıştırma Süresinin Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi

Karıştırma süresi (dakika)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
1	6.46	2.095	0.581	58.10
2	6.59	1.932	0.633	63.24
3	6.64	1.782	0.679	67.92
4	6.67	1.687	0.713	71.32
5	6.70	1.655	0.735	73.52
10	6.79	1.586	0.762	76.21
15	6.82	1.504	0.789	78.94
20	6.87	1.435	0.813	81.35
25	6.88	1.490	0.821	82.12
30	6.93	1.519	0.833	83.29
60	7.19	1.461	0.853	85.39



Şekil 3.2. Karıştırma Süresinin Nikel Bağlanması Üzerine Etkisi

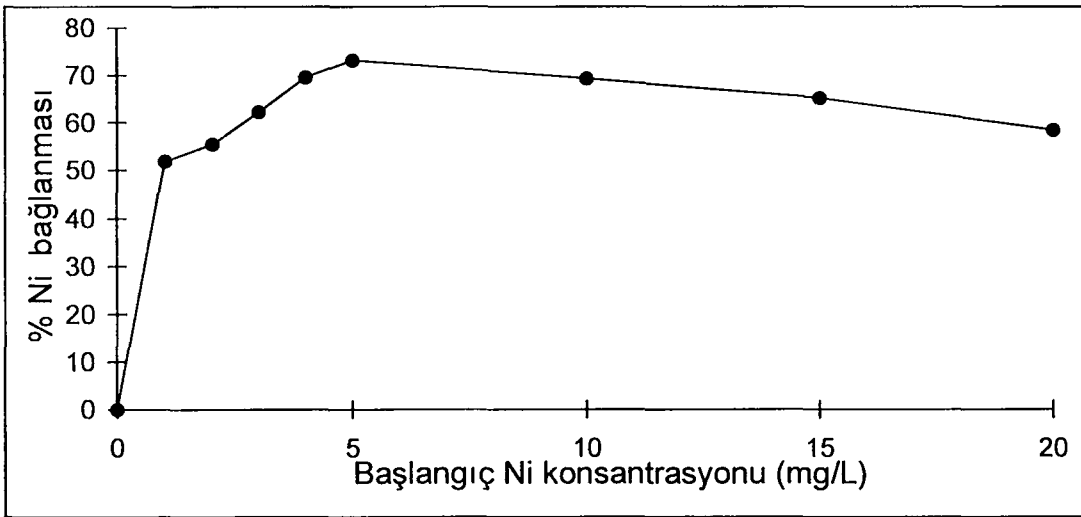


3.4.1.4. Nikel Bağlanması Üzerine Nikel Konsantrasyonunun Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Değişik konsantrasyonlarda (1-20 ppm), 50 mL'lik nikel çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 4.5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.5.'de, başlangıç nikel konsantrasyonu ile nikel bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.3.'de görülmektedir.

Tablo 3.5. Nikel Bağlanması Üzerine Nikel Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıç Ni kons. (mg/L)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
1	6.63	0.481	0.173	51.90
2	6.69	0.890	0.370	55.50
3	6.81	1.129	0.624	62.37
4	6.89	1.221	0.926	69.48
5	6.98	1.339	1.220	73.22
10	6.88	3.061	2.313	69.39
15	6.85	5.202	3.266	65.32
20	6.79	8.303	3.899	58.49



Şekil 3.3. Nikel Bağlanması Üzerine Nikel Konsantrasyonunun Etkisi

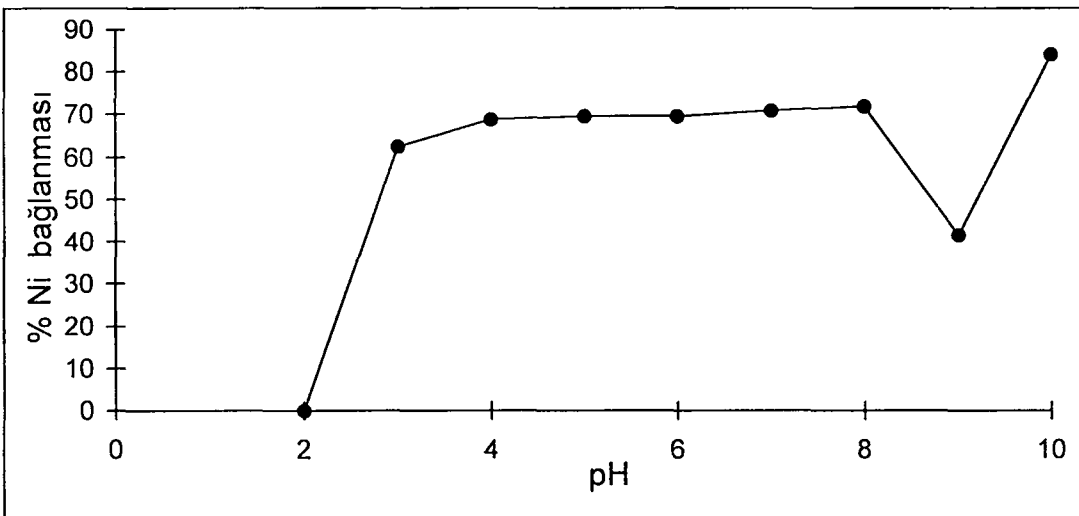


3.4.1.5. Nikel Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm' lik nikel çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzülde ve çözeltilde kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.6.' da, nikel bağlanma yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.4.' de görülmektedir.

Tablo 3.6. Nikel Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

Başlangıç pH	Son pH	Çözeltilde kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
2	2.04	4.995	0.002	0.10
3	5.05	1.876	1.041	62.48
4	6.49	1.552	1.149	68.96
5	6.61	1.525	1.158	69.50
6	6.69	1.518	1.161	69.64
7	7.09	1.450	1.220	71.00
8	7.10	1.339	1.200	72.02
9	8.56	2.917	0.694	41.66
10	9.92	0.794	1.402	84.12



Şekil 3.4. Nikel Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

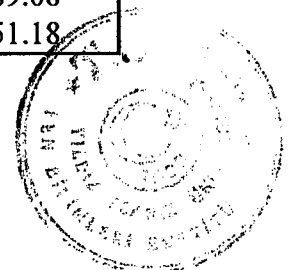


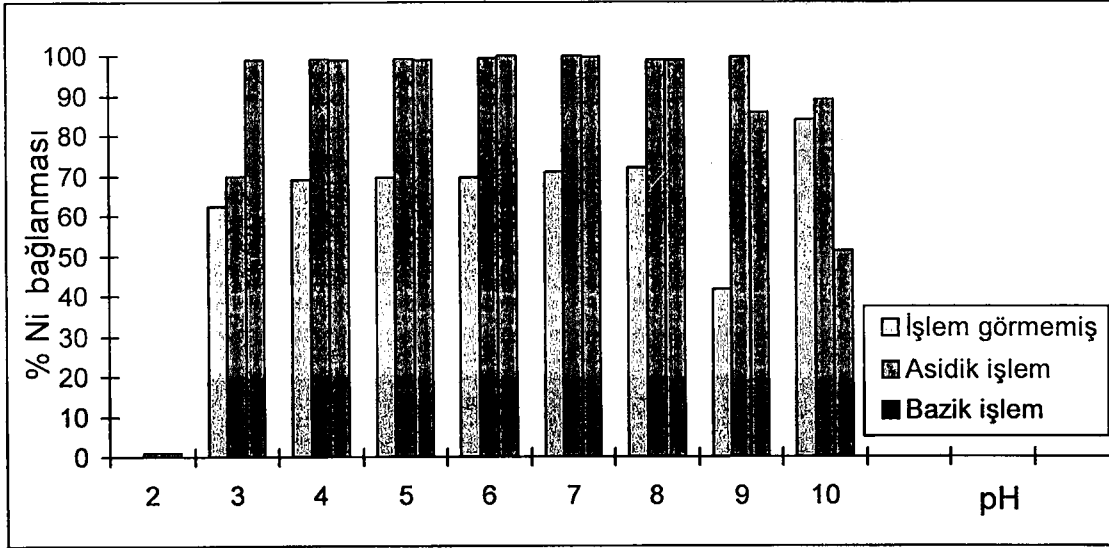
3.4.1.6. Nikel Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan yaklaşık 1 g'lık örnekler 200 mL 1 M HNO₃ ve KOH ile 1 saat süreyle ayrı ayrı karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle HNO₃ yada NH₃ ile nötrale edilerek destile suyla onu takiben de deiyonize suyla yıkandı. 60 ° C' de 48 saat kurutuldu. Bu şekilde asit ve bazla ön yıkama yapılmış örneklerden 150 mg'lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm'lik nikel çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.7.'de, asit ve bazla ön yıkama işlemi görmüş biyokütlenin nikel bağlama yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.5.'de görülmektedir. Aynı şekil üzerinde hiç bir işlem görmemiş biyokütlenin aynı pH aralıklarındaki nikel bağlama yüzdesi de görülmektedir.

Tablo 3.7. Nikel Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Ön yıkama işlemi	Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
HNO ₃ işlem	2	2.04	4.950	0.017	1.00
KOH işlem	2	2.07	4.940	0.020	1.20
HNO ₃ işlem	3	3.47	1.513	1.162	69.74
KOH işlem	3	5.30	0.058	1.647	98.84
HNO ₃ işlem	4	6.52	0.038	1.654	99.24
KOH işlem	4	5.60	0.049	1.650	99.02
HNO ₃ işlem	5	6.03	0.045	1.652	99.10
KOH işlem	5	6.50	0.047	1.651	99.06
HNO ₃ işlem	6	5.63	0.005	1.665	99.90
KOH işlem	6	6.80	0.030	1.657	99.40
HNO ₃ işlem	7	6.00	0.002	1.666	99.96
KOH işlem	7	6.97	0.019	1.660	99.62
HNO ₃ işlem	8	6.50	0.007	1.664	98.86
KOH işlem	8	7.02	0.047	1.651	99.06
HNO ₃ işlem	9	7.03	0.011	1.663	99.78
KOH işlem	9	8.82	0.711	1.430	85.78
HNO ₃ işlem	10	9.70	0.546	1.485	89.08
KOH işlem	10	9.84	2.441	0.853	51.18





Şekil 3.5. Nikel Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

3.4.1.7. Nikel Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi

50 mL, 5 ppm' lik nikel çözeltisi içerisinde 50 mg EDTA çözüldü ve çözeltinin pH' ı 5' e ayarlandı. 150-355 µm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan 150 mg' lık tartım bu çözeltiye ilave edildi ve 20 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek çözeltilerde kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Şahit deneme için 50 mg EDTA saf su içerisinde çözülerek pH' ı 5' e ayarlandı ve aynı şartlarda deney tekrarlandı. Elde edilen sonuçlar Tablo 3.8.' de görülmektedir.

Tablo 3.8. Nikel Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi

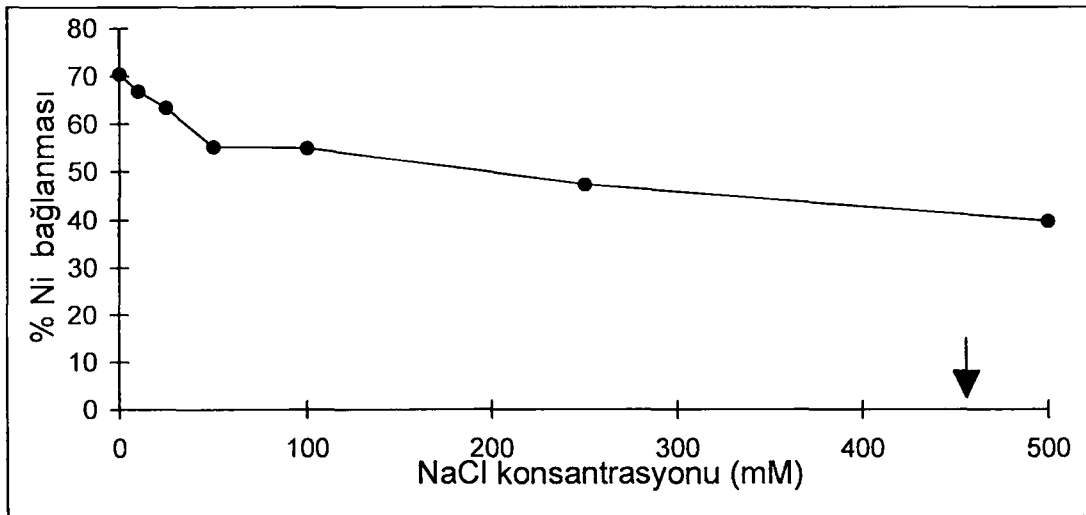
	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
50 mg EDTA	6.41	5.110	-0.037	-5.50
Şahit deneme	6.50	0.040	-0.013	-2.00

3.4.1.8. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (10-500 mM) NaCl içeren 50 mL 5 ppm'lik nikel çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.9.'da, NaCl konsantrasyonu ile nikel bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.6.'da görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama NaCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir (Ramelow et al., 1992).

Tablo 3.9. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Tuzunun Bulunmasının Etkisi

NaCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
0	7.13	1.480	1.173	70.40
10	7.15	1.659	1.114	66.82
25	7.16	1.828	1.057	63.44
50	7.36	2.239	0.920	55.22
100	7.12	2.252	0.916	54.96
250	7.20	2.630	0.790	47.40
500	7.11	3.021	0.660	39.58



Şekil 3.6. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

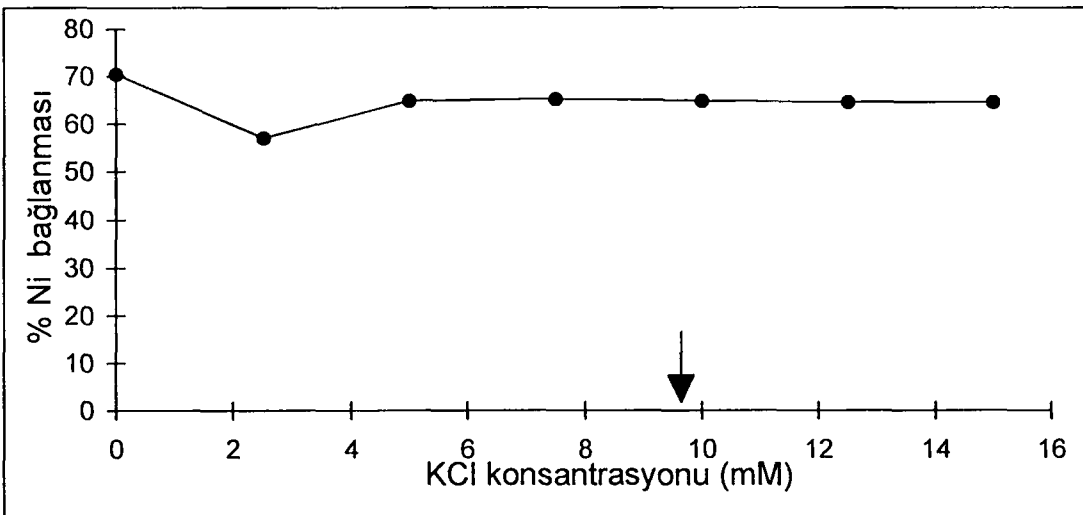


3.4.1.9. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş Su Sumbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-15 mM) KCl içeren 50 mL 5 ppm'lik nikel çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.10.'da, KCl konsantrasyonu ile nikel bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.7.'de görülmektedir. Deniz suundaki ortalama KCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.10. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

KCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
0.0	7.13	1.480	1.173	70.40
2.5	7.64	2.138	0.954	57.24
5.0	7.22	1.761	1.080	64.78
7.5	7.17	1.739	1.087	65.22
10.0	7.14	1.758	1.081	64.84
12.5	7.09	1.770	1.077	64.60
15.0	7.09	1.770	1.077	64.60



Şekil 3.7. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

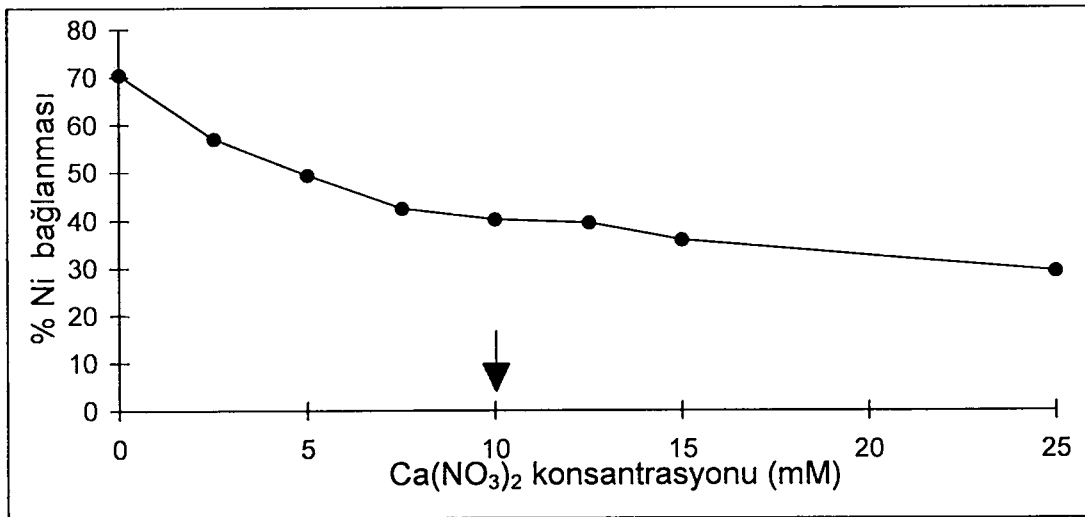


3.4.1.10. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-25 mM) $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ içeren 50 mL 5 ppm'lik nikel çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.11.'de, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu ile nikel bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.8.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.11. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
0.0	7.13	1.480	1.173	70.40
2.5	6.77	2.141	0.953	57.18
5.0	6.68	2.529	0.824	49.42
7.5	6.67	2.878	0.707	42.44
10.0	6.65	2.989	0.670	40.22
12.5	6.61	3.031	0.656	39.38
15.0	6.52	3.212	0.596	35.76
25.0	6.52	3.539	0.487	29.22



Şekil 3.8. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

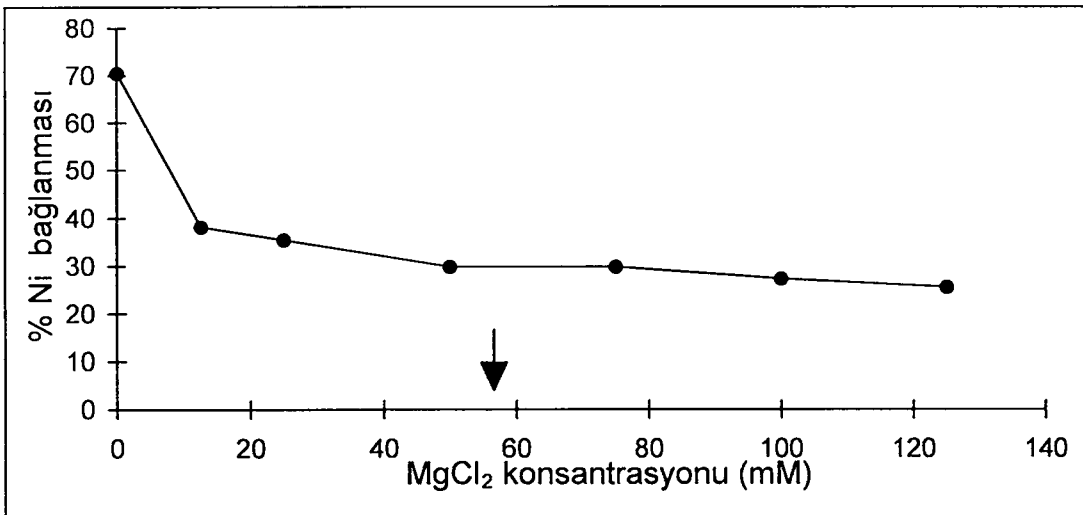


3.4.1.11. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

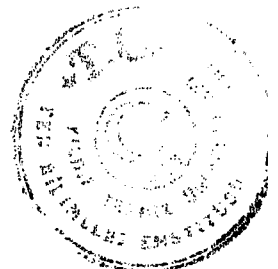
Kurutulmuş Su Sumbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-125 mM) $MgCl_2$ içeren 50 mL 5 ppm'lik nikel çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan nikel miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.12.'de, $MgCl_2$ konsantrasyonu ile nikel bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.9.'da görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $MgCl_2$ konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.12. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

$MgCl_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Ni (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Ni (mg/g)	% Ni bağlanması
0.0	7.13	1.480	1.173	70.40
12.5	7.33	3.098	0.634	38.04
25.0	7.33	3.230	0.590	35.40
50.5	7.12	3.510	0.497	29.80
75.0	6.86	3.521	0.493	29.58
100.5	6.97	3.639	0.454	27.22
125.0	6.94	3.732	0.423	25.36



Şekil 3.9. Nikel Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi



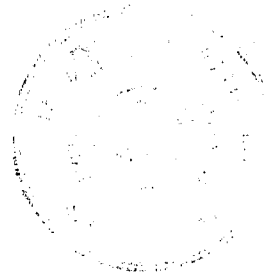
3.4.2. Bakır

3.4.2.1. Bakır Bağlanması Üzerine Biyokütle Boyutunun Etkisi

Daha önceden elek analiziyle farklı tanecik boyutlarına (0-1700 µm arası) ayrılmış olan kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg' lık örnekler alındı. 50 mL, 5 ppm bakır çözeltilerinin başlangıç pH' ları 5' e ayarlanarak değişik tanecik boyutuna sahip biyokütleler ile 20 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle ile çözelti süzülerek birbirinden ayrıldı. Çözeltide kalan Cu miktarı AAS ile tayin edildi. Sonuçlar Tablo 3.13.' de verilmektedir.

Tablo 3.13. Bakır Bağlanması Üzerine Biyokütle Tanecik Boyutunun Etkisi

Biyokütle Boyutu (µm)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
< 150	6.50	0.876	1.375	82.48
150-355	6.30	1.034	1.322	79.32
355-710	6.07	1.489	1.170	70.22
710-1700	5.77	1.760	1.080	64.60

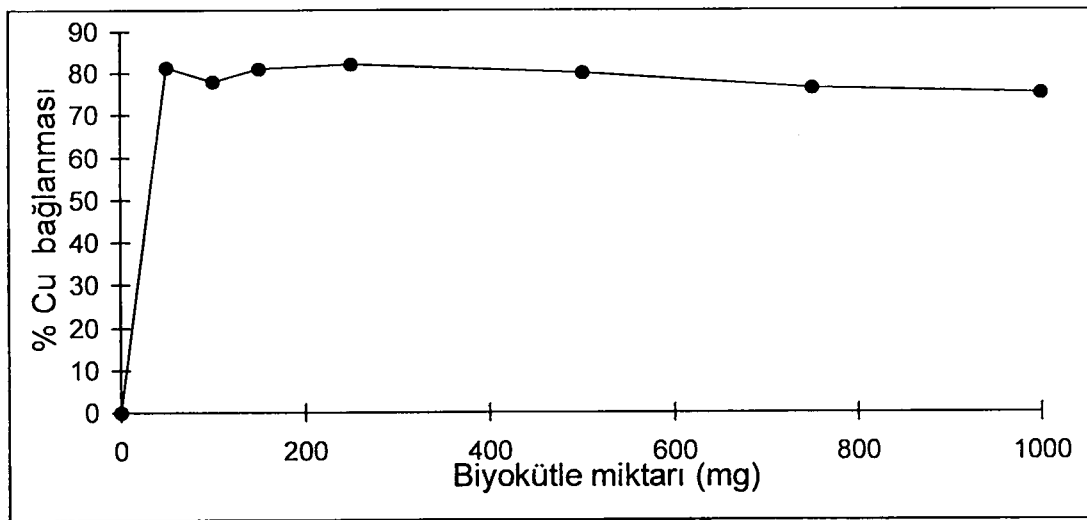


3.4.2.2. Bakır Bağlanması Üzerine Biyokütle Miktarının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 50-1000 mg arasında tartımlar alındı. Başlangıç pH' sı 7' ye ayarlanmış olan 50 mL, 5 ppm' lik bakır çözeltileriyle 20 dakika karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.14' de, biyokütle miktarı ile bakır bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.10' da görülmektedir.

Tablo 3.14. Biyokütle Miktarının Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi

Biyokütle miktarı (mg)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
50	7.10	0.932	4.068	81.36
100	7.10	1.101	1.950	77.98
150	7.10	0.950	1.350	81.00
250	7.19	0.892	0.822	82.16
500	7.24	0.991	0.401	80.18
750	7.20	1.120	0.259	77.60
1000	7.20	1.239	0.188	75.22



Şekil 3.10. Biyokütle Miktarının Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi

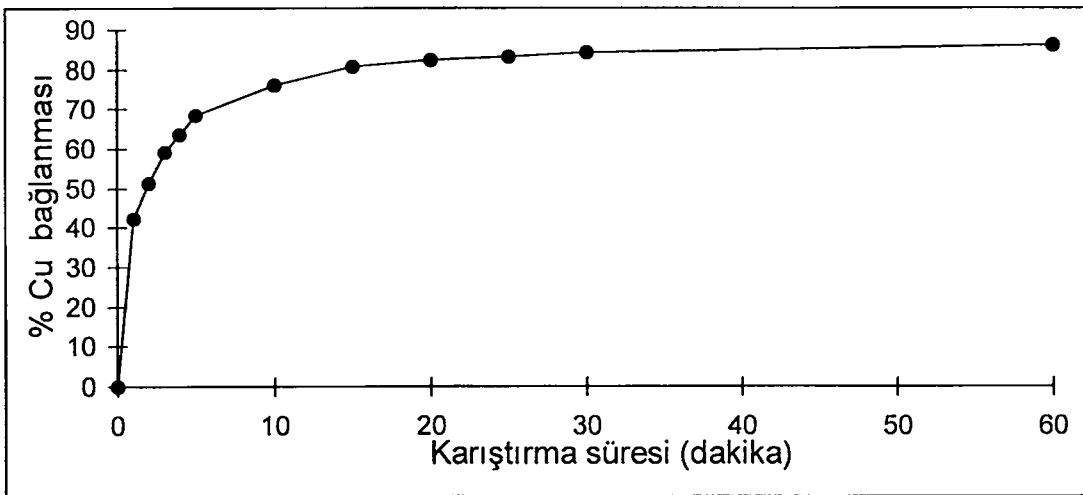


3.4.2.3. Bakır Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 500 mg'lık tartım alınarak, başlangıç pH' sı 5' e ayarlanmış olan 100 mL, 5 ppm' lik bakır çözeltisiyle karıştırıldı. Seçilen zaman aralıklarında 5 mL' lik örnekler alınarak süzülür ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.15' de, karıştırma süresi ile bakır bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik Şekil 3.11' de görülmektedir.

Tablo 3.15. Karıştırma Süresinin Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi

Karıştırma süresi (dakika)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
1	7.50	2.890	0.422	42.20
2	7.49	2.563	0.513	51.31
3	7.48	2.267	0.592	59.20
4	7.47	2.151	0.634	63.42
5	7.47	1.980	0.683	68.32
10	7.48	1.587	0.762	76.20
15	7.47	1.382	0.807	80.65
20	7.46	1.362	0.823	82.30
25	7.44	1.393	0.833	83.28
30	7.40	1.421	0.844	84.37
60	7.45	1.386	0.861	86.14



Şekil 3.11. Karıştırma Süresinin Bakır Bağlanması Üzerine Etkisi

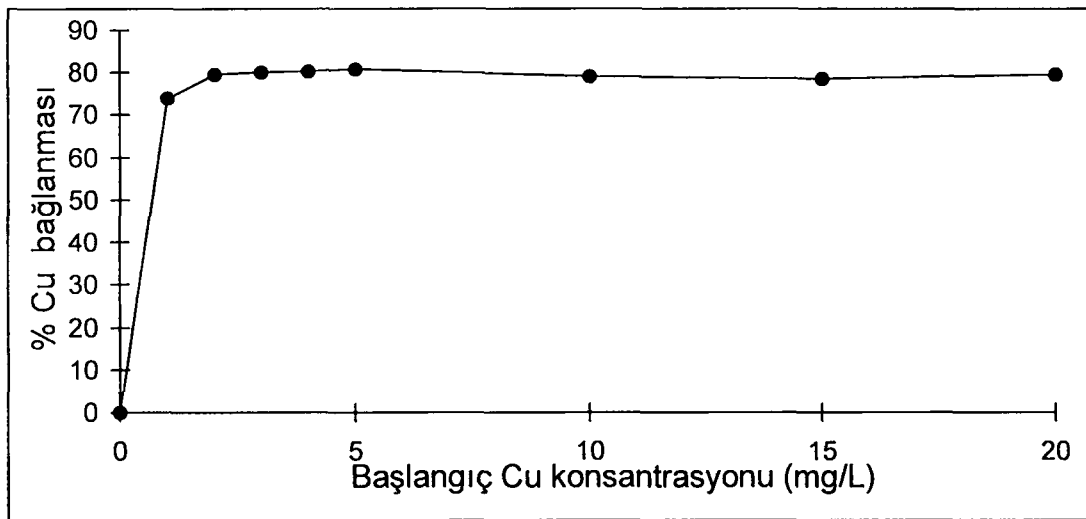


3.4.2.4. Bakır Bağlanması Üzerine Bakır Konsantrasyonunun Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Değişik konsantrasyonlarda (1-20 ppm), 50 mL'lik bakır çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 4.5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.16.'da, başlangıç bakır konsantrasyonu ile bakır bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.12' de görülmektedir.

Tablo 3.16. Bakır Bağlanması Üzerine Bakır Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıç Cu kons. (mg/L)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
1	7.00	0.260	0.247	74.00
2	7.06	0.408	0.531	79.60
3	7.09	0.601	0.780	79.97
4	7.00	0.784	1.072	80.40
5	7.11	0.965	1.345	80.70
10	7.24	2.100	2.633	79.00
15	7.32	3.240	3.920	78.40
20	7.42	4.092	5.303	79.54



Şekil 3.12. Bakır Bağlanması Üzerine Bakır Konsantrasyonunun Etkisi

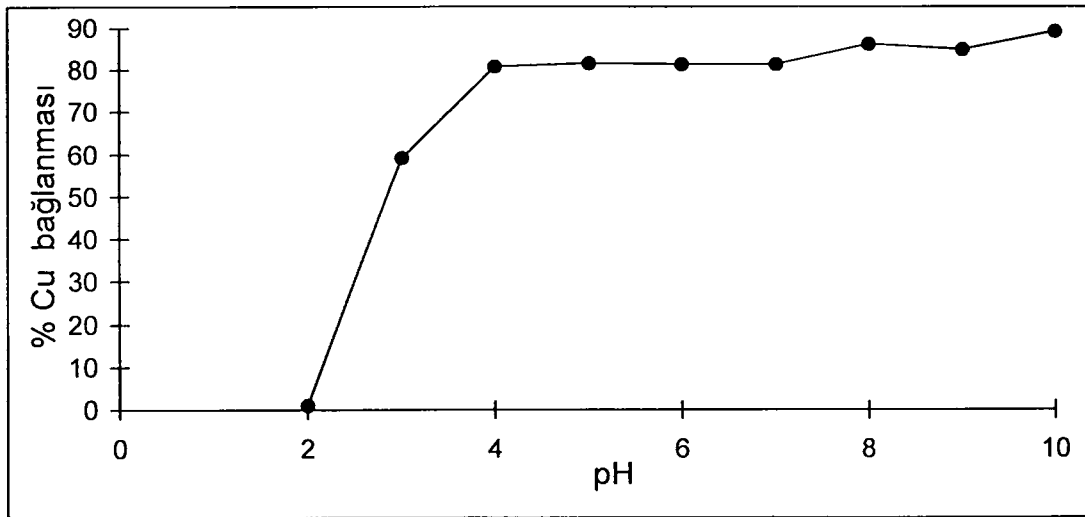


3.4.2.5. Bakır Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm' lik bakır çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzülde ve çözeltilde kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.17.' de, bakır bağlanma yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.13.' de görülmektedir.

Tablo 3.17. Bakır Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

Başlangıç pH	Son pH	Çözeltilde kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
2	2.17	4.954	0.015	0.92
3	3.84	2.043	0.986	59.14
4	6.58	0.957	1.348	80.86
5	6.85	0.919	1.360	81.62
6	6.85	0.934	1.355	81.32
7	7.22	0.934	1.355	81.32
8	7.73	0.692	1.436	86.16
9	8.12	0.750	1.417	85.00
10	9.58	0.537	1.488	89.26



Şekil 3.13. Bakır Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi



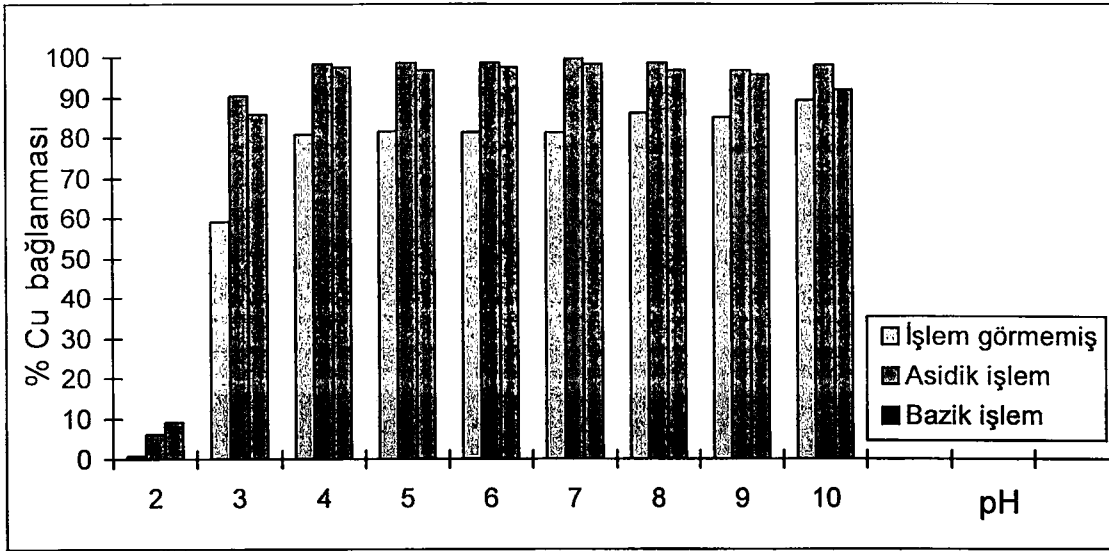
3.4.2.6. Bakır Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan yaklaşık 1 g' lık örnekler 200 mL 1 M HNO₃ ve KOH ile 1 saat süreyle ayrı ayrı karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle HNO₃ yada NH₃ ile nötrale edilerek destile suyla onu takiben de deiyonize suyla yıkandı. 60 ° C' de 48 saat kurutuldu. Bu şekilde asit ve bazla ön yıkama yapılmış örneklerden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm' lik bakır çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.18.' de, asit ve bazla ön yıkama işlemi görmüş biyokütlenin bakır bağlama yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.14.' de görülmektedir. Aynı şekil üzerinde hiç bir işlem görmemiş biyokütlenin aynı pH aralıklarındaki bakır bağlama yüzdeleri de görülmektedir.

Tablo 3.18. Bakır Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Ön yıkama işlemi	Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
HNO ₃ işlem	2	1.97	4.691	0.103	6.18
KOH işlem	2	2.02	4.543	0.152	9.14
HNO ₃ işlem	3	3.34	0.481	1.506	90.38
KOH işlem	3	4.85	0.704	1.432	85.92
HNO ₃ işlem	4	5.42	0.084	1.639	98.32
KOH işlem	4	6.74	0.125	1.625	97.50
HNO ₃ işlem	5	5.69	0.073	1.642	98.54
KOH işlem	5	7.04	0.163	1.612	96.74
HNO ₃ işlem	6	5.91	0.064	1.645	98.72
KOH işlem	6	7.46	0.126	1.625	97.48
HNO ₃ işlem	7	6.34	0.014	1.662	99.72
KOH işlem	7	7.56	0.080	1.640	98.40
HNO ₃ işlem	8	6.89	0.065	1.645	98.70
KOH işlem	8	8.25	0.154	1.615	96.92
HNO ₃ işlem	9	8.65	0.154	1.615	96.92
KOH işlem	9	8.91	0.211	1.596	95.78
HNO ₃ işlem	10	9.95	0.099	1.634	98.02
KOH işlem	10	9.77	0.396	1.535	92.08





Şekil 3.14. Bakır Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

3.4.2.7. Bakır Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi

50 mL, 5 ppm' lik bakır çözeltisi içerisinde 50 mg EDTA çözüldü ve çözeltinin pH' sı 5' e ayarlandı. 150-355 μ m tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan 150 mg' lık tartım bu çözeltiye ilave edildi ve 20 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Şahit deneme için 50 mg EDTA saf su içerisinde çözülerek pH' sı 5' e ayarlandı ve aynı şartlarda deney tekrarlandı. Elde edilen sonuçlar Tablo 3.19.' da görülmektedir.

Tablo 3.19. Bakır Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi

	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
50 mg EDTA	4.78	5.178	-0.059	-8.75
Şahit deneme	5.10	0.108	-0.036	-5.40

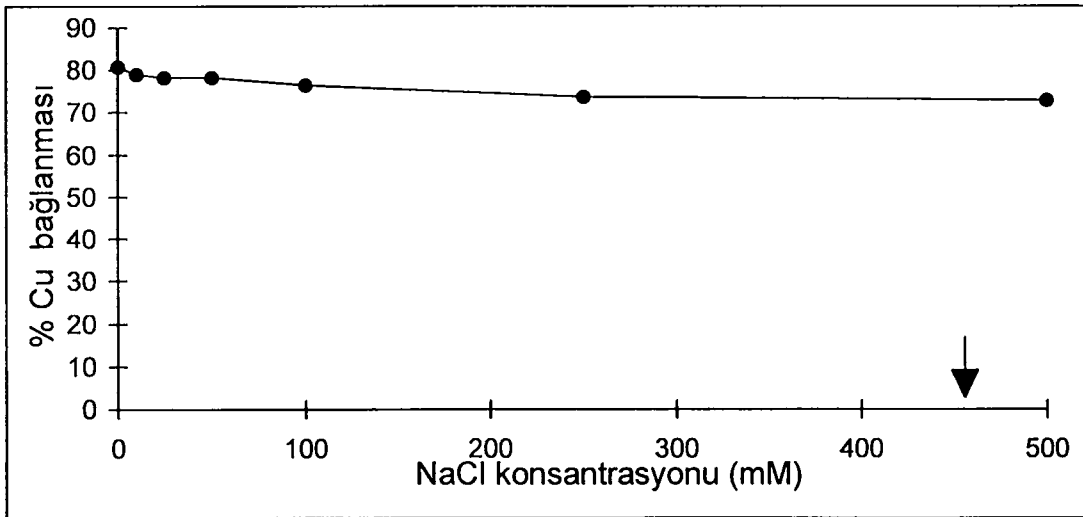


3.4.2.8. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

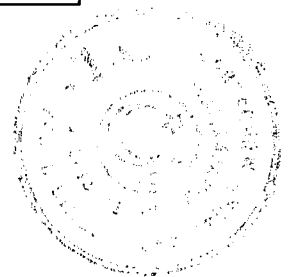
150-355 μm tanecik boyutundaki kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (10-500 mM) NaCl içeren 50 mL 5 ppm'lik bakır çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.20.'de, NaCl konsantrasyonu ile bakır bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.15.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama NaCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.20. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

NaCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
0	6.70	0.954	1.349	80.92
10	6.72	1.043	1.319	79.14
25	6.67	1.088	1.304	78.24
50	6.64	1.092	1.303	78.16
100	6.52	1.172	1.276	76.56
250	6.37	1.317	1.228	73.66
500	6.42	1.354	1.215	72.92



Şekil 3.15. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

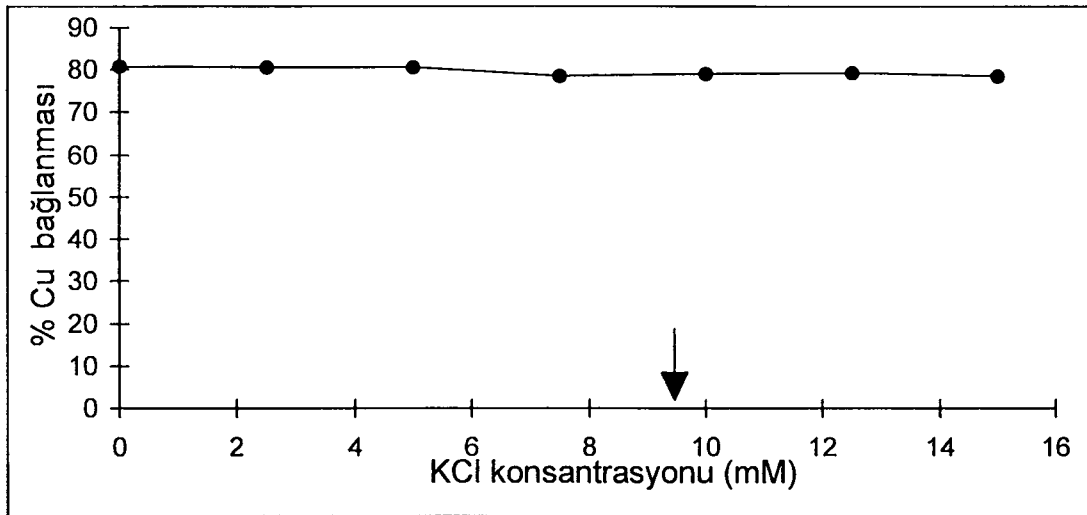


3.4.2.9. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

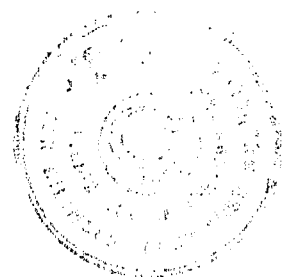
150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş Su Sumbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-15 mM) KCl içeren 50 mL 5 ppm'lik bakır çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.21.'de, KCl konsantrasyonu ile bakır bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.16.'da görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama KCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.21. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

KCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
0.0	6.70	0.954	1.349	80.92
2.5	6.50	0.972	1.343	80.56
5.0	6.48	0.973	1.342	80.54
7.5	6.47	1.074	1.309	78.52
10.0	6.70	1.050	1.317	79.00
12.5	6.70	1.035	1.322	79.30
15.0	6.72	1.080	1.307	78.40



Şekil 3.16. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

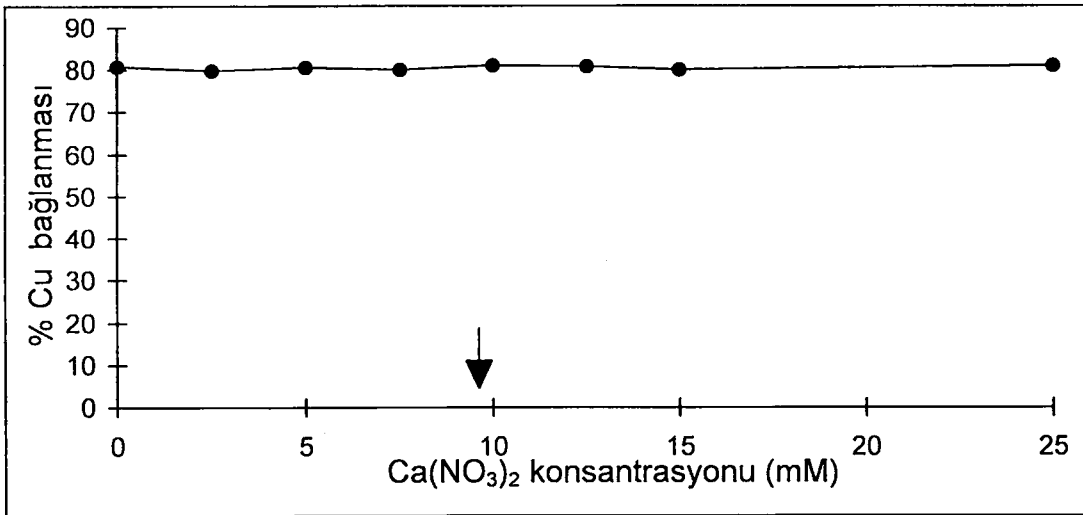


3.4.2.10. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

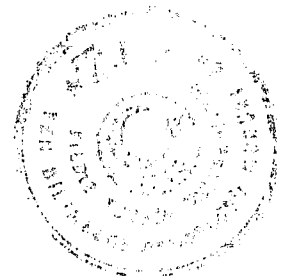
Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-25 mM) $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ içeren 50 mL 5 ppm'lik bakır çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5' e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.22.'de, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu ile bakır bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.17.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.22. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
0.0	6.70	0.954	1.349	80.92
2.5	6.45	1.005	1.332	79.90
5.0	6.38	0.977	1.341	80.46
7.5	6.33	0.998	1.334	80.04
10.0	6.06	0.945	1.352	81.10
12.5	6.02	0.965	1.345	80.70
15.0	6.10	0.998	1.334	80.04
25.0	6.05	0.947	1.351	81.06



Şekil 3.17. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

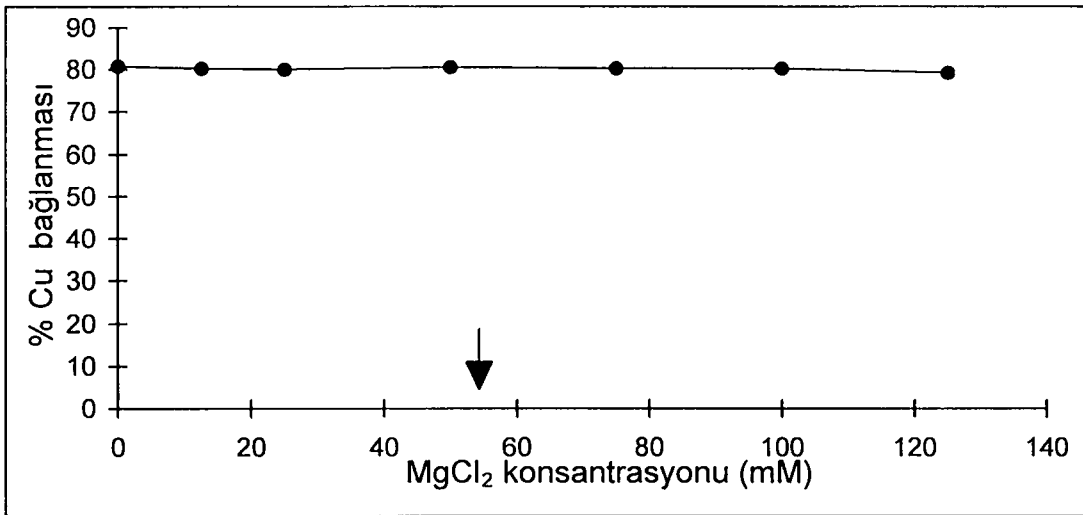


3.4.2.11. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-125 mM) $MgCl_2$ içeren 50 mL 5 ppm'lik bakır çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan bakır miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.23.'de, $MgCl_2$ konsantrasyonu ile bakır bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.18.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $MgCl_2$ konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.23. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

$MgCl_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cu (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cu (mg/g)	% Cu bağlanması
0.0	6.70	0.954	1.349	80.92
12.5	6.43	0.983	1.339	80.34
25.0	6.30	0.993	1.336	80.14
50.5	6.30	0.976	1.341	80.48
75.0	6.24	0.985	1.338	80.30
100.5	6.21	0.980	1.340	80.40
125.0	6.22	1.034	1.322	79.32



Şekil 3.18. Bakır Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi



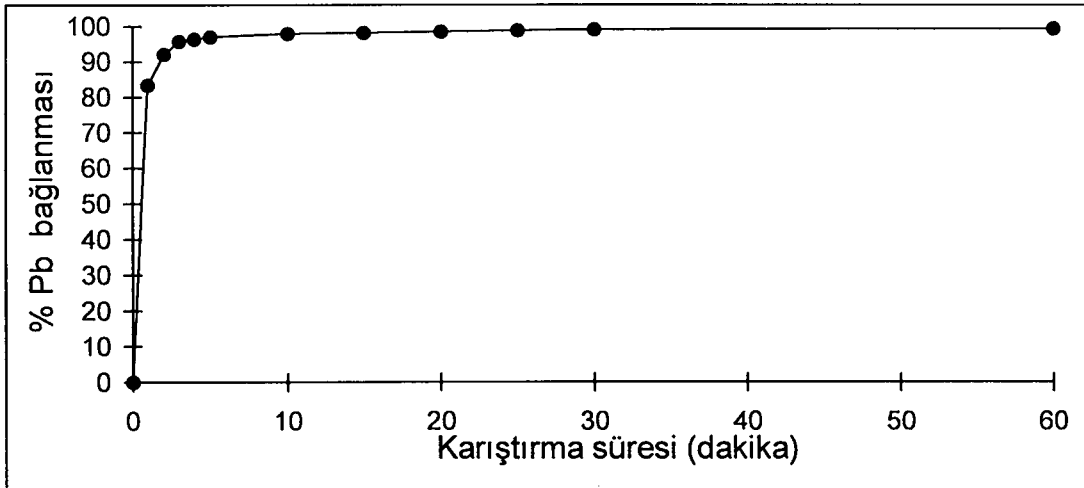
3.4.3. Kurşun

3.4.3.1. Kurşun Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi

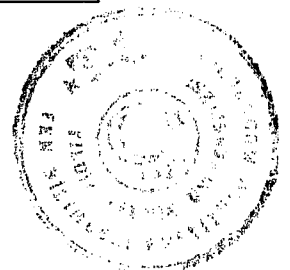
pH' ısı 5' e ayarlanmış olan 100 mL, 20 ppm' lik kurşun çözeltisiyle 250 mg bitki kökü karıştırıldı. Seçilen zaman aralıklarında 5 mL'lik örnekler alınarak süzüldü. Çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.24' de, karıştırma süresi ile kurşun bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik Şekil 3.19' da görülmektedir.

Tablo 3.24. Karıştırma Süresinin Kurşun Bağlanması Üzerine Etkisi

Karıştırma süresi (dakika)	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
1	6.14	3.337	6.663	83.42
2	6.30	1.660	7.369	92.12
3	6.37	0.962	7.654	95.67
4	6.41	0.821	7.721	96.51
5	6.43	0.732	7.766	97.07
10	6.51	0.595	7.822	97.77
15	6.57	0.477	7.866	98.33
20	6.62	0.465	7.879	98.49
25	6.67	0.412	7.901	98.76
30	6.71	0.307	7.932	99.16
60	6.89	0.267	7.947	99.33



Şekil 3.19. Karıştırma Süresinin Kurşun Bağlanması Üzerine Etkisi

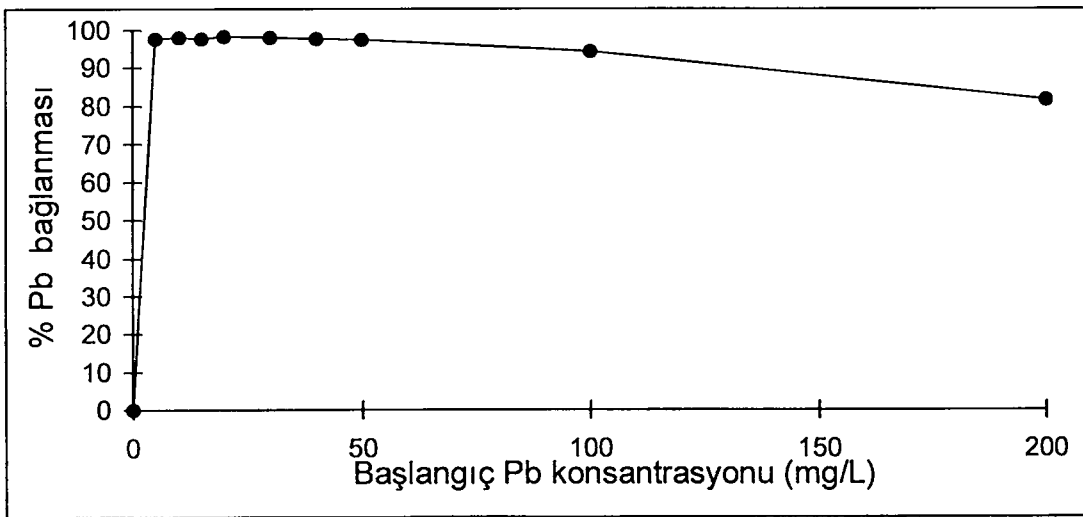


3.4.3.2. Kurşun Bağlanması Üzerine Kurşun Konsantrasyonunun Etkisi

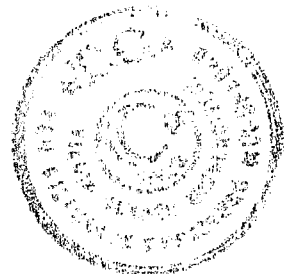
150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Değişik konsantrasyonlarda (5-200 ppm), 50 mL'lik kurşun çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.25.'de, başlangıç kurşun konsantrasyonu ile kurşun bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.20' de görülmektedir.

Tablo 3.25. Kurşun Bağlanması Üzerine Kurşun Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıç Pb kons. (mg/L)	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
5	6.70	0.118	1.627	97.64
10	6.66	0.187	3.271	98.13
15	6.63	0.329	4.890	97.80
20	6.57	0.345	6.552	98.28
30	6.51	0.617	9.794	97.94
40	6.48	0.915	13.028	97.71
50	6.42	1.332	16.223	97.34
100	5.80	5.604	31.465	94.40
200	5.43	36.590	54.470	81.71



Şekil 3.20. Kurşun Bağlanması Üzerine Kurşun Konsantrasyonunun Etkisi

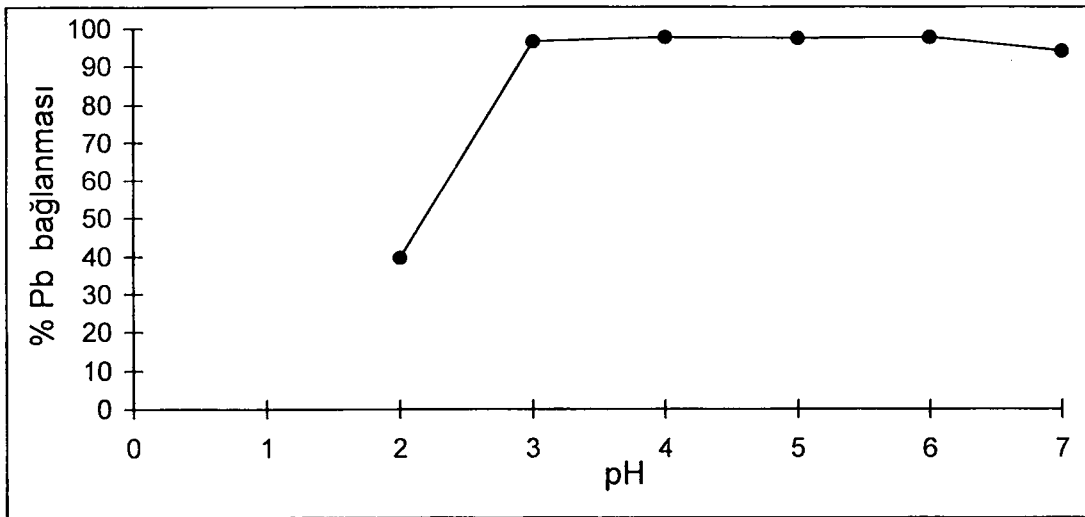


3.4.3.3. Kurşun Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş Su Sumbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 50 ppm' lik kurşun çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 7 arasında ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.26.'da, kurşun bağlanma yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.21.' de görülmektedir.

Tablo 3.26. Kurşun Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
2	2.12	30.200	6.600	39.60
3	4.69	1.722	16.093	96.56
4	6.17	1.153	16.282	97.69
5	6.42	1.332	16.223	97.34
6	6.57	1.202	16.266	97.60
7	7.05	3.004	15.665	93.99



Şekil 3.21. Kurşun Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi



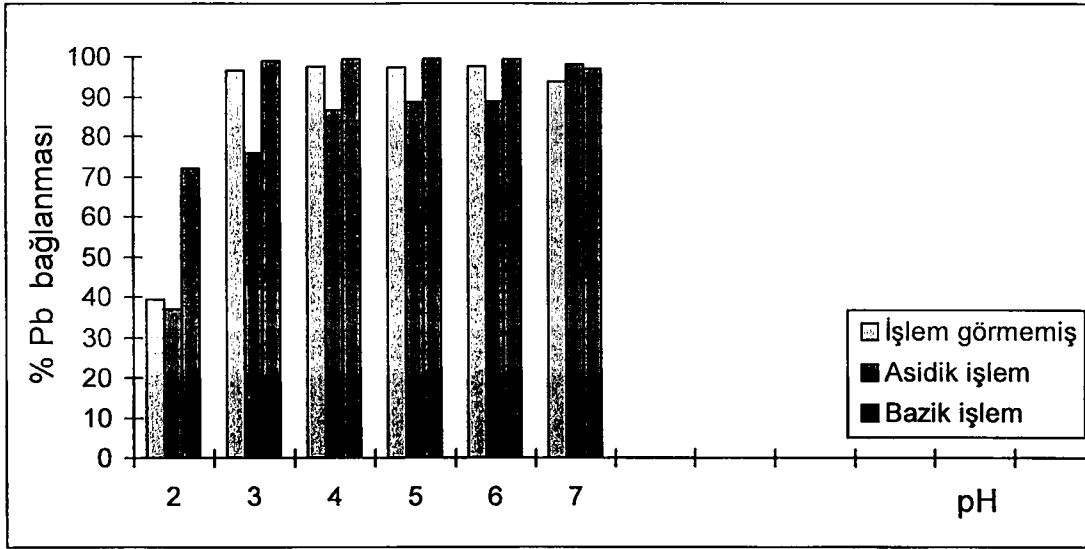
3.4.3.4. Kurşun Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan yaklaşık 1 g'lık örnekler 200 mL 1 M HNO₃ ve KOH ile 1 saat süreyle ayrı ayrı karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle HNO₃ yada NH₃ ile nötralize edilerek destile suyla onu takiben de deiyonize suyla yıkandı. 60 ° C' de 48 saat kurutuldu. Bu şekilde asit ve bazla ön yıkama yapılmış örneklerden 150 mg'lık tartımlar alındı. 50 mL, 50 ppm'lik kurşun çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.27.'de, asit ve bazla ön yıkama işlemi görmüş biyokütlenin kurşun bağlama yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.22.'de görülmektedir. Aynı şekil üzerinde hiç bir işlem görmemiş biyokütlenin aynı pH aralıklarındaki kurşun bağlama yüzdeleri de görülmektedir.

Tablo 3.27. Kurşun Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Ön yıkama işlemi	Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
HNO ₃ işlem	2	2.065	31.530	6.157	36.94
KOH işlem	2	2.470	14.040	11.987	71.92
HNO ₃ işlem	3	3.205	12.195	12.602	75.61
KOH işlem	3	5.650	0.566	16.478	98.87
HNO ₃ işlem	4	3.745	6.663	14.446	86.67
KOH işlem	4	6.640	0.309	16.564	99.38
HNO ₃ işlem	5	4.140	5.796	14.735	88.41
KOH işlem	5	6.440	0.256	16.581	99.49
HNO ₃ işlem	6	5.325	5.550	14.817	88.90
KOH işlem	6	6.520	0.234	16.589	99.53
HNO ₃ işlem	7	6.410	0.974	16.345	98.05
KOH işlem	7	7.055	1.484	16.172	97.03





Şekil 3.22. Kurşun Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

3.4.3.5. Kurşun Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi

50 mL, 50 ppm' lik kurşun çözeltisi içerisinde 50 mg EDTA çözüldü ve çözeltinin pH' sı 5' e ayarlandı. 150-355 µm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan 150 mg' lık tartım bu çözeltiye ilave edildi ve 20 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Şahit deneme için 50 mg EDTA saf su içerisinde çözülerek pH' sı 5' e ayarlandı ve aynı şartlarda deney tekrarlandı. Elde edilen sonuçlar Tablo 3.28' de görülmektedir.

Tablo 3.28. Kurşun Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi

	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
50 mg EDTA	4.79	50.670	-0.223	-1.34
Şahit deneme	8.87	0.359	-0.120	-0.72

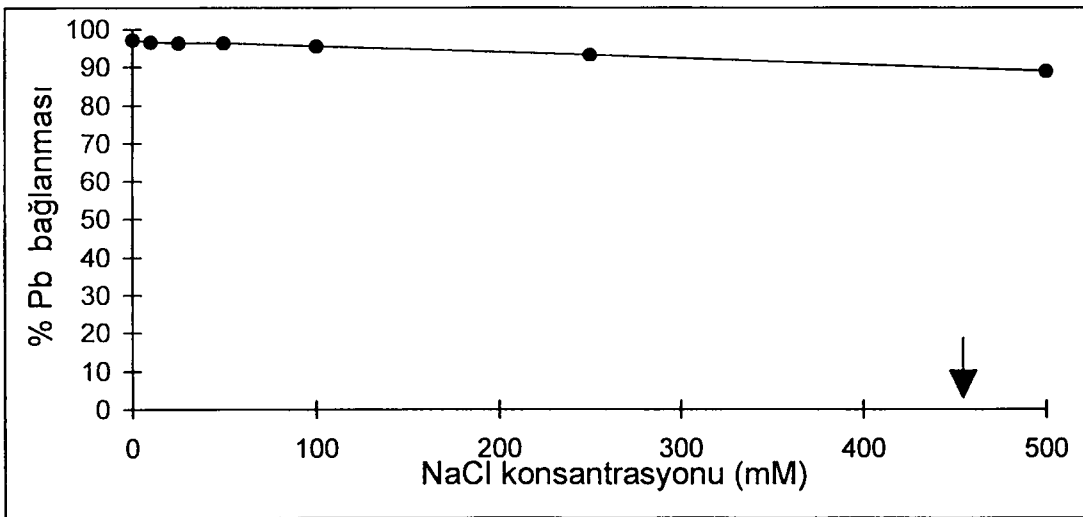


3.4.3.6. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutundaki kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (10-500 mM) NaCl içeren 50 mL 50 ppm'lik kurşun çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.29.'da, NaCl konsantrasyonu ile kurşun bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.23' de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama NaCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.29. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

NaCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
0	6.28	1.475	16.175	97.05
10	6.20	1.735	16.088	96.53
25	6.19	1.805	16.065	96.39
50	6.18	1.891	16.036	96.22
100	6.17	2.223	15.922	95.53
250	6.15	3.364	15.545	93.27
500	6.13	5.446	14.818	88.91



Şekil 3.23. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

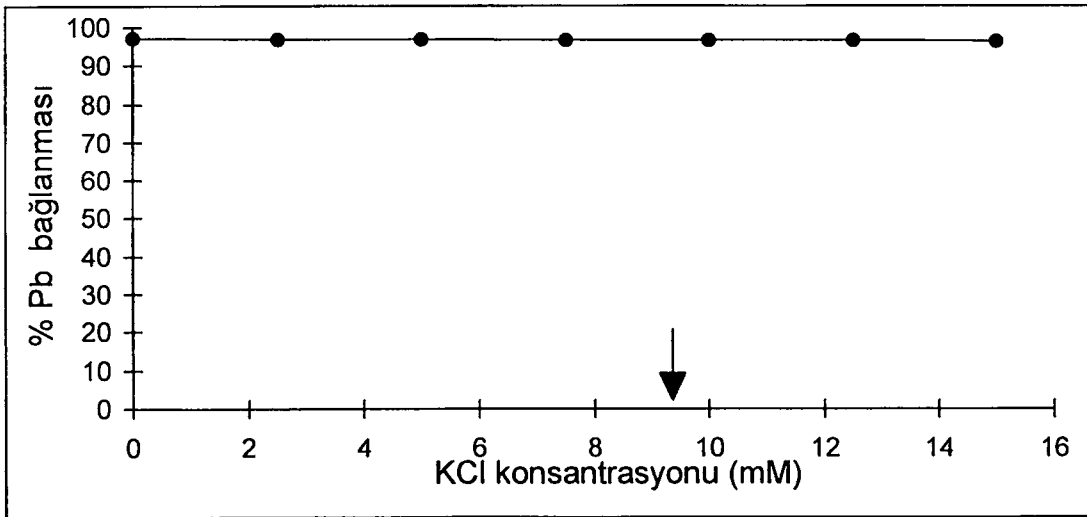


3.4.3.7. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

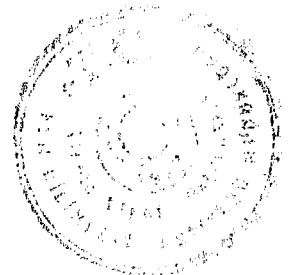
150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş Su Sumbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-15 mM) KCl içeren 50 mL 50 ppm'lik kurşun çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.30.'da, KCl konsantrasyonu ile kurşun bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.24.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama KCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.30. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

KCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
0.0	6.28	1.485	16.175	97.05
2.5	6.26	1.564	16.145	96.87
5.0	6.22	1.593	16.136	96.81
7.5	6.25	1.635	16.122	96.73
10.0	6.22	1.685	16.105	96.63
12.5	6.26	1.761	16.080	96.48
15.0	6.18	1.904	16.032	96.19



Şekil 3.24. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

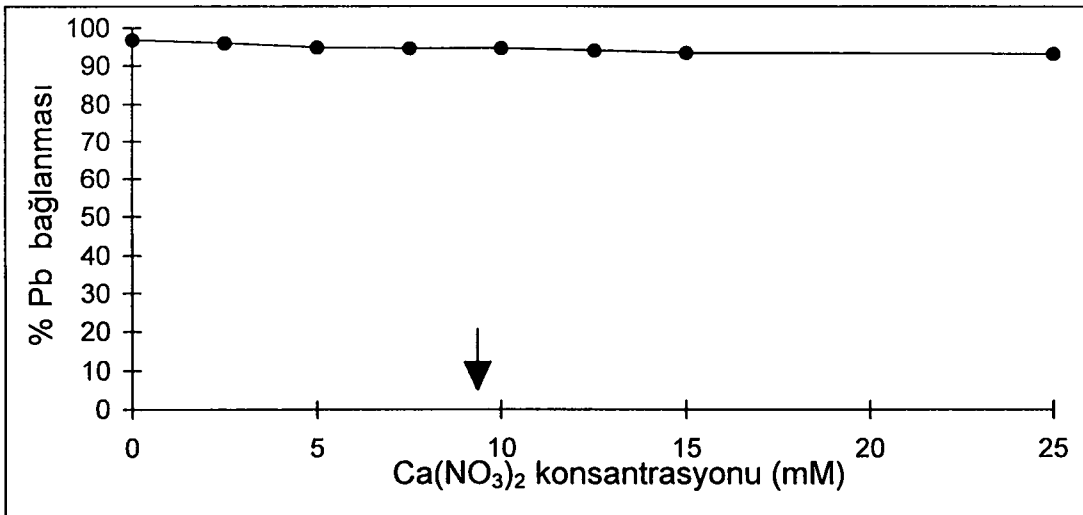


3.4.3.8. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-25 mM) $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ içeren 50 mL 50 ppm'lik kurşun çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.31.'de, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu ile kurşun bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.25.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.31. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
0.0	6.21	1.610	16.130	96.78
2.5	6.04	1.999	16.000	96.00
5.0	5.68	2.624	15.792	94.76
7.5	5.60	2.697	15.768	94.60
10.0	5.79	2.750	15.750	94.50
12.5	5.90	3.016	15.661	93.97
15.0	5.87	3.260	15.580	93.48
25.0	5.80	3.372	15.543	93.26



Şekil 3.25. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

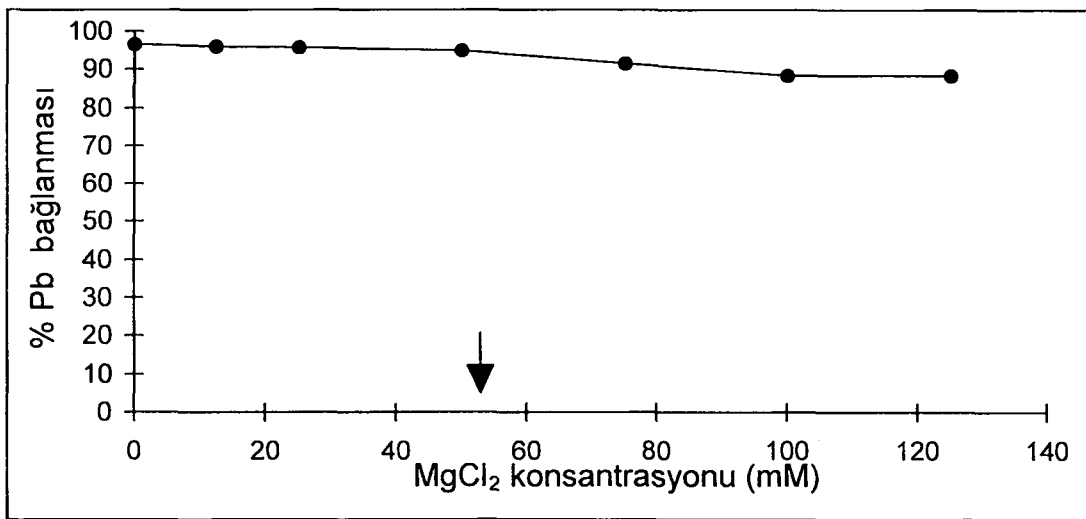


3.4.3.9. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-125 mM) $MgCl_2$ içeren 50 mL 50 ppm'lik kurşun çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.32.'de, $MgCl_2$ konsantrasyonu ile kurşun bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.26.'da görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $MgCl_2$ konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.32. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

$MgCl_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
0.0	6.23	1.717	16.094	96.57
12.5	6.01	2.020	15.993	95.96
25.0	6.21	2.150	15.950	95.70
50.5	5.95	2.622	15.793	94.76
75.0	5.94	4.215	15.262	91.57
100.5	5.74	5.752	14.749	88.50
125.0	5.88	5.786	14.738	88.43



Şekil 3.26. Kurşun Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi



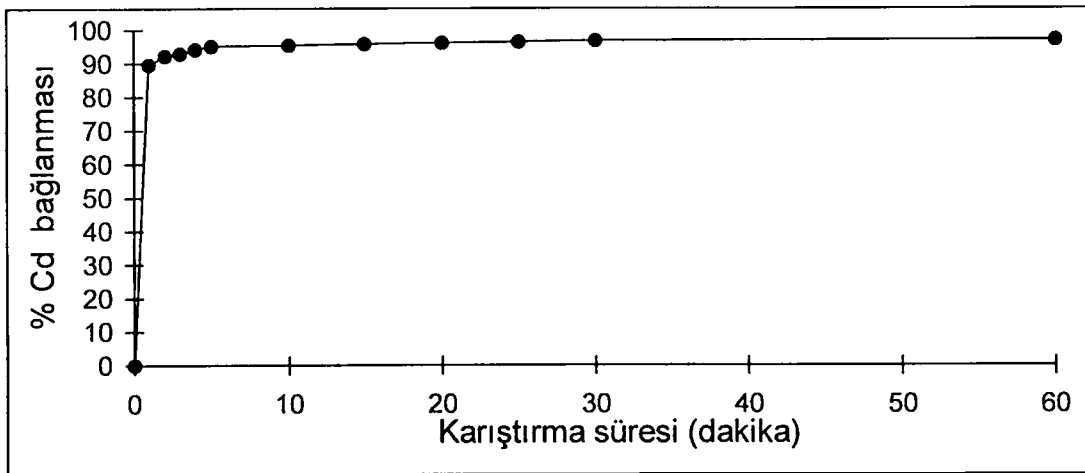
3.4.4. Kadmiyum

3.4.4.1. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi

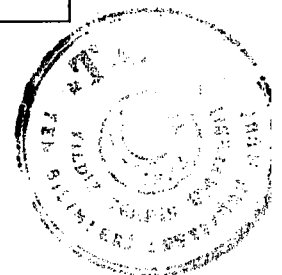
pH' sı 5' e ayarlanmış olan 100 mL, 5 ppm' lik kadmiyum çözeltisiyle 500 mg bitki kökü karıştırıldı. Seçilen zaman aralıklarında 5 mL'lik örnekler alınarak süzüldü. Çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.33.' de, karıştırma süresi ile kadmiyum bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik Şekil 3.27.' de görülmektedir.

Tablo 3.33. Karıştırma Süresinin Kadmiyum Bağlanması Üzerine Etkisi

Karıştırma süresi (dakika)	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
1	6.70	0.518	0.896	89.64
2	6.81	0.406	0.923	92.29
3	6.81	0.389	0.930	93.00
4	6.80	0.342	0.942	94.19
5	6.79	0.311	0.950	95.02
10	6.81	0.304	0.954	95.44
15	6.82	0.304	0.957	95.74
20	6.84	0.303	0.961	96.06
25	6.85	0.299	0.964	96.41
30	6.87	0.295	0.968	96.78
60	6.95	0.286	0.971	97.14



Şekil 3.27. Karıştırma Süresinin Kadmiyum Bağlanması Üzerine Etkisi

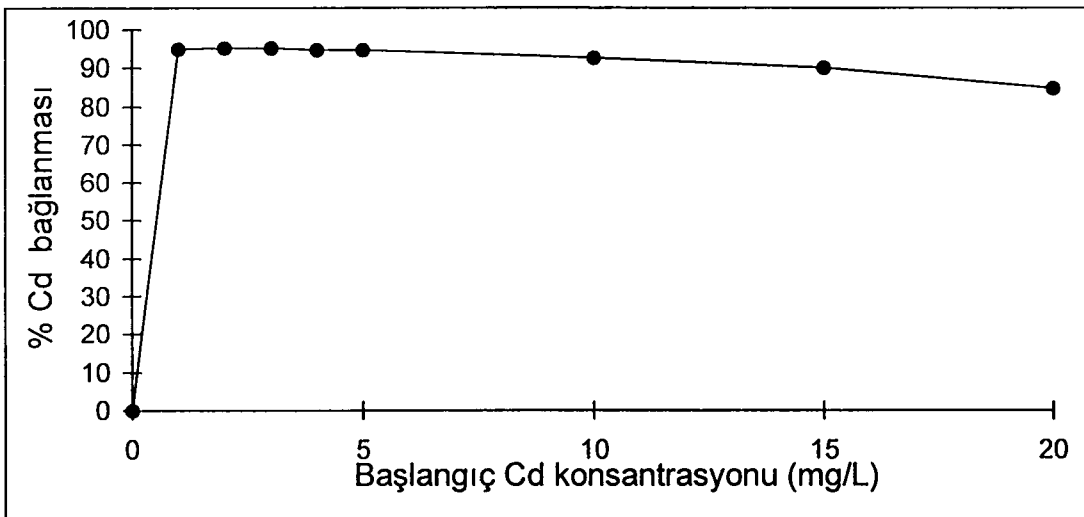


3.4.4.2. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Kadmiyum Konsantrasyonunun Etkisi

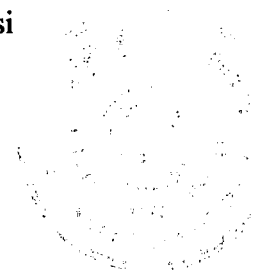
150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Değişik konsantrasyonlarda (1-20 ppm), 50 mL'lik kadmiyum çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.34.'de, başlangıç kadmiyum konsantrasyonu ile kadmiyum bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.28.'de görülmektedir.

Tablo 3.34. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Kadmiyum Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıç Cd kons. (mg/L)	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
1	6.78	0.050	0.317	95.00
2	6.73	0.095	0.635	95.25
3	6.68	0.146	0.951	95.13
4	6.69	0.213	1.262	94.68
5	6.66	0.266	1.578	94.68
10	6.72	0.738	3.087	92.62
15	6.78	1.471	4.510	90.19
20	6.61	3.082	5.639	84.59



Şekil 3.28. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Kadmiyum Konsantrasyonunun Etkisi

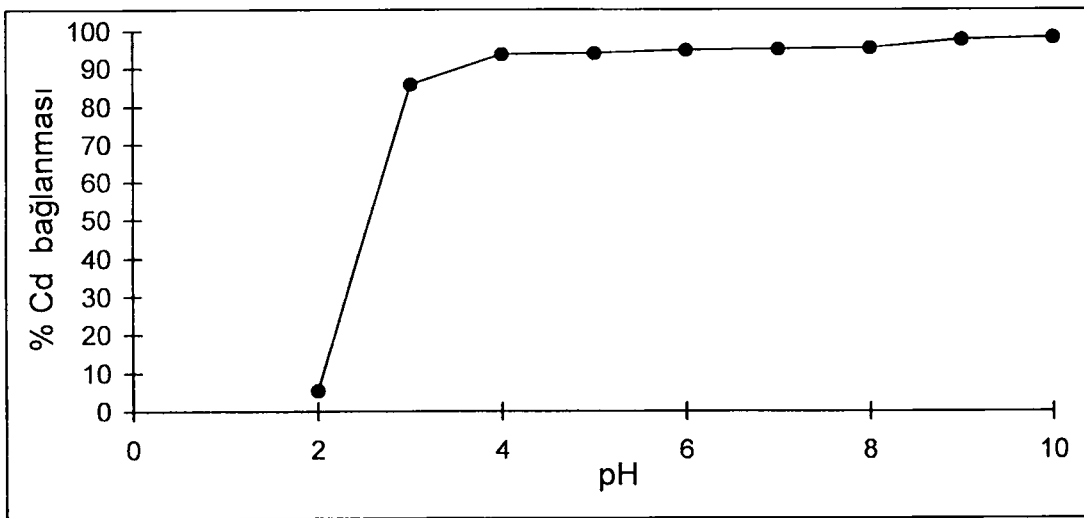


3.4.4.3. Kadmiyum Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm' lik kadmiyum çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzülür ve çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.35.' de, kadmiyum bağlanma yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik Şekil 3.29.' da görülmektedir.

Tablo 3.35. Kadmiyum Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
2	2.23	4.736	0.088	5.28
3	5.07	0.714	1.429	85.72
4	6.63	0.314	1.562	93.72
5	6.77	0.303	1.566	93.94
6	6.83	0.258	1.581	94.84
7	7.07	0.245	1.585	95.10
8	7.48	0.226	1.591	95.48
9	8.89	0.110	1.630	97.80
10	9.95	0.088	1.637	98.24



Şekil 3.29. Kadmiyum Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

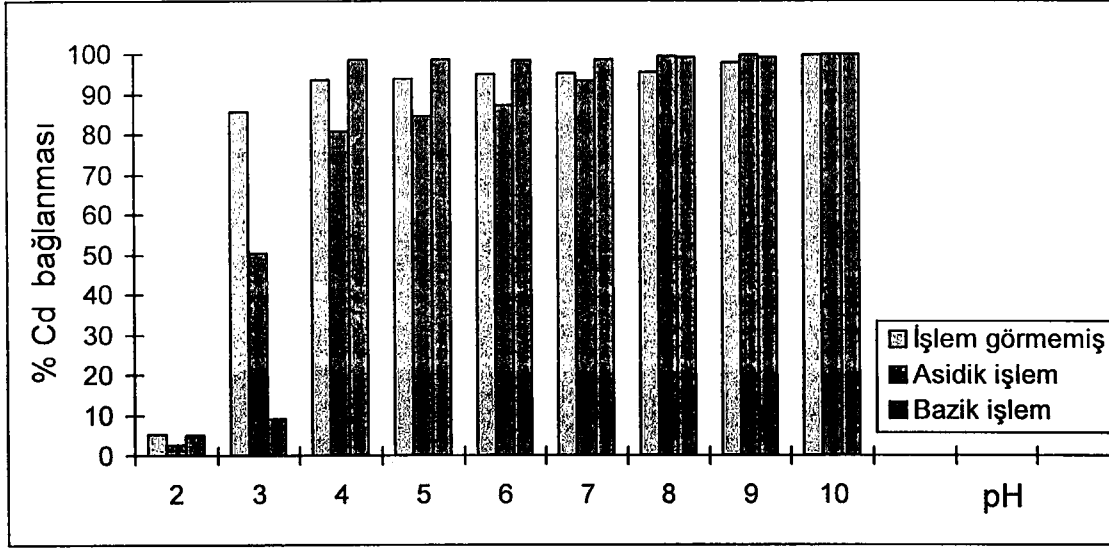
323

3.4.4.4. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan yaklaşık 1 g'lık örnekler 200 mL 1 M HNO₃ ve KOH ile 1 saat süreyle ayrı ayrı karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle HNO₃ yada NH₃ ile nötrale edilerek destile suyla onu takiben de deiyonize suyla yıkandı. 60 ° C' de 48 saat kurutuldu. Bu şekilde asit ve bazla ön yıkama yapılmış örneklerden 150 mg'lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm'lik kadmiyum çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.36.'da, asit ve bazla ön yıkama işlemi görmüş biyokütlenin kadmiyum bağlama yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.30.'da görülmektedir. Aynı şekil üzerinde hiç bir işlem görmemiş biyokütlenin aynı pH aralıklarındaki kadmiyum bağlama yüzdeleri de görülmektedir.

Tablo 3.36. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Ön yıkama işlemi	Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
HNO ₃ işlem	2	2.02	4.870	0.043	2.60
KOH işlem	2	2.13	4.740	0.087	5.20
HNO ₃ işlem	3	3.29	2.480	0.840	50.40
KOH işlem	3	5.43	0.350	1.550	93.00
HNO ₃ işlem	4	4.28	0.960	1.347	80.80
KOH işlem	4	7.11	0.068	1.644	98.64
HNO ₃ işlem	5	4.49	0.760	1.413	84.60
KOH işlem	5	7.30	0.068	1.644	98.64
HNO ₃ işlem	6	4.57	0.640	1.453	87.20
KOH işlem	6	7.37	0.074	1.642	98.52
HNO ₃ işlem	7	5.02	0.337	1.554	93.26
KOH işlem	7	7.48	0.060	1.647	98.80
HNO ₃ işlem	8	6.91	0.025	1.658	99.50
KOH işlem	8	7.95	0.039	1.654	99.22
HNO ₃ işlem	9	8.23	0.010	1.663	99.80
KOH işlem	9	8.91	0.036	1.655	99.28
HNO ₃ işlem	10	9.45	0.004	1.665	99.92
KOH işlem	10	9.86	0.003	1.666	99.94



Şekil 3.30. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

3.4.4.5. Kadmiyum Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi

50 mL, 5 ppm' lik kadmiyum çözeltisi içerisinde 50 mg EDTA çözüldü ve çözeltinin pH' sı 7' ye ayarlandı. 150-355 μ m tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan 150 mg' lık tartım bu çözeltiye ilave edildi ve 10 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Şahit deneme için 50 mg EDTA saf su içerisinde çözülerek pH' sı 5' e ayarlandı ve aynı şartlarda deney tekrarlandı. Elde edilen sonuçlar Tablo 3.37.' de görülmektedir.

Tablo 3.37. Kadmiyum Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi

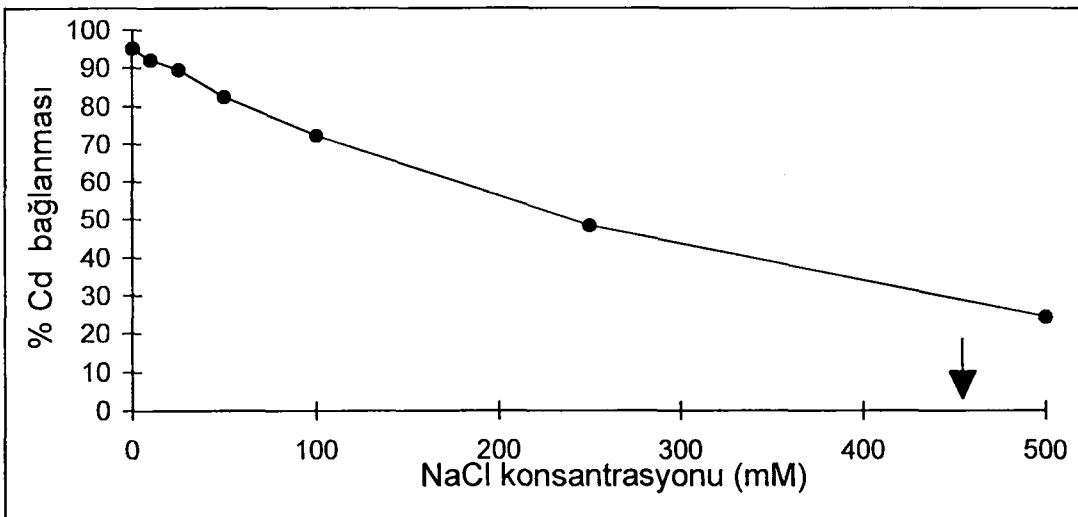
	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
50 mg EDTA	6.43	5.007	-0.002	-0.14
Şahit deneme	6.47	0.011	-0.004	-0.22

3.4.4.6. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutundaki kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (10-500 mM) NaCl içeren 50 mL 5 ppm'lik kadmiyum çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 7'ye ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.38.'de, NaCl konsantrasyonu ile kadmiyum bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.31.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama NaCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.38. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

NaCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
0	7.07	0.245	1.585	95.10
10	7.11	0.394	1.535	92.12
25	6.98	0.517	1.494	89.66
50	6.69	0.880	1.373	82.40
100	6.74	1.390	1.203	72.20
250	6.67	2.580	0.807	48.40
500	6.60	3.780	0.407	24.40



Şekil 3.31. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

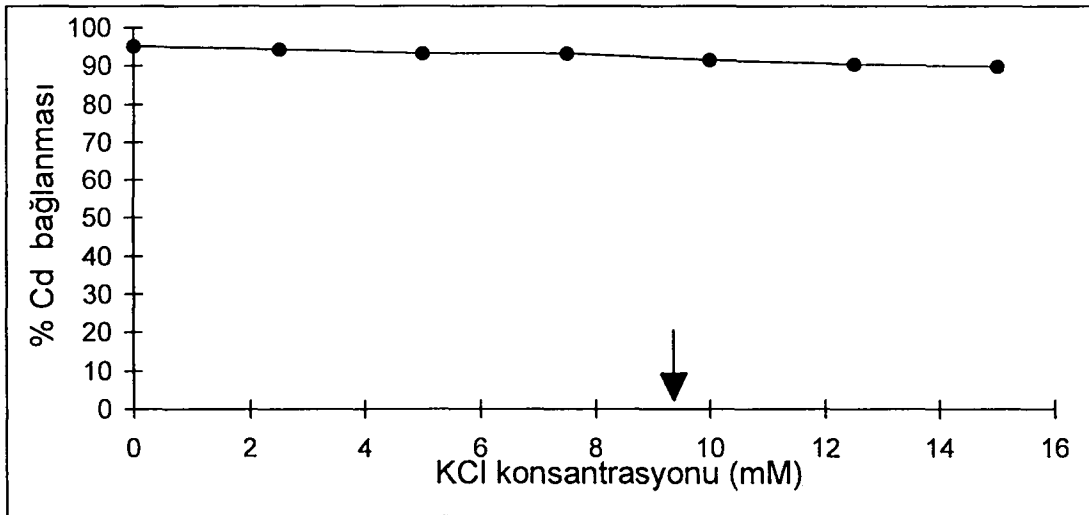


3.4.4.7. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-15 mM) KCl içeren 50 mL 5 ppm'lik kadmiyum çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.39.'da, KCl konsantrasyonu ile kadmiyum bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.32.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama KCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.39. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

KCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
0.0	7.07	0.245	1.585	95.10
2.5	7.12	0.286	1.571	94.28
5.0	7.12	0.344	1.552	93.12
7.5	7.11	0.345	1.552	93.10
10.0	7.10	0.423	1.526	91.54
12.5	7.05	0.477	1.508	90.46
15.0	7.04	0.505	1.498	89.90



Şekil 3.32. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

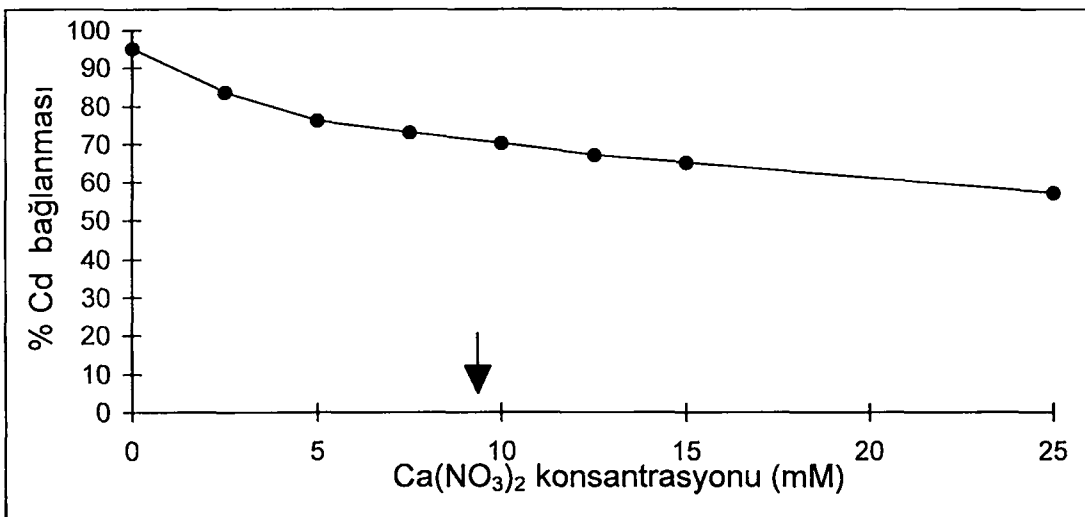


3.4.4.8. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

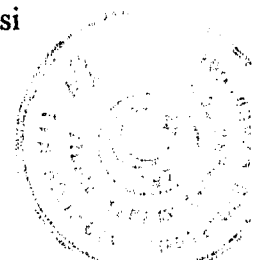
Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-25 mM) $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ içeren 50 mL 5 ppm'lik kadmiyum çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 7'ye ayarlandı. 20 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.40.'da, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu ile kadmiyum bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.33.'de görülmektedir.

Tablo 3.40. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
0.0	7.07	0.245	1.585	95.10
2.5	6.97	0.826	1.391	83.48
5.0	6.92	1.196	1.268	76.08
7.5	6.91	1.347	1.218	73.06
10.0	6.90	1.482	1.173	70.36
12.5	6.88	1.643	1.119	67.14
15.0	6.89	1.738	1.087	65.24
25.0	6.94	2.135	0.955	57.30



Şekil 3.33. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

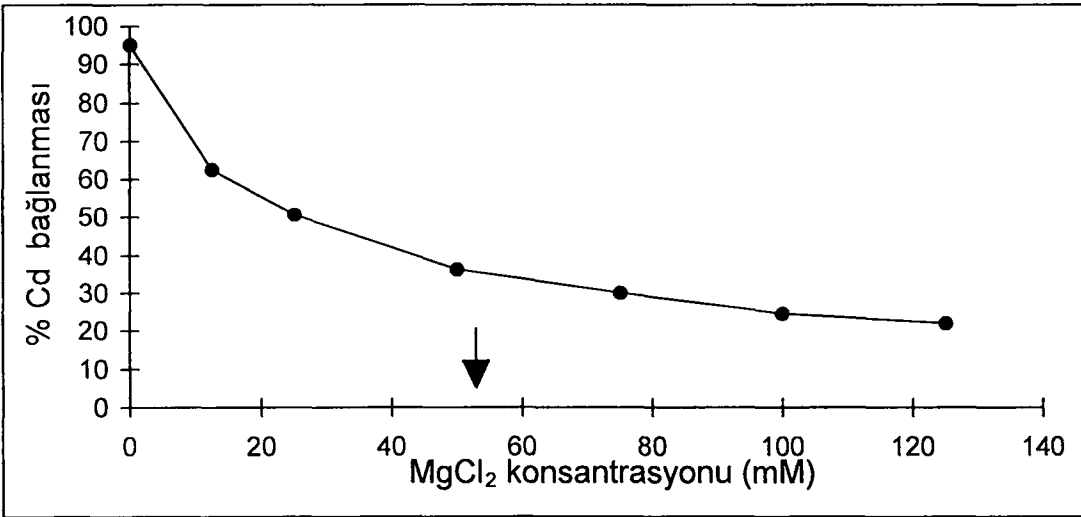


3.4.4.9. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

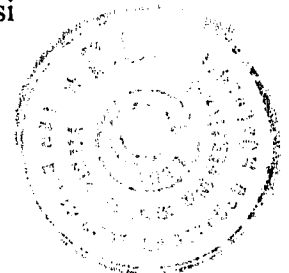
Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-125 mM) $MgCl_2$ içeren 50 mL 5 ppm'lik kadmiyum çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 7'ye ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan kadmiyum miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.41.'de, $MgCl_2$ konsantrasyonu ile kadmiyum bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.34.'de görülmektedir.

Tablo 3.41. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

$MgCl_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cd (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd (mg/g)	% Cd bağlanması
0.0	7.07	0.245	1.585	95.10
12.5	6.97	1.869	1.044	62.62
25.0	6.91	2.460	0.847	50.80
50.5	6.86	3.181	0.606	36.38
75.0	6.84	3.496	0.501	30.08
100.5	6.83	3.767	0.411	24.66
125.0	6.82	3.900	0.367	22.00



Şekil 3.34. Kadmiyum Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi



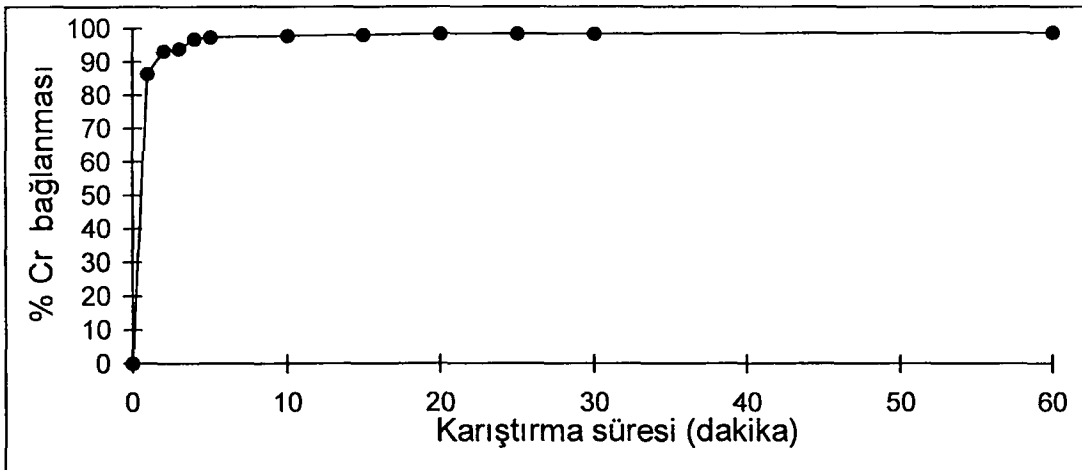
3.4.5. Krom

3.4.5.1. Krom Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi

pH' sı 5' e ayarlanmış olan 100 mL, 5 ppm' lik krom çözeltisiyle 500 mg bitki kökü karıştırıldı. Seçilen zaman aralıklarında 5 mL'lik örnekler alınarak süzüldü. Çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.42.' de, karıştırma süresi ile krom bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik Şekil 3.35.' de görülmektedir.

Tablo 3.42. Karıştırma Süresinin Krom Bağlanması Üzerine Etkisi

Karıştırma süresi (dakika)	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
1	6.29	0.675	0.865	86.50
2	6.33	0.361	0.931	93.14
3	6.41	0.346	0.938	93.77
4	6.45	0.181	0.969	96.92
5	6.46	0.154	0.975	97.54
10	6.52	0.154	0.977	97.69
15	6.56	0.145	0.980	97.97
20	6.59	0.134	0.983	98.26
25	6.62	0.138	0.983	98.34
30	6.66	0.137	0.985	98.49
60	6.78	0.132	0.987	98.68



Şekil 3.35. Karıştırma Süresinin Krom Bağlanması Üzerine Etkisi

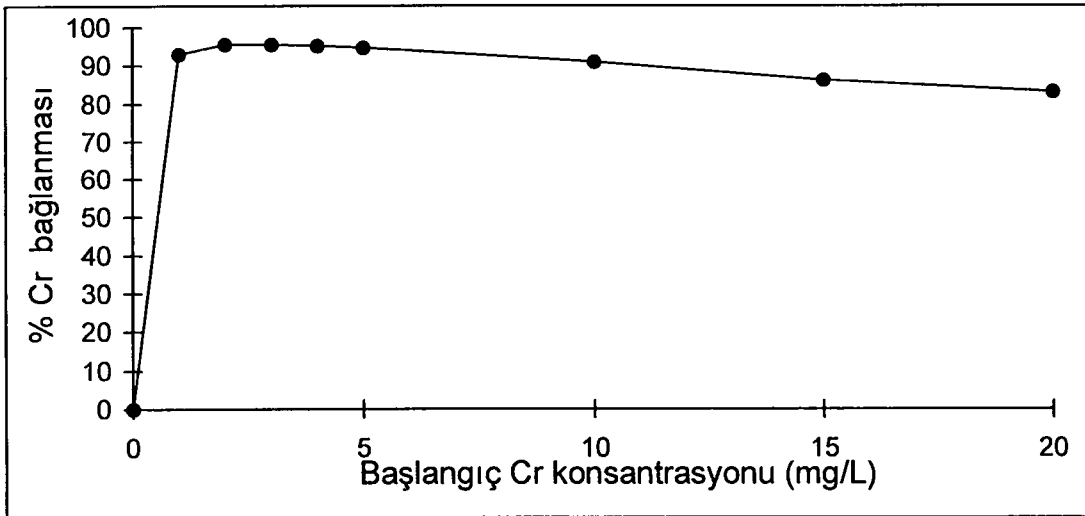


3.4.5.2. Krom Bağlanması Üzerine Krom Konsantrasyonunun Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Değişik konsantrasyonlarda (1-20 ppm), 50 mL'lik krom çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.43.'de, başlangıç krom konsantrasyonu ile krom bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.36.'da görülmektedir.

Tablo 3.43. Krom Bağlanması Üzerine Krom Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıç Cr kons. (mg/L)	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
1	6.72	0.072	0.309	92.80
2	6.62	0.090	0.637	95.50
3	6.56	0.136	0.955	95.47
4	6.53	0.195	1.268	95.13
5	6.50	0.272	1.576	94.56
10	6.28	0.896	3.035	91.04
15	6.16	2.082	4.306	86.12
20	6.07	3.424	5.525	82.88



Şekil 3.36. Krom Bağlanması Üzerine Krom Konsantrasyonunun Etkisi

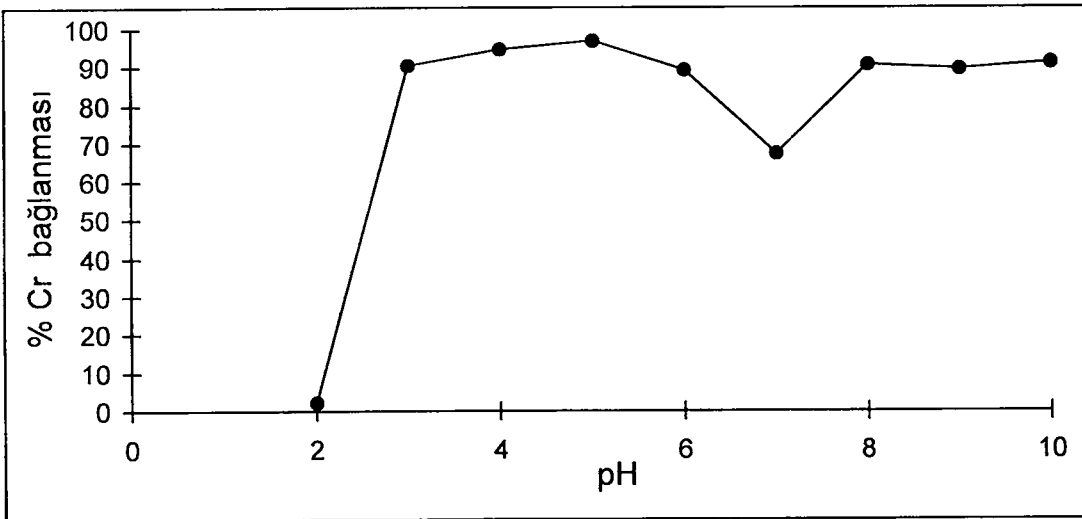


3.4.5.3. Krom Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

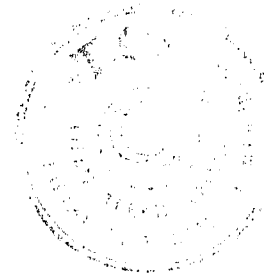
150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm' lik krom çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.44.'de, krom bağlanma yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.37.' de görülmektedir.

Tablo 3.44. Krom Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
2	2.07	4.892	0.036	2.16
3	4.87	0.488	1.504	90.24
4	6.28	0.267	1.578	94.66
5	6.52	0.154	1.615	96.92
6	6.75	0.538	1.487	89.24
7	7.17	1.635	1.122	67.30
8	7.45	0.471	1.510	90.58
9	8.06	0.528	1.491	89.44
10	9.91	0.443	1.519	91.14



Şekil 3.37. Krom Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

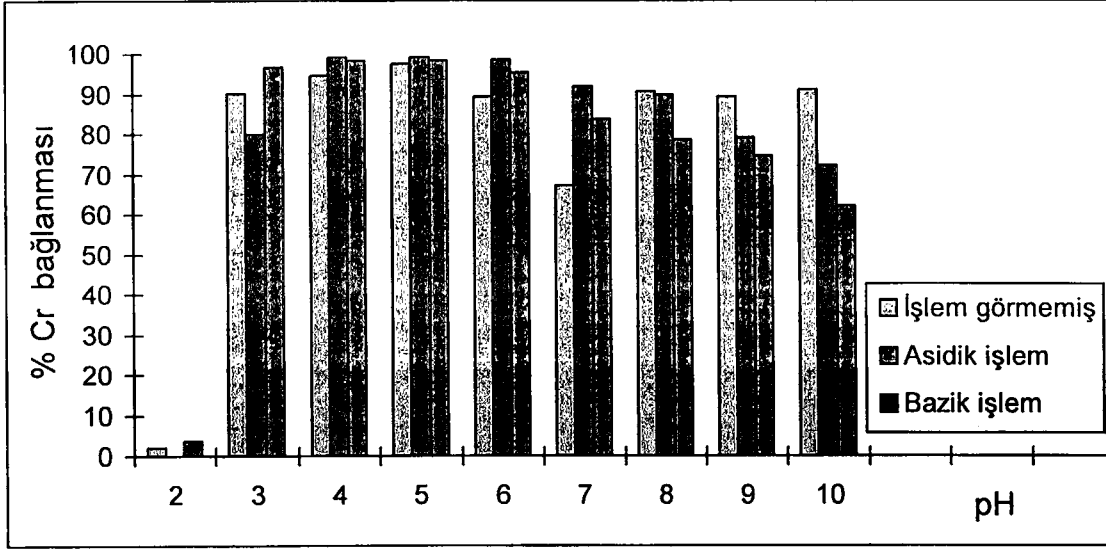


3.4.5.4. Krom Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan yaklaşık 1 g'lık örnekler 200 mL 1 M HNO₃ ve KOH ile 1 saat süreyle ayrı ayrı karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle HNO₃ yada NH₃ ile nötralize edilerek destile suyla onu takiben de deiyonize suyla yıkandı. 60 ° C de 48 saat kurutuldu. Bu şekilde asit ve bazla ön yıkama yapılmış örneklerden 150 mg'lık tartımlar alındı. 50 mL, 5 ppm'lik krom çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.45.'de, asit ve bazla ön yıkama işlemi görmüş biyokütlenin krom bağlama yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.38.'de görülmektedir. Aynı şekil üzerinde hiç bir işlem görmemiş biyokütlenin aynı pH aralıklarındaki krom bağlama yüzdeleri de görülmektedir.

Tablo 3.45. Krom Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Ön yıkama işlemi	Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
HNO ₃ işlem	2	2.00	4.998	0.001	0.04
KOH işlem	2	2.16	4.817	0.061	3.66
HNO ₃ işlem	3	3.34	0.994	1.335	80.12
KOH işlem	3	5.03	0.161	1.613	96.78
HNO ₃ işlem	4	5.03	0.034	1.655	99.32
KOH işlem	4	6.73	0.083	1.639	98.34
HNO ₃ işlem	5	5.59	0.040	1.653	99.20
KOH işlem	5	6.91	0.082	1.639	98.36
HNO ₃ işlem	6	5.99	0.060	1.647	98.80
KOH işlem	6	7.11	0.232	1.589	95.36
HNO ₃ işlem	7	6.34	0.398	1.534	92.04
KOH işlem	7	7.44	0.812	1.396	83.76
HNO ₃ işlem	8	7.10	0.502	1.499	89.96
KOH işlem	8	7.70	1.062	1.313	78.76
HNO ₃ işlem	9	8.10	1.034	1.322	79.32
KOH işlem	9	8.49	1.268	1.244	74.64
HNO ₃ işlem	10	9.88	1.388	1.204	72.24
KOH işlem	10	9.99	1.594	1.035	62.12



Şekil 3.38. Krom Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

3.4.5.5. Krom Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi

50 mL, 5 ppm' lik krom çözeltisi içerisinde 50 mg EDTA çözüldü ve çözeltinin pH' sı 5' e ayarlandı. 150-355 μ m tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan 150 mg' lık tartım bu çözeltiliye ilave edildi ve 10 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Şahit deneme için 50 mg EDTA saf su içerisinde çözülerek pH' sı 5' e ayarlandı ve aynı şartlarda deney tekrarlandı. Elde edilen sonuçlar Tablo 3.46.' da görülmektedir.

Tablo 3.46. Krom Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi

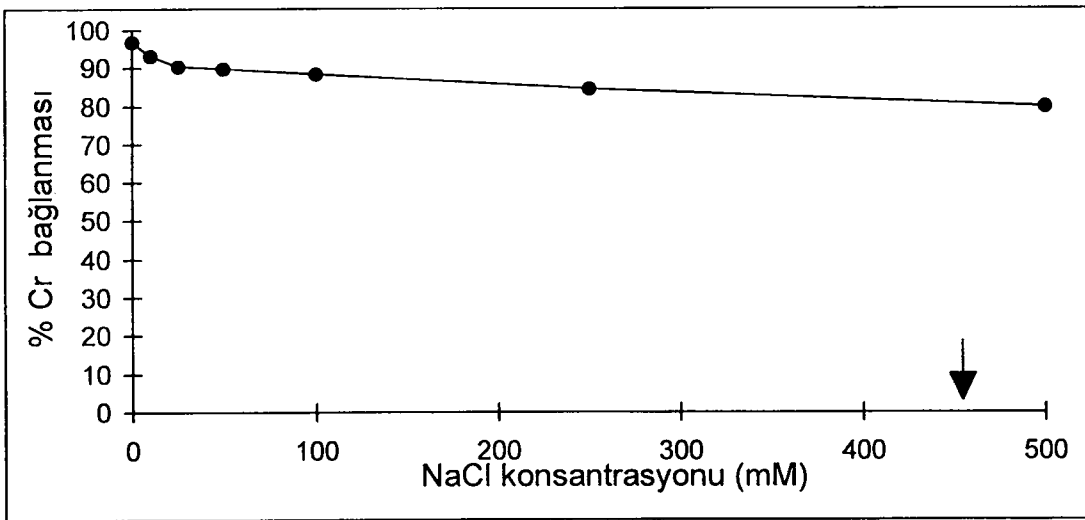
	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
50 mg EDTA	4.81	5.002	-0.001	-0.04
Şahit deneme	4.90	0.006	-0.002	-0.12

3.4.5.6. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutundaki kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (10-500 mM) NaCl içeren 50 mL 5 ppm'lik krom çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.47.'de, NaCl konsantrasyonu ile krom bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.39.'da görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama NaCl konsantrasyonu şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.47. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

NaCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
0	6.52	0.154	1.615	96.92
10	6.47	0.346	1.551	93.08
25	6.39	0.480	1.507	90.40
50	6.38	0.508	1.497	89.84
100	6.34	0.587	1.471	88.26
250	6.30	0.773	1.409	84.54
500	6.23	1.009	1.330	79.82



Şekil 3.39. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

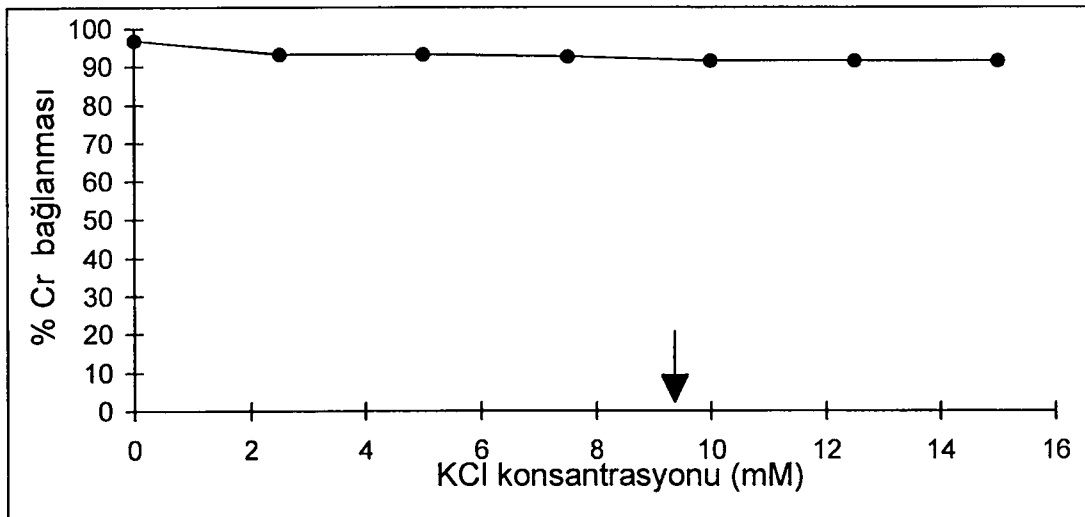


3.4.5.7. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-15 mM) KCl içeren 50 mL 5 ppm'lik krom çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.48.'de, KCl konsantrasyonu ile krom bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.40.'da görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama KCl konsantrasyonu aynı şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.48. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

KCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
0.0	6.52	0.154	1.615	96.92
2.5	6.51	0.336	1.555	93.28
5.0	6.43	0.342	1.553	93.16
7.5	6.45	0.368	1.544	92.64
10.0	6.42	0.418	1.527	91.64
12.5	6.44	0.419	1.527	91.62
15.0	6.44	0.424	1.525	91.52



Şekil 3.40. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

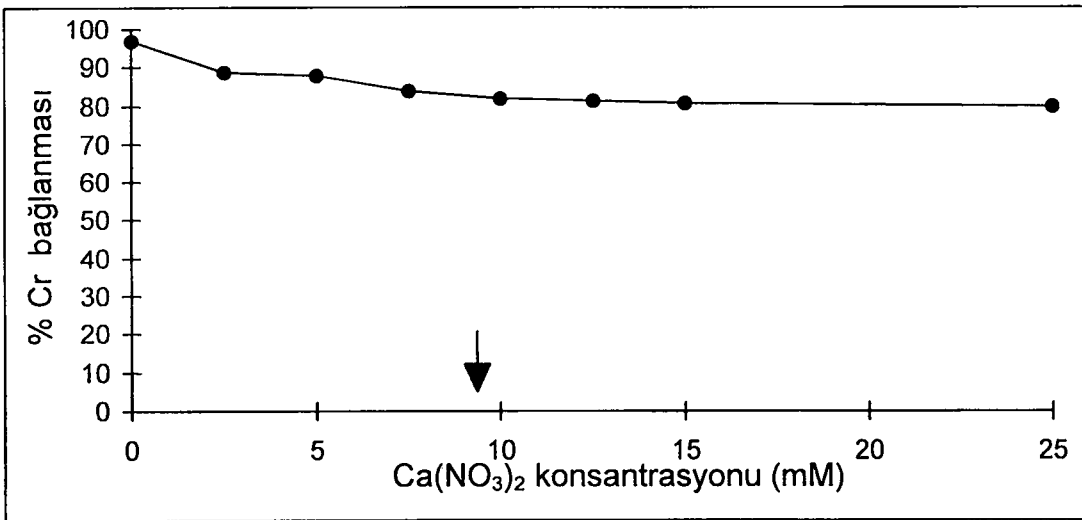


3.4.5.8. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-25 mM) $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ içeren 50 mL 5 ppm'lik krom çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.49.'da, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu ile krom bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.41.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu aynı şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.49. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
0.0	6.52	0.154	1.615	96.92
2.5	6.20	0.563	1.479	88.74
5.0	6.17	0.611	1.463	87.78
7.5	6.10	0.805	1.398	83.90
10.0	6.07	0.935	1.364	81.86
12.5	6.06	0.907	1.355	81.30
15.0	6.04	0.966	1.345	80.68
25.0	6.02	1.000	1.331	79.88



Şekil 3.41. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

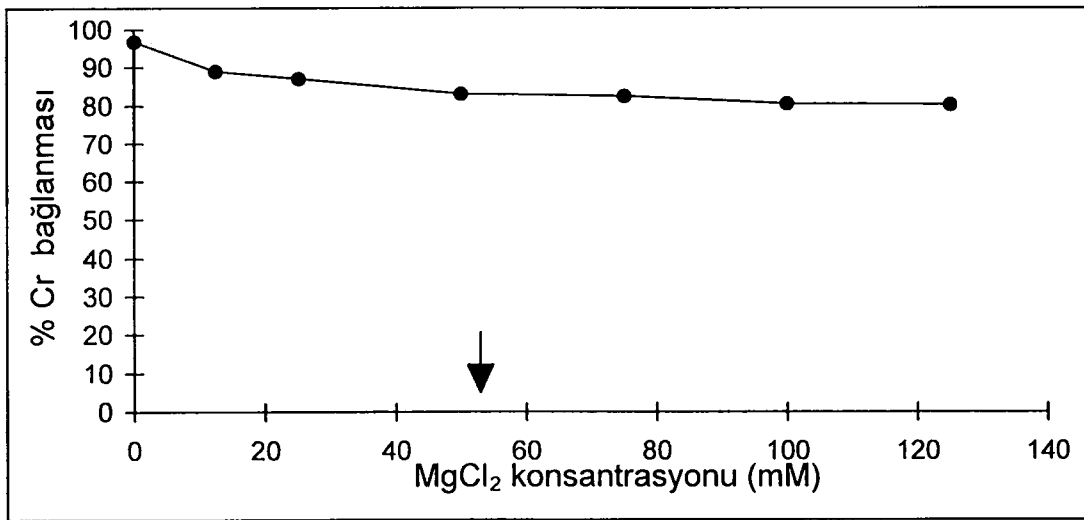


3.4.5.9. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg' lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-125 mM) $MgCl_2$ içeren 50 mL 5 ppm' lik krom çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 5' e ayarlandı. 10 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan krom miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.50.' de, $MgCl_2$ konsantrasyonu ile krom bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.42.' de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $MgCl_2$ konsantrasyonu aynı şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.50. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

$MgCl_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Cr (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cr (mg/g)	% Cr bağlanması
0.0	6.52	0.154	1.615	96.92
12.5	6.14	0.558	1.481	88.84
25.0	6.08	0.654	1.449	86.92
50.5	6.01	0.849	1.384	83.02
75.0	5.97	0.872	1.376	82.56
100.5	5.91	0.980	1.340	80.40
125.0	5.95	0.985	1.338	80.30



Şekil 3.42. Krom Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi



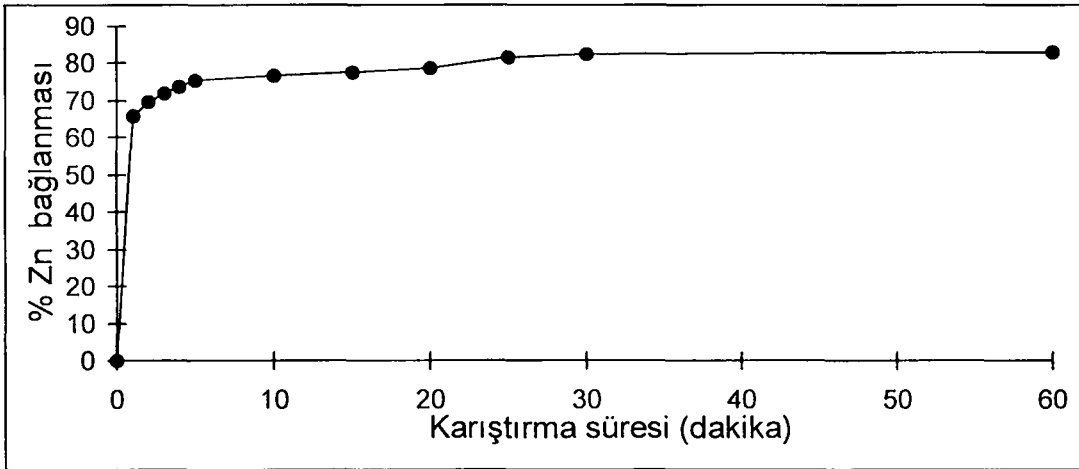
3.4.6. Çinko

3.4.6.1. Çinko Bağlanması Üzerine Karıştırma Süresinin Etkisi

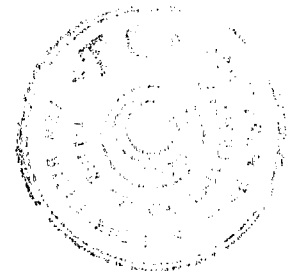
pH' ısı 5' e ayarlanmış olan 100 mL, 5 ppm' lik çinko çözeltisiyle 500 mg bitki kökü karıştırıldı. Seçilen zaman aralıklarında 5 mL'lik örnekler alınarak süzüldü. Çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.51.' de, karıştırma süresi ile çinko bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik Şekil 3.43.' de görülmektedir.

Tablo 3.51. Karıştırma Süresinin Çinko Bağlanması Üzerine Etkisi

Karıştırma süresi (dakika)	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
1	6.76	1.710	0.658	65.80
2	6.82	1.602	0.696	69.56
3	6.84	1.552	0.721	72.06
4	6.85	1.546	0.737	73.72
5	6.84	1.530	0.755	75.52
10	6.85	1.562	0.766	76.57
15	6.88	1.600	0.776	77.60
20	6.95	1.645	0.786	78.62
25	6.95	1.527	0.817	81.68
30	6.97	1.587	0.825	82.54
60	7.09	1.687	0.831	83.13



Şekil 3.43. Karıştırma Süresinin Çinko Bağlanması Üzerine Etkisi

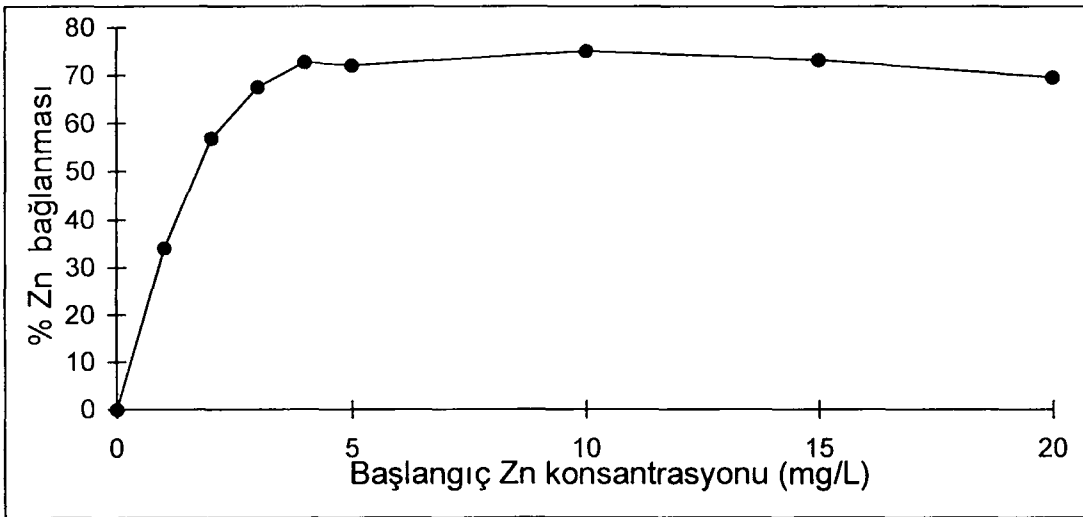


3.4.6.2. Çinko Bağlanması Üzerine Çinko Konsantrasyonunun Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Değişik konsantrasyonlarda (1-20 ppm), 50 mL'lik çinko çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 5'e ayarlandı. 30 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.52.'de, başlangıç çinko konsantrasyonu ile çinko bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.44.'de görülmektedir.

Tablo 3.52. Çinko Bağlanması Üzerine Çinko Konsantrasyonunun Etkisi

Başlangıç Zn kons. (mg/L)	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
1	6.89	0.659	0.114	34.10
2	6.93	0.862	0.379	56.90
3	6.88	0.977	0.674	67.43
4	6.68	1.090	0.970	72.75
5	6.86	1.392	1.203	72.16
10	6.80	2.508	2.497	74.92
15	6.73	4.006	3.665	73.29
20	6.71	6.070	4.643	69.65



Şekil 3.44. Çinko Bağlanması Üzerine Çinko Konsantrasyonunun Etkisi

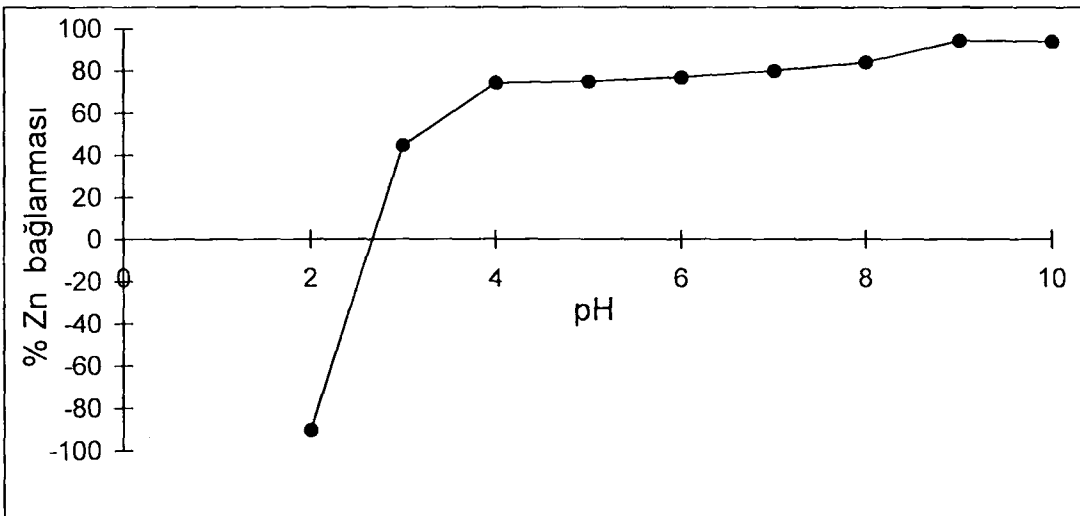


3.4.6.3. Çinko Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki köklerinden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 10 ppm' lik çinko çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 30 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.53.'de, çinko bağlanma yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.45.' de görülmektedir.

Tablo 3.53. Çinko Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi

Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
2	2.27	19.050	-3.017	-90.50
3	5.13	5.524	1.492	44.76
4	6.57	2.565	2.478	74.35
5	6.80	2.499	2.500	75.01
6	6.82	2.295	2.568	77.05
7	7.09	1.983	2.672	80.17
8	7.35	1.607	2.798	83.93
9	8.67	0.541	3.153	94.59
10	9.83	0.600	3.133	94.00



Şekil 3.45. Çinko Bağlanması Üzerine pH' nın Etkisi



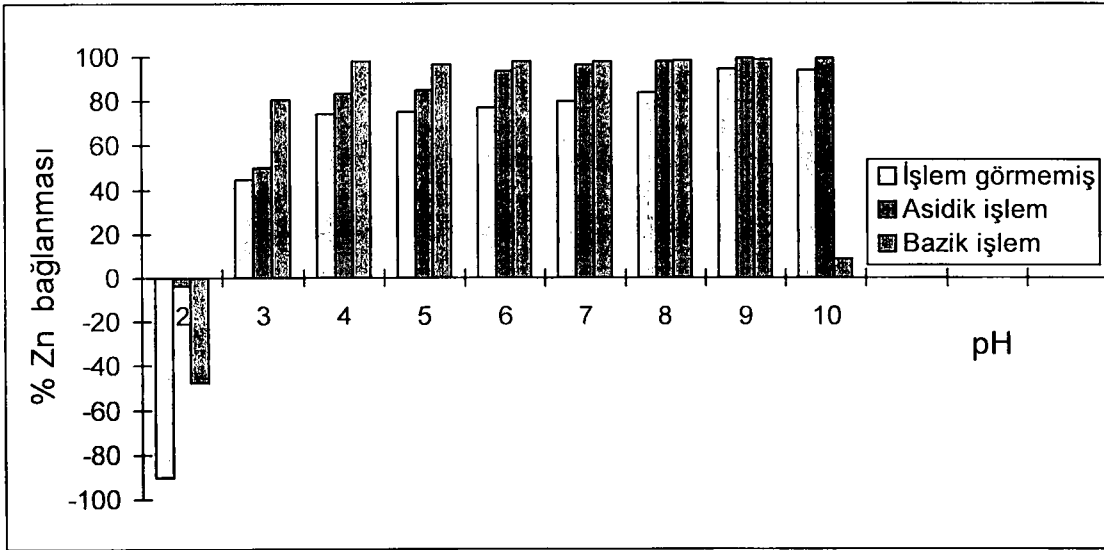
3.4.6.4. Çinko Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan yaklaşık 1 g' lık örnekler 200 mL 1 M HNO₃ ve KOH ile 1 saat süreyle ayrı ayrı karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle HNO₃ yada NH₃ ile nötrale edilerek destile suyla onu takiben de deiyonize suyla yıkandı. 60 ° C de 48 saat kurutuldu. Bu şekilde asit ve bazla ön yıkama yapılmış örneklerden 150 mg' lık tartımlar alındı. 50 mL, 10 ppm' lik çinko çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH' ları 2 ile 10 arasında ayarlandı. 30 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.54.' de, asit ve bazla ön yıkama işlemi görmüş biyokütlenin çinko bağlama yüzdesi ile pH arasında çizilen grafik ise Şekil 3.46.' da görülmektedir. Aynı şekil üzerinde hiç bir işlem görmemiş biyokütlenin aynı pH aralıklarındaki çinko bağlama yüzdeleri de görülmektedir.

Tablo 3.54. Çinko Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

Ön yıkama işlemi	Başlangıç pH	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
HNO ₃ işlem	2	1.99	10.380	-0.127	-3.80
KOH işlem	2	1.94	14.740	-1.580	-47.40
HNO ₃ işlem	3	3.47	5.024	1.659	49.76
KOH işlem	3	4.93	1.924	2.692	80.76
HNO ₃ işlem	4	4.25	1.665	2.778	83.35
KOH işlem	4	6.97	0.198	3.267	98.02
HNO ₃ işlem	5	4.44	1.500	2.833	85.00
KOH işlem	5	6.92	0.346	3.218	96.54
HNO ₃ işlem	6	4.72	0.609	3.130	93.91
KOH işlem	6	7.00	0.187	3.269	98.13
HNO ₃ işlem	7	5.00	0.335	3.222	96.65
KOH işlem	7	7.08	0.192	3.269	98.08
HNO ₃ işlem	8	6.44	0.218	3.261	97.82
KOH işlem	8	7.53	0.133	3.289	98.67
HNO ₃ işlem	9	8.41	0.040	3.320	99.60
KOH işlem	9	8.19	0.110	3.297	98.90
HNO ₃ işlem	10	9.71	0.064	3.312	99.36
KOH işlem	10	9.80	0.141	3.286	98.59





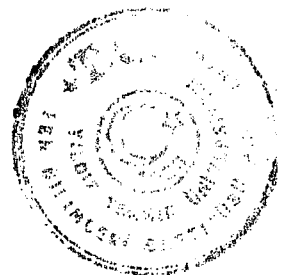
Şekil 3.46. Çinko Bağlanması Üzerine Asit ve Bazla Ön Yıkamanın Etkisi

3.4.6.5. Çinko Bağlanması Üzerine EDTA' nın Etkisi

50 mL, 10 ppm' lik çinko çözeltisi içerisinde 50 mg EDTA çözüldü ve çözeltinin pH' ısı 7' ye ayarlandı. 150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden alınan 150 mg' lık tartım bu çözeltiye ilave edildi ve 30 dakika süreyle karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Şahit deneme için 50 mg EDTA saf su içerisinde çözülerek pH' ısı 7' ye ayarlandı ve aynı şartlarda deney tekrarlandı. Elde edilen sonuçlar Tablo 3.55.' de görülmektedir.

Tablo 3.55. Çinko Bağlanması Üzerine EDTA Etkisi

	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
50 mg EDTA	6.27	17.85	-2.617	-78.00
Şahit deneme	6.39	7.82	-2.400	-72.00

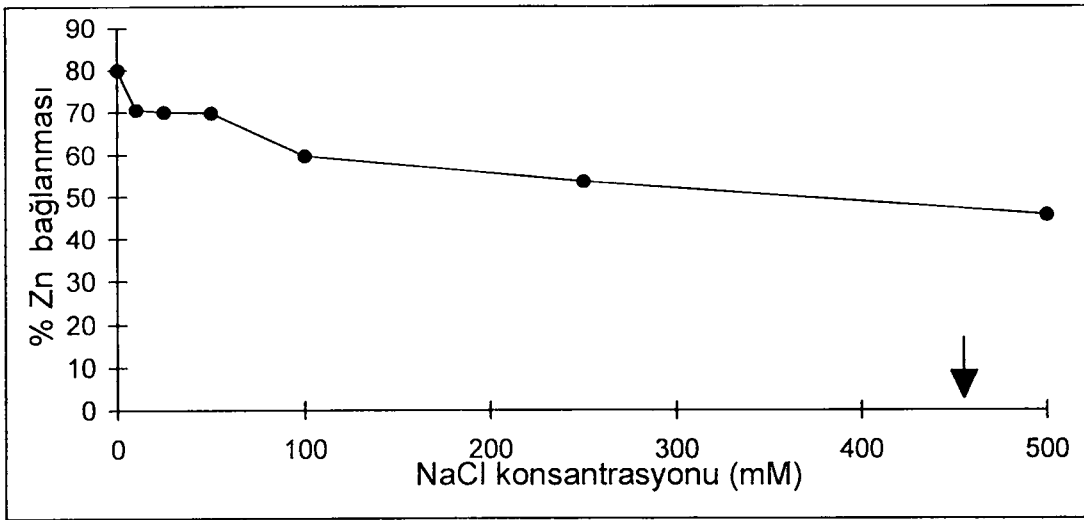


3.4.6.6. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

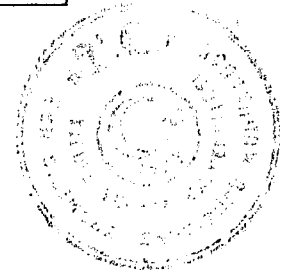
150-355 μm tanecik boyutundaki kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (10-500 mM) NaCl içeren 50 mL 10 ppm'lik çinko çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 7'ye ayarlandı. 30 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.56.'da, NaCl konsantrasyonu ile çinko bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.47.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama NaCl konsantrasyonu aynı şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.56. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

NaCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
0	7.09	1.983	2.672	80.17
10	6.97	2.949	2.350	70.51
25	6.99	2.989	2.337	70.11
50	7.02	3.023	2.326	69.77
100	7.04	4.036	1.988	59.64
250	6.98	4.648	1.784	53.52
500	6.92	5.540	1.520	45.60



Şekil 3.47. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda NaCl Bulunmasının Etkisi

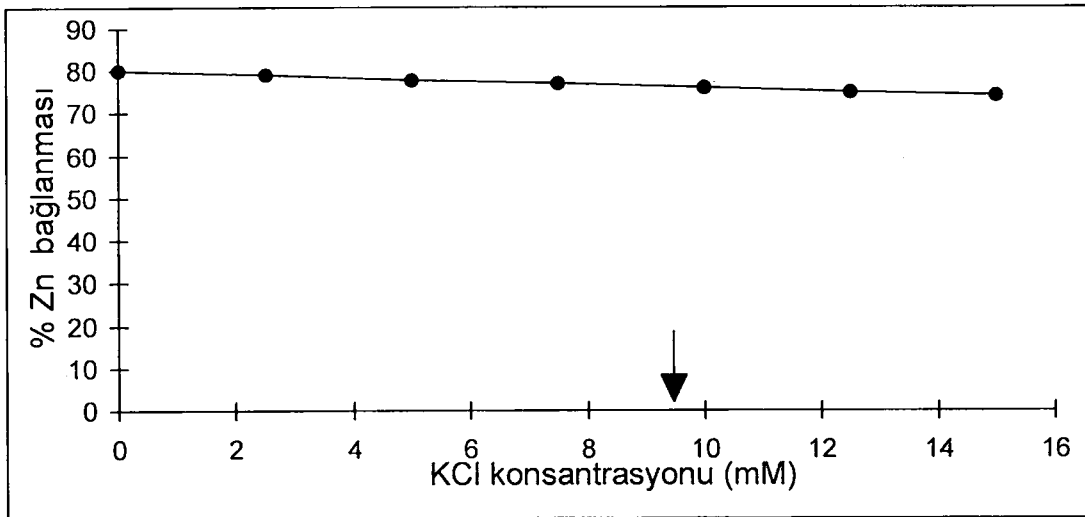


3.4.6.7. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

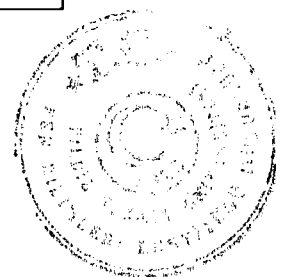
150-355 μm tanecik boyutuna sahip kurutulmuş bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-15 mM) KCl içeren 50 mL 10 ppm'lik çinko çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 7'ye ayarlandı. 30 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzülür ve çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.57.'de, KCl konsantrasyonu ile çinko bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.48.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama KCl konsantrasyonu aynı şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.57. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

KCl kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
0.0	7.09	1.983	2.672	80.17
2.5	7.03	2.108	2.631	78.92
5.0	7.05	2.223	2.592	77.77
7.5	6.99	2.308	2.564	76.92
10.0	7.12	2.415	2.528	75.85
12.5	6.98	2.508	2.471	74.92
15.0	7.05	2.585	2.472	74.15



Şekil 3.48. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda KCl Bulunmasının Etkisi

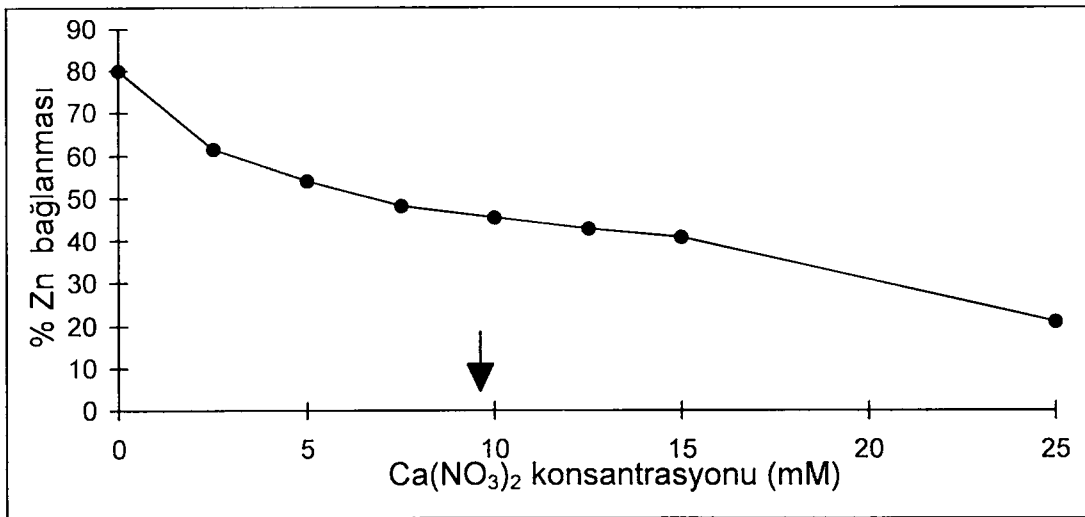


3.4.6.8. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-25 mM) $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ içeren 50 mL 10 ppm'lik çinko çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 7'ye ayarlandı. 30 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan çinko miktarları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.58.'de, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu ile çinko bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.49.'da görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonu aynı şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.58. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
0.0	7.09	1.983	2.672	80.17
2.5	6.75	7.912	2.048	61.44
5.0	6.79	5.912	1.801	54.04
7.5	6.74	5.712	1.604	48.12
10.0	6.80	5.460	1.513	45.40
12.5	6.62	5.188	1.429	42.88
15.0	6.78	4.596	1.363	40.88
25.0	6.33	3.856	0.696	20.88



Şekil 3.49. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasının Etkisi

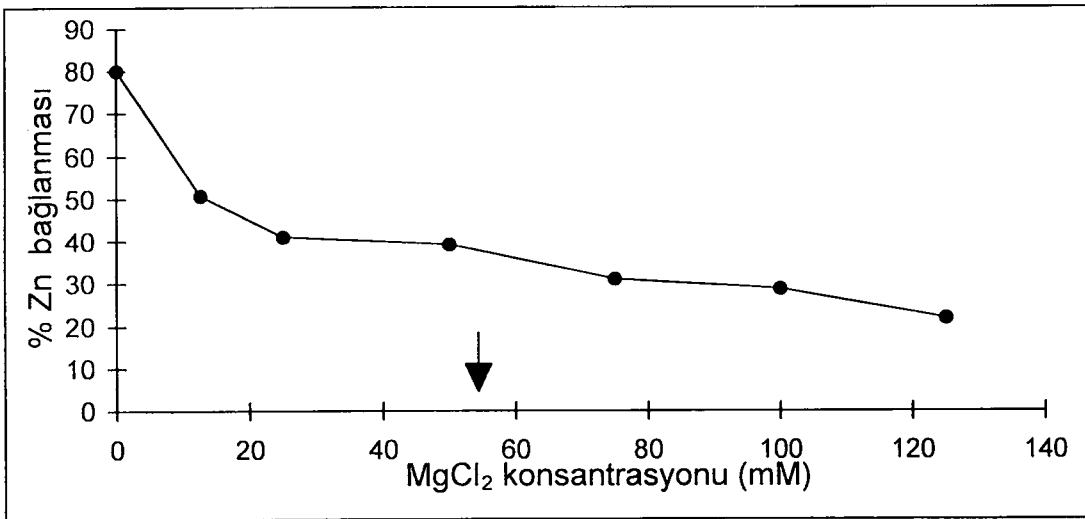


3.4.6.9. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

Kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinden 150 mg'lık tartımlar alındı. Farklı konsantrasyonlarda (0-125 mM) $MgCl_2$ içeren 50 mL 10 ppm'lik çinko çözeltileri hazırlanarak başlangıç pH'ları 7'ye ayarlandı. 30 dakika süreyle biyokütle ile karıştırılan çözeltiler süzüldü ve çözeltide kalan çinko konsantrasyonları AAS ile tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.59.'da, $MgCl_2$ konsantrasyonu ile çinko bağlanma yüzdesi arasında çizilen grafik ise Şekil 3.50.'de görülmektedir. Deniz suyundaki ortalama $MgCl_2$ konsantrasyonu aynı şekil üzerinde okla gösterilmiştir.

Tablo 3.59. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi

$MgCl_2$ kons. (mM)	Son pH	Çözeltide kalan Zn (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn (mg/g)	% Zn bağlanması
0.0	7.09	1.983	2.672	80.17
12.5	6.81	4.927	1.691	50.73
25.0	6.83	5.884	1.372	41.16
50.5	6.95	6.076	1.308	39.24
75.0	6.80	6.880	1.040	31.20
100.5	6.85	7.124	0.959	28.76
125.0	6.77	7.812	0.729	21.88



Şekil 3.50. Çinko Bağlanması Üzerine Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasının Etkisi



3.5. DENİZ SUYUNDAKİ AĞIR METALLERİN SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİ İLE UZAKLAŞTIRILMASININ UYGULAMASI

3.4. Bölümünde nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metallerinin uzaklaştırılması üzerine deniz suyunda en fazla bulunan NaCl, KCl, Ca(NO₃)₂ ve MgCl₂ tuzlarının etkileri ayrı ayrı incelenmiştir. Bu bölümde ise NaCl, KCl, Ca(NO₃)₂ ve MgCl₂ tuz konsantrasyonları sırasıyla 456, 9.7, 10 ve 56 mM olacak şekilde bu tuzları birarada içeren sentetik bir deniz suyu çözeltisi hazırlandı. Hazırlanan bu sentetik deniz suyu ile ayrı ayrı 50 mL 10 ppm' lik nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko çözeltileri hazırlandı. Başlangıç pH' sı 7' ye ayarlanan bu çözeltiler içerisine 150 mg bitki kökü biyokütlesi konularak 20 dakika her bir metal için ayrı ayrı karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek biyokütleden ayrıldı. Çözelti ortamında kalan metal miktarları AAS, Na, K ve Ca miktarları alev fotometresi, Mg ise AAS' nin alev emisyon modunda tayin edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.60.' da verilmiştir. Deneye başlamadan önce tayin edilen sentetik deniz suyu içerisindeki sodyum, potasyum, kalsiyum ve magnezyum başlangıç miktarları da aynı tablonun üst kısmında verilmiştir.

Tablo 3.60. Deniz Suyu Çözeltisi İçerisinde Metallerin Bağlanma Miktarları ve Ortamda Kalan Tuz Katyon Konsantrasyonları

	Başlangıç kons. (ppm)	Son kons. (ppm)	% Metal bağlanması	Na (ppm)	K (ppm)	Ca (ppm)	Mg (ppm)
Başlangıç kons. (ppm)				11649	422	678	1802
Ni	10	7.74	22.64	11540	452	736	1722
Cu	10	2.42	75.79	11745	453	736	1764
Pb	10	0.98	90.16	11854	0.00	0.50	1794
Cd	10	9.85	1.50	11799	452	736	1798
Cr	10	0.45	95.52	11799	453	736	1830
Zn	10	7.81	21.90	11854	452	736	1848



3.6. SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİNİN AĞIR METALLERİ UZAKLAŞTIRMA MEKANİZMASININ İNCELENMESİ

Çalışmanın bu bölümünde Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinin çalışılan ağır metalleri uzaklaştırma mekanizması hakkında bilgi edinebilmek amacıyla; biyokütlenin metal bağlama kapasitesini arttıran KOH' deki etkin grubun saptanması, biyokütlenin kurşun veya kadmiyum tercihinin incelenmesi, kurşun ve kadmiyum iyonlarını bağlamış olan biyokütlenin sodyum iyonlarıyla yer değiştirmesinin incelenmesi, biyokütlenin sulu ve susuz ortam potansiyometrik titrasyonları, biyokütlenin HCl ve NaCl ile rejenerasyonu, biyokütlenin kompleks oluşturarak bağ yapan kısmının incelenmesi gibi konular araştırılmıştır.

3.6.1. Biyokütlenin Metal Bağlama Kapasitesini Artıran KOH' deki Etkin Grubun İncelenmesi

Bazik ön yıkama işleminde biyokütlenin metal bağlama kapasitesini arttıran grubun saptanması amacıyla, yaklaşık 300 mg bitki kökü biyokütlesi 150 mL 1M NaCl çözeltisiyle 1 saat karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle süzüldü ve 105 °C' de 24 saat kurutuldu. Aynı işlemler 1 M KOH ile tekrarlandı. Bu şekilde NaCl ve KOH ile ön yıkama işleminden geçen biyokütle örneklerinden 150 mg' lık tartımlar alındı ve pH' sı 5'e ayarlanmış 50 mL 50 ppm' lik kurşun çözeltileri ile 20 dakika karıştırıldı. Çözeltide kalan kurşun miktarları AAS ile tayin edildi. Sonuçlar Tablo 3.61.' de görülmektedir.

Tablo 3.61. Biyokütlenin Metal Bağlama Kapasitesini Arttırmada Etkin Grubun İncelenmesi

Ön yıkama işlemi	Son pH	Çözeltide kalan Pb (AAS) (mg/L)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb (mg/g)	% Pb bağlanması
İşlem görmemiş	6.42	1.332	16.223	97.34
NaCl ile işlem	6.35	0.338	16.554	99.32
KOH ile işlem	6.44	0.256	16.581	99.49



3.6.2. Biyokütlenin Kurşun veya Kadmiyum Tercihinin İncelenmesi

% 5' lik HCl ile yıkanmış ve kurutulmuş biyokütle örneğinden 300 mg alınarak, 100 mL 100 ppm kadmiyum çözeltisiyle 30 dakika karıştırıldı. Daha sonra çözelti süzülerek biyokütle örneği ayrıldı ve 105 ° C de kurutuldu. Biyokütleninin bağlamış olduğu Cd miktarını bulmak için süzüntüdeki kadmiyum AAS ile tayin edildi. Bu şekilde kadmiyumla doyurulmuş biyokütle örneğinden 150 mg' lık tartım alınarak pH'sı 5' e ayarlanmış 50 mL 102 ppm Pb çözeltisiyle 20 dakika karıştırıldı. Süzüntüdeki Cd ve Pb miktarları AAS ile tayin edildi. Sonuçlar Tablo 3.62.' de görülmektedir.

Tablo 3.62. Biyokütlenin Kurşun veya Kadmiyum Tercihi

Kadmiyumla doyurulan biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd miktarı (µşdg/g)	Biyokütleninin kurşunu bağlarken kuru ağırlığı başına ortama verdiği Cd miktarı (µşdg/g)	Biyokütleninin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb miktarı (µşdg/g)
241.97	117.57	377.35

3.6.3. Kurşun ve Kadmiyum İyonlarının Sodyum İyonu ile Yer Değiştirmesinin İncelenmesi

% 10' luk NaCl ile doyurulmuş ve kurutulmuş Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi örneğinden 150 mg' lık iki ayrı tartım alındı. pH' sı 7' ye ayarlanmış 50 mL 102 ppm' lik kadmiyum ve kurşun çözeltileri ile 20 dakika karıştırıldı. Bu süre sonunda çözeltiler süzülerek ortama verilen Na miktarı alev fotometresi ile, ortamdan uzaklaştırılan Cd ve Pb miktarları ise AAS ile tayin edildi. Sonuçlar Tablo 3.63.' de verilmiştir.



Tablo 3.63. Kurşun ve Kadmiyum İyonlarının Sodyum İyonu ile Yer Değiştirmesi

	Çözültide kalan metal miktarları (150 mg bitki) (ppm)	Pb ve Cd bağlanırken ortama geçen Na (150 mg bitki) (ppm)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına ortama verdiği Na miktarı ($\mu\text{eşdg/g}$)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına uzaklaştırdığı metal miktarı ($\mu\text{eşdg/g}$)
Kurşun	4.651	28.56	413.91	313.22
Kadmiyum	46.900	29.55	428.12	326.78

3.6.4. Biyokütlenin Metal Bağlarken Ortama Verdiği Sodyum İyonu Fazlalığının İncelenmesi

Biyokütlenin kurşun ve kadmiyum bağlarken ortama verdiği sodyum iyonu fazlalığının incelenmesi amacıyla 0.089 mg NaCl ile doyurulmuş biyokütle örneği 50 mL saf su (deiyonize ve ters ozmozdan geçmiş ultra saf su) ile 20 dakika karıştırıldı. Süzülen biyokütle 50 mL saf suyla tekrar 20 dakika karıştırıldı. İki yıkama işlemi sonunda su ortamına geçen sodyum miktarları alev fotometresi ile tayin edildi. Sonuçlar Tablo 3.64.' de görülmektedir.

Tablo 3.64. Biyokütlenin Metal Bağlarken Ortama Verdiği Sodyum İyonu Fazlalığının İncelenmesi

	Biyokütlenin ortama verdiği Na miktarı (89 mg biyokütle) (ppm)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına ortama verdiği Na miktarı ($\mu\text{eşdg/g}$)
Birinci Yıkama	8.037	202.91
İkinci Yıkama	3.460	84.51

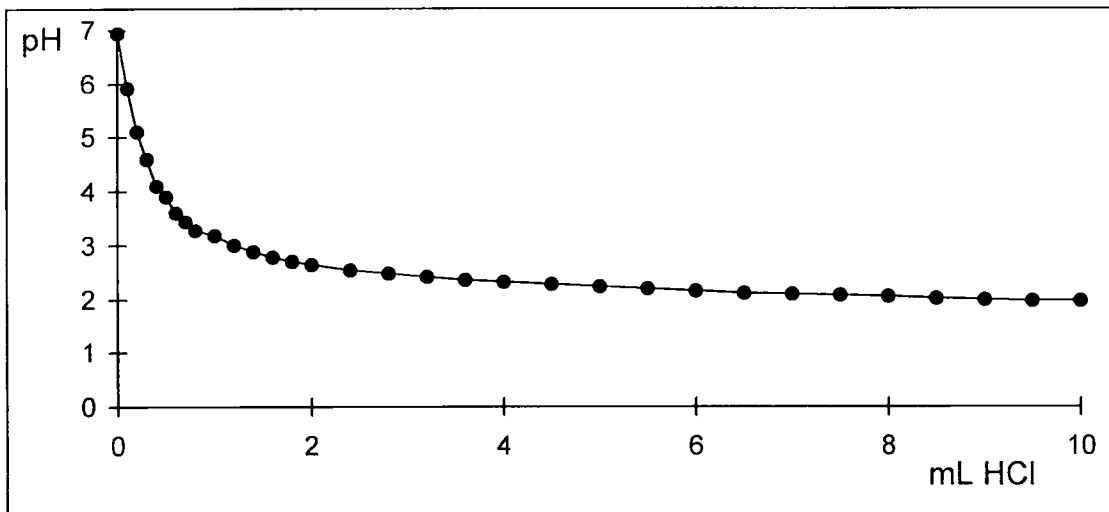


3.6.5. Biyokütlenin HCl ile Titrasyonu

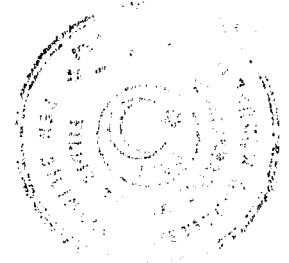
150 mg Su Sumbülü bitki kökü biyokütlesi 75 mL saf su içerisine konularak karıştırıldı. Başlangıç pH' sı 6.935 olarak ölçüldü. 0.1 M HCl çözeltisinden belli bir miktar ilave edildi ve her ilave edişte çözelti pH' sı sabit kalıncaya kadar karıştırılmaya devam edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.65.' de, mL HCl miktarı ile pH arasında çizilen grafik Şekil 3. 51.' de görülmektedir.

Tablo 3.65. Biyokütlenin 0.1 M HCl ile Titrasyonu

HCl (mL)	pH	HCl (mL)	pH	HCl (mL)	pH
0.0	6.935	1.4	2.875	5.5	2.185
0.1	5.912	1.6	2.774	6.0	2.153
0.2	5.110	1.8	2.696	6.5	2.119
0.3	4.616	2.0	2.631	7.0	2.093
0.4	4.097	2.4	2.544	7.5	2.063
0.5	3.900	2.8	2.474	8.0	2.043
0.6	3.598	3.2	2.416	8.5	2.018
0.7	3.439	3.6	2.358	9.0	1.997
0.8	3.287	4.0	2.311	9.5	1.980
1.0	3.183	4.5	2.267	10.0	1.964
1.2	3.002	5.0	2.223		



Şekil 3.51. Biyokütlenin 0.1 M HCl ile Titrasyon Eğrisi

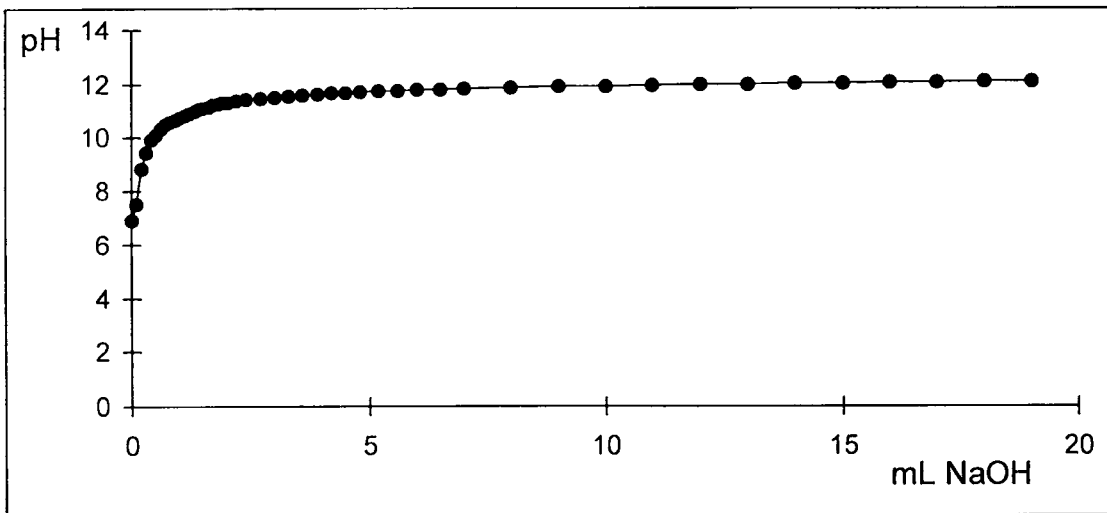


3.6.6. Biyokütlenin NaOH ile Titrasyonu

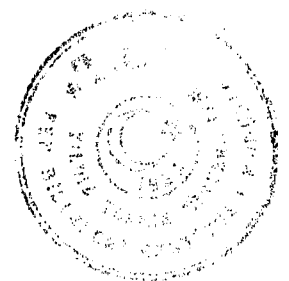
50 mL saf su içerisinde 150 mg biyokütle konuldu. 0.1 M NaOH çözeltisinden her ilave edişte çözelti pH' sı sabit kalıncaya kadar karıştırıldı. Sonuçlar Tablo 3.66.' da, mL NaOH miktarı ile pH arasında çizilen grafik Şekil 3.52.' de görülmektedir.

Tablo 3.66. Biyokütlenin 0.1 M NaOH ile Titrasyonu

NaOH (mL)	pH	NaOH (mL)	pH	NaOH (mL)	pH
0.0	6.907	1.6	11.163	5.6	11.753
0.1	7.541	1.7	11.211	6.0	11.778
0.2	8.860	1.8	11.247	6.5	11.798
0.3	9.450	1.9	11.286	7.0	11.819
0.4	9.937	2.0	11.317	8.0	11.860
0.5	10.107	2.2	11.366	9.0	11.890
0.6	10.339	2.4	11.410	10.0	11.921
0.7	10.501	2.7	11.464	11.0	11.948
0.8	10.600	3.0	11.512	12.0	11.981
0.9	10.641	3.3	11.553	13.0	11.999
1.0	10.741	3.6	11.584	14.0	12.018
1.1	10.824	3.9	11.621	15.0	12.035
1.2	10.892	4.2	11.649	16.0	12.054
1.3	10.982	4.5	11.674	17.0	12.080
1.4	11.045	4.8	11.705	18.0	12.097
1.5	11.110	5.2	11.730	19.0	12.105



Şekil 3.52. Biyokütlenin 0.1 M NaOH ile Titrasyon Eğrisi



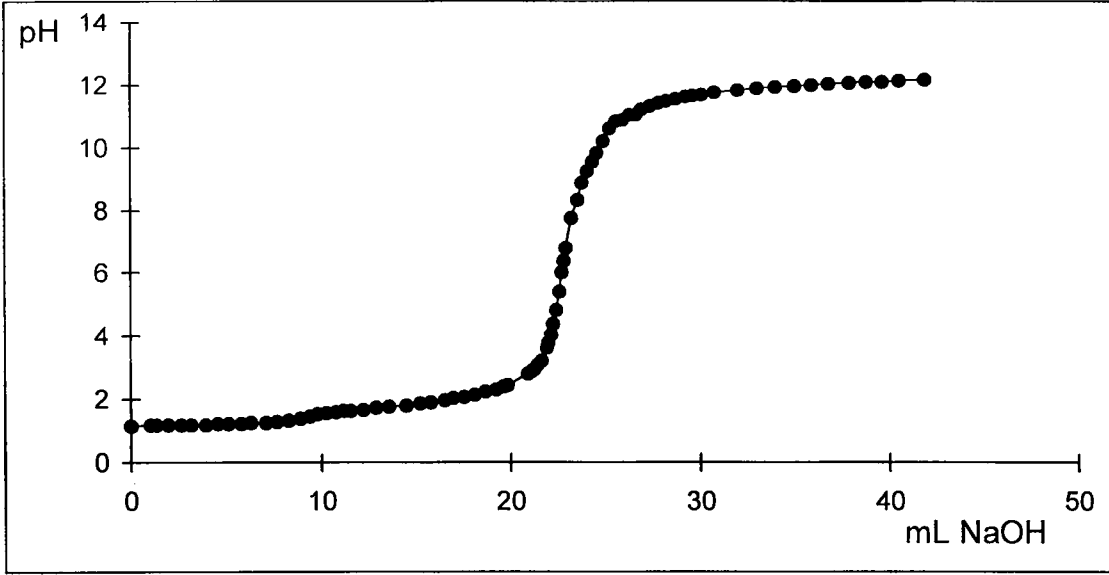
3.6.7. HCl İçerisindeki Biyokütlenin NaOH ile Titrasyonu

25 mL 0.1 M HCl içerisine 150 mg Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi konarak 0.1 M NaOH çözeltisi ile titre edildi. NaOH çözeltisinden her ilave edişte çözelti pH' sı sabit kalıncaya kadar karıştırıldı. Sonuçlar Tablo 3.67.' de, mL NaOH miktarı ile pH arasında çizilen grafik Şekil 3.53.' de görülmektedir.

Tablo 3.67. 0.1 M HCl İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M NaOH ile Titrasyonu

NaOH (mL)	pH	NaOH (mL)	pH	NaOH (mL)	pH	NaOH (mL)	pH
0.00	1.167	12.17	1.676	22.11	4.051	27.83	11.418
1.00	1.184	12.85	1.718	22.24	4.387	28.21	11.481
1.27	1.189	13.57	1.756	22.38	4.840	28.72	11.556
1.92	1.194	14.46	1.812	22.55	5.397	29.21	11.614
2.57	1.195	15.17	1.859	22.70	6.011	29.62	11.656
3.11	1.195	15.76	1.906	22.80	6.391	30.08	11.698
3.88	1.203	16.49	1.982	22.91	6.786	30.74	11.753
4.54	1.212	16.94	2.029	23.21	7.761	32.00	11.835
5.10	1.219	17.47	2.085	23.52	8.324	33.03	11.892
5.76	1.228	18.05	2.156	23.74	8.866	34.00	11.934
6.27	1.241	18.62	2.231	24.06	9.240	35.00	11.975
7.04	1.264	19.16	2.321	24.33	9.564	35.90	12.005
7.61	1.286	19.61	2.414	24.53	9.817	36.81	12.033
8.25	1.329	19.82	2.461	24.86	10.194	37.84	12.064
8.88	1.408	20.90	2.804	25.23	10.600	38.76	12.086
9.39	1.468	21.07	2.890	25.55	10.838	39.64	12.111
9.79	1.526	21.21	2.970	25.91	10.878	40.52	12.126
10.21	1.570	21.38	3.090	26.29	11.027	41.90	12.150
10.74	1.600	21.59	3.237	26.64	11.038	43.52	12.176
11.13	1.617	21.89	3.632	26.91	11.212		
11.52	1.640	21.98	3.780	27.37	11.329		

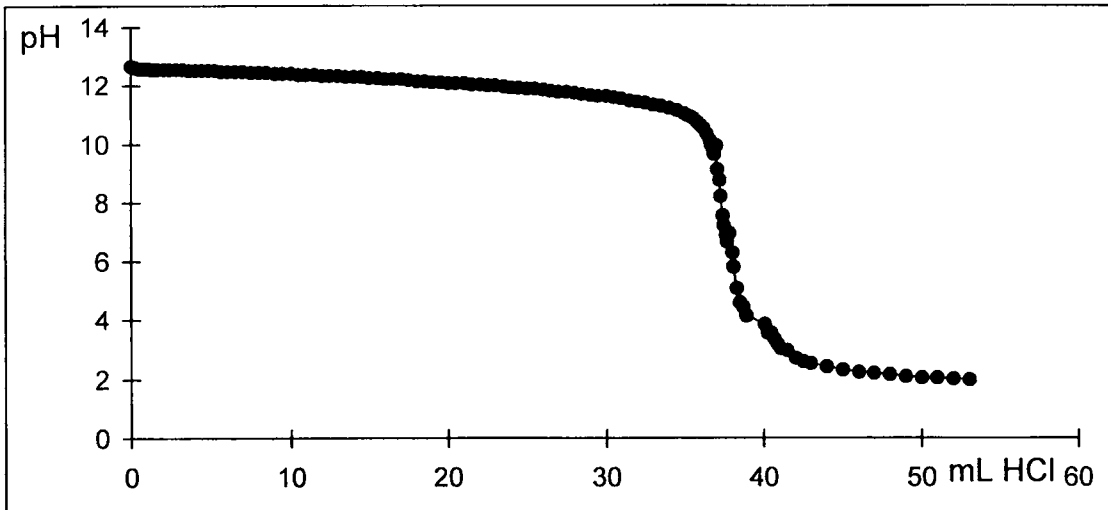




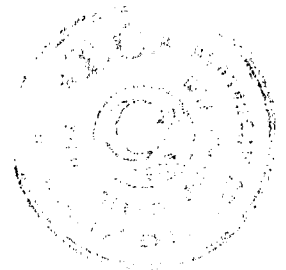
Şekil 3.53. 0.1 M HCl İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M NaOH ile Titrasyon Eğrisi

3.6.8. NaOH İçerisindeki Biyokütlenin HCl ile Titrasyonu

50 mL 0.1 M NaOH içerisine 150 mg biyokütle konarak 0.1 M HCl çözeltisi ile titre edildi. HCl çözeltisinden her ilave edişte çözelti pH' sı sabit kalıncaya kadar karıştırıldı. Sonuçlar Tablo 3.68.' de, mL HCl miktarı ile pH arasında çizilen grafik Şekil 3.54.' de görülmektedir.



Şekil 3.54. 0.1 M NaOH İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M HCl ile Titrasyonu



Tablo 3.68. 0.1 M NaOH İçerisindeki Biyokütlenin 0.1 M HCl ile Titrasyonu

HCl (mL)	pH	HCl (mL)	pH	HCl (mL)	pH	HCl (mL)	pH
0.0	12.660	12.0	12.354	27.5	11.775	37.4	7.557
0.2	12.647	12.5	12.343	28.0	11.749	37.5	7.236
0.4	12.617	13.0	12.331	28.5	11.720	37.6	6.906
0.6	12.601	13.5	12.320	29.0	11.691	37.7	6.653
0.8	12.590	14.0	12.307	29.5	11.659	37.8	6.971
1.0	12.585	14.5	12.291	30.0	11.627	38.0	6.301
1.2	12.580	15.0	12.281	30.5	11.591	38.1	5.812
1.4	12.575	15.5	12.265	31.0	11.552	38.3	5.099
1.6	12.570	16.0	12.249	31.5	11.511	38.5	4.613
2.0	12.565	16.5	12.235	32.0	11.467	38.7	4.469
2.4	12.558	17.0	12.223	32.5	11.417	38.9	4.172
2.8	12.551	17.5	12.205	33.0	11.362	40.1	3.851
3.2	12.546	18.0	12.171	33.5	11.301	40.3	3.563
3.6	12.541	18.5	12.155	34.0	11.228	40.5	3.587
4.0	12.535	19.0	12.138	34.5	11.150	40.7	3.401
4.4	12.528	19.5	12.119	35.0	11.052	40.9	3.197
4.8	12.521	20.0	12.102	35.2	10.995	41.1	3.058
5.2	12.512	20.5	12.085	35.4	10.932	41.5	2.984
5.6	12.505	21.0	12.067	35.6	10.857	42.0	2.740
6.0	12.494	21.5	12.052	35.8	10.770	42.5	2.631
6.5	12.486	22.0	12.033	36.0	10.665	43.0	2.546
7.0	12.476	22.5	12.012	36.2	10.534	44.0	2.427
7.5	12.466	23.0	11.993	36.4	10.366	45.0	2.335
8.0	12.450	23.5	11.974	36.6	10.146	46.0	2.265
8.5	12.436	24.0	11.951	36.7	9.986	47.0	2.205
9.0	12.426	24.5	11.931	36.8	9.821	48.0	2.158
9.5	12.417	25.0	11.909	36.9	9.643	49.0	2.118
10.0	12.403	25.5	11.885	37.0	9.942	50.0	2.073
10.5	11.393	26.0	11.858	37.1	9.155	51.0	2.049
11.0	12.381	26.5	11.829	37.2	8.751	52.0	2.016
11.5	12.370	27.0	11.805	37.3	8.214	53.0	1.989

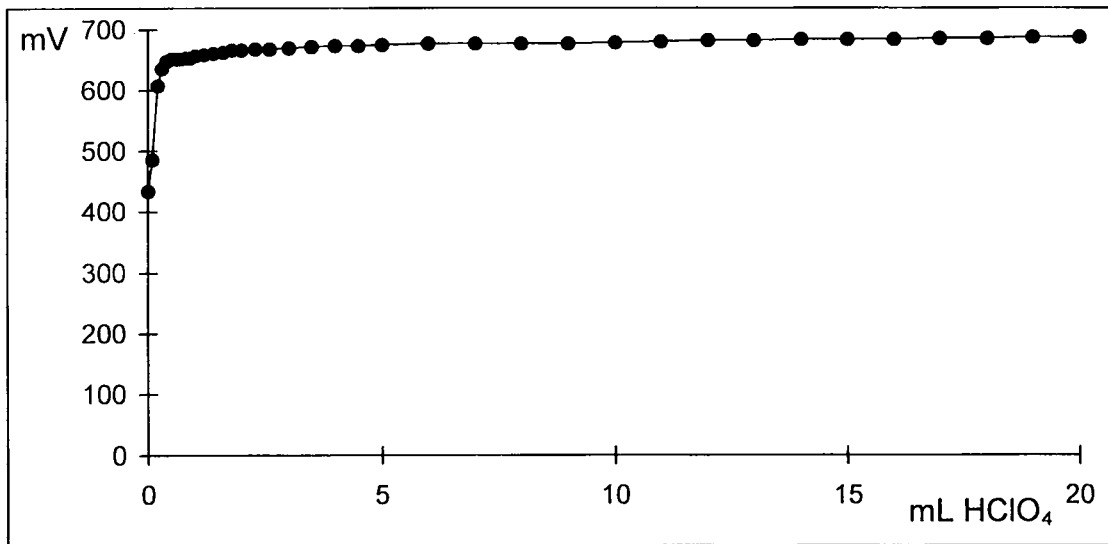


3.6.9. Glasiyel Asetik Asit İçerisindeki Biyokütlenin HClO_4 ile Titrasyonu

50 mL glasiyel asetik asit içerisine 150 mg biyokütle konarak 0.1 M HClO_4 çözeltisi ile susuz ortam titrasyonu yapıldı. HClO_4 çözeltisinden her ilave edişte çözelti pH' sı sabit kalıncaya kadar karıştırıldı. Sonuçlar Tablo 3.69.' da, mL HClO_4 miktarı ile milivolt arasında çizilen grafik Şekil 3.54.' de görülmektedir.

Tablo 3.69. Glasiyel Asetik Asit İçerisindeki Biyokütlenin HClO_4 ile Titrasyonu

HClO_4 (mL)	mV	HClO_4 (mL)	mV	HClO_4 (mL)	mV	HClO_4 (mL)	mV
0.0	435.4	1.0	656.6	4.0	672.7	13.0	382.5
0.1	485.8	1.2	659.4	4.5	674.0	14.0	683.4
0.2	606.5	1.4	661.4	5.0	675.2	15.0	683.9
0.3	636.4	1.6	663.1	6.0	676.2	16.0	684.5
0.4	648.5	1.8	665.4	7.0	676.8	17.0	685.5
0.5	651.4	2.0	666.8	8.0	677.4	18.0	686.3
0.6	651.6	2.3	668.5	9.0	677.7	19.0	686.9
0.7	652.3	2.6	668.8	10.0	678.9	20.0	687.5
0.8	654.5	3.0	669.1	11.0	680.2		
0.9	654.4	3.5	671.1	12.0	381.3		



Şekil 3.55. Glasiyel Asetik Asit İçerisindeki Biyokütlenin HClO_4 ile Titrasyonu

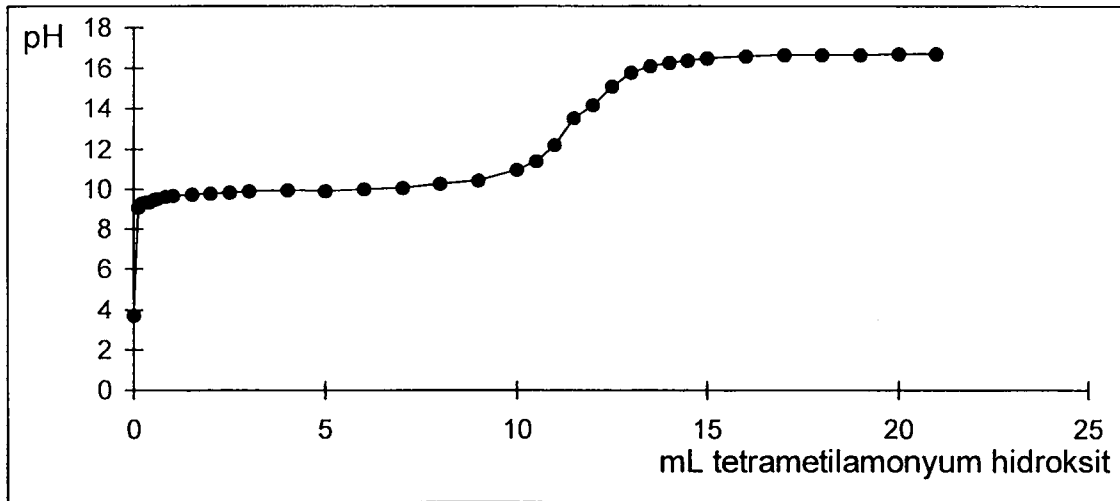


3.6.10. Metil İzobütil Keton İçerisindeki Biyokütlenin Tetrametilamonyum Hidroksit ile Titrasyonu

100 mL metil izobütil keton içerisine 150 mg Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi konarak 0.1 N tetrametilamonyum hidroksit çözeltisi ile susuz ortam titrasyonu yapıldı. Sonuçlar Tablo 3.70.' de, mL tetrametilamonyum hidroksit miktarı ile pH arasında çizilen grafik Şekil 3.56.' da görülmektedir.

Tablo 3.70. Metil İzobütil Keton İçerisindeki Biyokütlenin Tetrametilamonyum Hidroksit ile Titrasyonu

tetrametil- amonyum hidroksit (mL)	pH	tetrametil- amonyum hidroksit (mL)	pH	tetrametil- amonyum hidroksit (mL)	pH	tetrametil- amonyum hidroksit (mL)	pH
0.0	3.700	1.5	9.727	9.0	10.406	14.0	16.293
0.1	9.060	2.0	9.786	10.0	10.981	14.5	16.414
0.2	9.285	2.5	9.838	10.5	11.366	15.0	16.503
0.3	9.323	3.0	9.874	11.0	12.182	16.0	16.592
0.4	9.353	4.0	9.991	11.5	13.520	17.0	16.638
0.5	9.463	5.0	9.910	12.0	14.189	18.0	16.669
0.6	9.517	6.0	9.974	12.5	15.097	19.0	16.669
0.8	9.605	7.0	10.060	13.0	15.815	20.0	16.688
1.0	9.673	8.0	10.257	13.5	16.114	21.0	16.690



Şekil 3.56. Metil İzobütil Keton İçerisindeki Biyokütlenin Tetrametilamonyum Hidroksit ile Titrasyonu



3.6.11. Biyokütlenin Bünyesindeki Alkali ve Toprak Alkali Metallerin İncelenmesi

150 mg biyokütle % 5' lik HCl' de yarım saat karıştırıldı. Bu süre sonunda biyokütle süzüldü. Çözelti ortamına geçen Na, K ve Ca miktarları alev fotometresinde, Mg ise AAS' nin alev emisyon modunda tayin edildi. Ayrıca süzölmüş olan biyokütle 50 mL 100 ppm' lik sodyum çözeltisiyle yarım saat karıştırıldı ve tekrar süzüldü. Çözeltideki sodyum konsantrasyonu tayin edilerek biyokütlenin bağladığı sodyum miktarı hesaplandı. Sonuçlar Tablo 3.71.' de görülmektedir.

Tablo 3.71. Biyokütle Bünyesindeki Alkali ve Toprak Alkali Metaller

	Çözelti ortamına geçen miktarları (150 mg bitki) (ppm)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına çözelti ortamına verdiği metal miktarı (µeşdg/g)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı metal miktarı (µeşdg/g)
Sodyum	35.19	510.00	66.64
Potasyum	23.28	198.97	-
Kalsiyum	42.45	707.50	-
Magnezyum	4.00	55.56	-

3.6.12. Biyokütlenin Tekrarlanabilir Rejenerasyonunun İncelenmesi

250 mg kurutulmuş bitki kökü biyokütlesi % 5' lik HCl içerisinde yarım saat karıştırıldı, süzüldü ve kurutuldu. Daha sonra asitle yıkanmış bu biyokütle örneği 50 mL 20 ppm' lik kurşun çözeltisi ile pH 5' de 20 dakika karıştırıldı. Çözelti ortamında kalan Pb miktarı AAS ile tayin edildi. Kurşunu bağlamış ve tekrar kurutulmuş olan biyokütle % 5' lik HCl ile rejenere edildi ve biyokütlenin çözelti ortamına serbest bıraktığı Pb miktarı tayin edildi. Bütün bu işlemler 4 kere tekrar edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.72.' de görülmektedir.



Tablo 3.72. Biyokütlenin HCl ile Rejenerasyonu

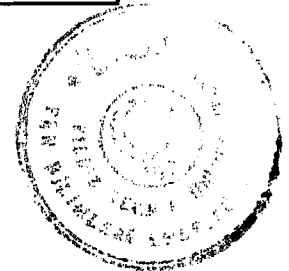
	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı kurşun miktarı ($\mu\text{eşdg/g}$)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına çözelti ortamına verdiği kurşun miktarı ($\mu\text{eşdg/g}$)
1. İşlem	37.76	-
1. HCl Rejenerasyonu	-	37.74
2. İşlem	37.73	-
2. HCl Rejenerasyonu	-	37.73
3. İşlem	37.65	-
3. HCl Rejenerasyonu	-	37.64
4. İşlem	37.58	-
4. HCl Rejenerasyonu	-	37.57

3.6.13. Biyokütlenin NaCl ile Rejenerasyonunun İncelenmesi

250 mg kurutulmuş bitki kökü biyokütlesi % 5' lik HCl içerisinde yarım saat karıştırıldı, süzüldü ve kurutuldu. Daha sonra asitle yıkanmış bu biyokütle örneği 50 mL 50 ppm' lik Pb çözeltisi ile pH 5' te 20 dakika karıştırıldı. Çözelti ortamında kalan Pb miktarı AAS ile tayin edildi. Biyokütlenin bağlamış olduğu kurşun % 10' luk NaCl ile 20 dakika karıştırılarak rejenere edildi ve çözelti ortamına serbest bırakılan Pb miktarı tayin edildi. Biyokütle üzerinde kalmış olan yani NaCl' ün çözelti ortamına alamadığı kurşun miktarı da % 5' lik HCl ile 20 dakika rejenere edilerek çözelti ortamına alındı ve AAS ile tayin edildi. Sonuçlar Tablo 3.73.' de görülmektedir.

Tablo 3.73. Biyokütlenin NaCl ile Rejenerasyonu

	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb miktarı ($\mu\text{eşdg/g}$)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına serbest bıraktığı Pb miktarı ($\mu\text{eşdg/g}$)
50 mL 50 ppm Pb ile işlem	141.60	-
% 10' luk NaCl ile işlem	-	100.73
% 5' lik HCl ile rejenerasyon	-	40.81



3.6.14. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının İncelenmesi

250 mg kurutulmuş bitki kökü biyokütlesi % 5' lik HCl içerisinde yarım saat karıştırıldı, süzüldü ve kurutuldu. Daha sonra asitle yıkanmış bu biyokütle örneği 50 mL 20 ppm' lik Zn çözeltisi ile pH 7' de 30 dakika karıştırıldı. Çözelti ortamında kalan Zn miktarı AAS ile tayin edildi. İyon değişimi olarak bağ yapan kısım % 10' luk NaCl rejenere edildi ve çözelti ortamına serbest bırakılan Zn miktarı tayin edildi. Kompleks şeklinde bağlanan çinkoyu daha kuvvetli kompleks oluşturan kurşun ile almak için NaCl ile rejenerasyondan sonra tekrar kurutulmuş olan biyokütle 50 mL 100 ppm' lik Pb çözeltisi ile pH 5' te 20 dakika karıştırıldı. Çözeltide kalan Pb ve çözelti ortamına serbest bırakılan Zn miktarları tayin edildi. Biyokütle üzerinde kalmış olan metal miktarlarını tayin etmek amacıyla süzölmüş ve kurutulmuş olan biyokütle tekrar % 5' lik HCl ile 20 dakika rejenere edildi. Toplu sonuçlar Tablo 3.74.' de görülmektedir.

Tablo 3.74. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının İncelenmesi

	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn miktarı (µeşdg/g)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına desorbe ettiği Zn miktarı (µeşdg/g)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Pb miktarı (µeşdg/g)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına desorbe ettiği Pb miktarı (µeşdg/g)
50 mL 20 ppm Zn işlemi	161.60	-	-	-
% 10' luk NaCl işlemi	-	155.11	-	-
50 mL 100 ppm Pb işlemi	-	5.22	167.26	-
% 5'lik HCl rejenerasyonu	-	1.23	-	167.23

3.6.15. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının Kadmiyum ile Alınması

3.6.13.' deki deneyler aynen tekrarlandı. Asitle yıkanmış ve kurutulmuş biyokütlenin çinko metali ile iyon değiştirme yoluyla bağ yapan kısmı yine NaCl ile, kompleks olarak bağ yapan kısım ise kurşun yerine 50 mL 100 ppm Cd çözeltisi ile alındı. Sonuçlar Tablo 3.75.' de görülmektedir.



Tablo 3.75. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısımının Cd ile Alınması

	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Zn miktarı (µeşdg/g)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına desorbe ettiği Zn miktarı (µeşdg/g)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı Cd miktarı (µeşdg/g)	Biyokütlenin kuru ağırlığı başına desorbe ettiği Cd miktarı (µeşdg/g)
50 mL 20 ppm Zn işlemi	175.65	-	-	-
% 10' luk NaCl işlemi	-	155.49	-	-
50 mL 100 ppm Cd işlemi	-	10.98	169.56	-
% 5' lik HCl rejenerasyonu	-	9.07	-	169.56

3.6.16. Biyokütlenin Çalışılan Metalleri Uzaklaştırmada Dağılma Oranlarının İncelenmesi

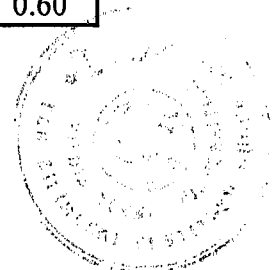
İyon değiştirici reçinelerde metallerin birbirinden ayrılmasının bir göstergesi olan dağılma oranları aşağıdaki şekilde formüle edilir;

$$\text{Dağılma oranı} = \frac{\text{Reçinede bağlanmış iyonun meşdg / reçine kütlesi (g)}}{\text{Çözeltide kalan meşdg / çözelti hacmi (mL)}}$$

Tablo 3.5., 3.16., 3.25., 3.34., 3.43. ve 3.52.' deki metal bağlanması üzerine metal konsantrasyonların etkisiyle ilgili daha önce yapılmış olan çalışmalardan yukarıdaki formüle göre hesaplanan dağılma oranları Tablo 3.76.' da görülmektedir.

Tablo 3.76. Çalışılan Metallerin Dağılma Oranları

	1 (ppm)	2 (ppm)	3 (ppm)	4 (ppm)	5 (ppm)	10 (ppm)	15 (ppm)	20 (ppm)	Ortalama
Kurşun	-	-	-	-	13.79	17.49	14.86	18.99	16.28
Kadmiyum	6.33	6.68	6.52	5.93	5.93	4.18	3.07	1.83	5.06
Krom	4.30	7.07	7.02	6.50	5.79	3.39	2.07	1.61	4.72
Bakır	0.95	1.30	1.33	1.37	1.39	1.25	1.21	1.30	1.26
Çinko	0.17	0.44	0.69	0.89	0.86	1.00	0.91	0.76	0.72
Nikel	0.36	0.42	0.55	0.76	0.86	0.76	0.63	0.47	0.60



4. SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRİLMESİ

Giriş kısmında da belirtildiği gibi bu çalışmanın temel amacı, içme ve atık sularında yaygın olarak bulunan nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metallerinin uzaklaştırılmasında cansız Su Sümbülü bitki köklerinin kullanılabilirliğinin incelenmesi, optimum metal uzaklaştırma şartlarının araştırılması, biyokütlenin metal bağlama özelliğinin artırılması ve metal bağlanma mekanizmasının incelenmesidir.

4.1. METAL BAĞLANMASI ÜZERİNE ETKİ EDEN FAKTÖRLER

4.1.1. Metal Bağlanmasının Biyokütle Tanecik Boyutuna Bağlılığı

Tablo 3.2. ve 3.13.' den görüldüğü gibi Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinin tanecik boyutunun küçülmesi nikel ve bakır metallerinin biyokütle üzerine bağlanma yüzdelelerini arttırmaktadır. Bu artış adsorpsiyon olaylarında olduğu gibi bağlanmada etkin olan yüzey alanlarının artışıdan kaynaklandığı ve diğer metaller için de aynı olacağı düşünüldüğünden, tanecik boyutuna bağımlı metal bağlanma deneyleri için bu iki metalle çalışılması yeterli görülmüştür. Bakır ve nikel iyonlarını en yüksek bağlama yüzdeleri 150 μm ' den küçük tanecik boyutundaki biyokütle ile elde edilmesine rağmen, elek analizi sonucunda 150-355 μm arası tanecik boyutundaki biyokütleden daha fazla elde edilmesi ve bu tanecik boyutundaki biyokütlenin nikel ve bakır bağlama yüzdesi en yüksek değere yakın olması gibi sebeplerden dolayı 150-355 μm arası tanecik boyutlu biyokütle bundan sonraki deneyler için tercih edilmiştir.

4.1.2. Metal Bağlanmasının Biyokütle Miktarına Bağlılığı

Şekil 3.1. ve 3.10.' da görüldüğü gibi biyokütle miktarının artması nikel ve bakır metallerinin bağlanmasını çok fazla arttırmamıştır. Hatta yüksek biyokütle miktarlarında her iki metalin bağlanma yüzdelерinin azaldığı görülmektedir. Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinin yoğunluğu düşük olduğundan su yüzeyinde yüzmektedir. Düşük biyokütle miktarlarında etkili bir karıştırma ile biyokütlenin çözeltiye tam olarak ısılanması başarılıırken, yüksek miktarlarda biyokütle ile çalışıldığında çözelti yüzeyinde



topaklanmalar gözlenmiştir. Çalışılan kesikli sistemde çözelti yüzeyinde gözlenen bu biyokütle birikmelerin, metal çözeltisiyle etkileşimleri engellediği dolayısıyla da nikel ve bakır bağlanma yüzdeleri azalttığı tahmin edilmiştir. Önzenginleştirme ve endüstriyel amaçlı kullanımlarda kolon çalışmaları uygulandığından ve kesikli sistemde görülen bu problemle karşılaşmayacağı düşünüldüğünden bu konu üzerinde fazla durulmamıştır. Metal bağlanması üzerine biyokütle miktarının etkisi diğer metaller için de aynı olacağı düşünüldüğünden, iki metalle çalışılması yeterli görülmüştür. Nikel ve bakır bağlanmasının biyokütle miktarına bağımlılığıyla ilgili grafiklerden de görüldüğü gibi, düşük biyokütle miktarlarında yüksek metal bağlanması gözlemlendiğinden optimum biyokütle miktarı 150 mg olarak saptanmış ve bundan sonraki çalışmalarda bu miktar alınmıştır.

4.1.3. Metal Bağlanmasının Karıştırma Süresine Bağlılığı

Karıştırma süresiyle nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metallerinin bağlanma yüzdeleri arasında çizilen 3.2., 3.11., 3.19., 3.27., 3.35. ve 3.43. şekillerinden görüldüğü gibi Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinin çalışılan metalleri bağlaması oldukça hızlıdır. Maksimuma yakın metal uzaklaştırılmasına ilk dakikalarda ulaşıldığı görülmüştür. Bu çalışma da karıştırma süresi maksimum 60 dakika olarak seçilmiştir. Maksimuma yakın metal bağlanmasına nikel, bakır ve kurşunda 20 dakikada ulaşıldığı kabul edilmiştir. Bu iyonların 60 ıncı ve 20 nci dakikalardaki bağlanma yüzdeleri arasındaki fark sırasıyla % 4.7, 4.5 ve 0.9' dur. Kadmiyum ve kromda ise maksimuma yakın metal bağlanmasına 10 uncu dakikada ulaşıldığı kabul edilmiştir. Bu iyonların 60 ıncı ve 10 uncu dakikalardaki bağlanma yüzdeleri arasındaki fark sırasıyla % 1.8 ve 1.0' dir. Şekil 3.43.' den de görüldüğü gibi çinkoda maksimuma yakın metal bağlanmasına kararlı bir karıştırma süresi olan 30 uncu dakikada ulaşıldığı kabul edilmiştir. 60 ıncı ve 30 uncu dakikalardaki bağlanma yüzdeleri arasındaki fark % 0.7' dir. Optimum karıştırma süresinin seçiminde bu farkın % 5' i geçmemesine dikkat edilmiştir. Çinko metalinin 30 uncu ve 5 inci dakikalardaki bağlanma yüzdeleri arasındaki fark yaklaşık % 5' tir. Bu da bize çalışılan metallerin biyokütle üzerine bağlanmasının, biraz daha düşük bağlanma yüzdesiyle çok daha kısa sürelerde



gerçekleşebileceğini göstermiştir. Bu tip çalışmalarda göz önünde bulundurulan zaman ve enerji sarfiyatları da dikkate alınarak, optimum karıştırma süresi nikel, bakır ve kurşun için 20, kadmiyum ve krom için 10, çinko için ise 30 dakika olarak seçilmiştir.

4.1.4. Metal Bağlanması Ortamdaki Metal Konsantrasyonuna Bağlılığı

Nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metallerinin başlangıç konsantrasyonları ile bağlanma yüzdeleri arasında çizilen 3.3., 3.16., 3.20., 3.28., 3.36. ve 3.44. şekillerinden görüldüğü gibi metal bağlanma yüzdesi ortamda bulunan metal miktarı ile başlangıçta artmakta daha sonrada düşmektedir. Aslında metal bağlanma miktarı ortamda bulunan metal iyonu miktarındaki artışla artmaktadır. 3.5., 3.16., 3.25., 3.34., 3.43. ve 3.52. tablolarında görüldüğü gibi ortamdaki metal iyonunun artmasına karşılık biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı metal miktarı da artmıştır. Bu bölümde görülen tablo ve şekillerden nikel, bakır, kadmiyum ve krom için optimum metal konsantrasyonu 5, çinko için 10 ve kurşun için 50 mg/L seçilmiştir. Diğer metallerden farklı olarak kurşun metalinin başlangıç konsantrasyonun 200 ppm seviyelerine kadar artırılması, düşük konsantrasyonlarda biyokütlenin ortamda bulunan kurşun iyonunu tamamen bağlaması dolayısıyla metal bağlanmasındaki relatif düşmenin gözlenememesinden kaynaklanmıştır. 50 mL 20 ppm' lik başlangıç metal konsantrasyonundaki Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinin kuru ağırlığı başına bağladığı metal miktarları (mg/g olarak) kıyaslandığında, Pb (6.552) > Cd (5.639) > Cr (5.525) > Cu (5.303) > Zn (4.643) > Ni (3.899) sıralamasının geçerli olduğu görülmektedir. Bu sıralama ayrıca biyokütlenin metal tercihinin bir göstergesidir.

4.1.5. Metal Bağlanması pH' ya Bağlılığı

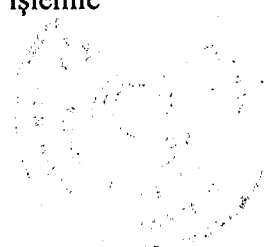
3.4., 3.13., 3.21., 3.29., 3.37. ve 3.45. şekillerinden de görüldüğü gibi Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinin çalışılan metalleri bağlaması pH' ya çok kuvvetle bağımlıdır. Nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko bağlanması pH 2' de minimum (sıfıra çok yakın) düzeyde gerçekleşmekte, pH 3' ün üzerine çıkınca metal



bağlanması hızla yükselmekte ve yaklaşık olarak sabit kalmaktadır. Maksimum metal bağlanmasının çok geniş bir pH aralığında gerçekleşmesi, uygulamada pH ayarlaması yapmaksızın bu biyokütlenin çok değişik örnek türleri için kullanılabileceğini göstermiştir. Tablo 3.6., 3.17., 3.26., 3.35., 3.44. ve 3.53.' de pH 3' ün üzerindeki değerlerde biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu metal miktarlarının yaklaşık olarak eşit olması da bunun bir göstergesidir. pH 9' da nikelde ve pH 7' de kromda gözlenen metal bağlanmasındaki düşüşlerin deney hatası olabileceği düşünülerek bu deneyler üçer kere tekrarlandı ve sonuçlar arasında anlamlı bir fark bulunamadı. Ayrıca düşük pH' lardaki sifıra yakın metal bağlanması biyokütlenin asitle kolayca rejenere edilebileceğini göstermiştir. Kurşun iyonu ile çalışıldığında pH 7' nin üzerinde çözeltide bulanıklık gözlemlendiğinden bu değer üstüne çıkılmamıştır. Çinko iyonunun pH 2' deki negatif yüzde bağlanması, biyokütlenin bünyesinde kuru ağırlığı başına 3.017 mg/g çinko olduğunu asidik ortamda bunu desorbe ettiğini göstermektedir. Bu sonucu pekiştirmek amacıyla pH 0.5, 1.0, 1.5 ve 2.0' de aynı deneyler tekrarlanmış, biyokütlenin kuru ağırlığı başına desorbe ettiği çinko miktarları sırasıyla 3.191, 3.130, 2.970 ve 2.617 mg/g olarak bulunmuştur. Metal bağlanması üzerine pH' nın etkisini gösteren tablo ve grafiklerden yararlanarak optimum pH, nikel, bakır, kurşun ve krom için 5, kadmiyum ve çinko için 7 olarak seçilmiştir. Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi ile optimum metal uzaklaştırma koşullarının belirlenmesi amacıyla yapılan tüm çalışmalarda olduğu gibi, metal uzaklaştırma üzerine pH' nın etkisiyle ilgili bu incelemelerde deney süresi boyunca sürekli pH ölçümleri yapılmıştır. Tablolardaki son pH' yı gösteren sütünlara bakıldığında, biyokütlenin metalleri bağlarken aynı zamanda çözelti ortamının pH' sını da nötrale çektiği görülmektedir. Bu sonuçlar literatürle uyum içindedir (Akçın ve diğerleri, 1988 c).

4.1.6. Metal Bağlanmasının Asidik ve Bazik Ön İşlemlere Bağlılığı

Tablo 3.7. değerleri ve Şekil 3.5.' de görüldüğü gibi Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesinin nikel bağlanmasını hem asidik hem de bazik işlem pH 3-9 arasında oldukça arttırmış, pH 10' da asidik işlem az miktar artırmasına rağmen bazik işlem azaltmıştır. Bakır bağlanmasının pH 3-10 arasında hem asidik hem de bazik işlemlerle



arttığı Şekil 3.14. ve Tablo 3.18.' den görülmektedir. Şekil 3.22. ve Tablo 3.27.' de görüldüğü gibi kurşun iyonunun bağlanmasını pH 3-6 arasında bazik işlem çok az artırırken asidik ön işlem bir miktar azaltmış, pH 7' de ise her iki işlem biraz arttırmıştır. Şekil 3.30. ve Tablo 3.36.' da görüldüğü gibi kadmiyum bağlanmasını pH 3' de her iki işlem de azaltmış, pH 4-7 arasında asidik işlem bir miktar azaltırken bazik işlem biraz arttırmış, pH 8-10 arasında ise her iki işlem çok az arttırmıştır. Krom bağlanmasının pH 4-7 arasında her iki işlemle de bir miktar arttığı, pH 8-10 arasında ise azaldığı Şekil 3.38. ve Tablo 3.35.' de görülmektedir. Şekil 3.46. ve 3.54.' de, pH 3-9 arasında hem asidik hemde bazik işlemin biyokütlenin çinko bağlanmasını arttırdığı, pH 10' da ise asidik işlemin biraz artırırken bazik işlemin çok fazla düşürdüğü görülmektedir.

Asidik ön işlemin biyokütlenin metal bağlamasını arttırması, biyokütle üzerinde bağlı bulunan alkali ve toprak alkali metallerin asitle yıkanması sonucu serbest kalması dolayısıyla metal bağlanma bölgelerinin hidrojen formuna dönüşmesiyle açıklanabilir. Bazik ön işlemin metal bağlanma yüzdesini artırması bölüm 4.3.1.' de açıklanacaktır.

4.1.7. Metal Bağlanmasının Ortamda EDTA Bulunmasına Bağlılığı

Tablo 3.8., 3.19., 3.28., 3.37., 3.46. ve 3.55.' de görüldüğü ortamda kuvvetli kompleks yapıcı EDTA' nın bulunması çalışılan bütün metallerin biyokütle üzerine bağlanmasını tamamen engellemiştir. Çinko metalinde görülen % 70' in üzerindeki negatif metal bağlanması, bölüm 3.4.6.3.'de düşük pH değerlerinde gözlenen çinko desorpsiyonuyla birbirini doğrulamaktadır. Negatif metal bağlanmaları biyokütlenin bünyesinde bu metalleri bulundurduğunu ve EDTA' nın kompleks yaparak bu metalleri çözelti ortamına aldığını göstermektedir. Şahit deneme sonuçlarında, çinko hariç çalışılan diğer tüm metallerde EDTA' nın biyokütle bünyesinden kompleks yaparak çözelti ortamına alabildiği metal miktarlarının biyokütlenin kuru ağırlığı başına ancak 0.002-0.120 mg/g kadar olduğu görülmektedir.



4.1.8. Metal Bağlanması Ortamda NaCl Bulunmasına Bağlılığı

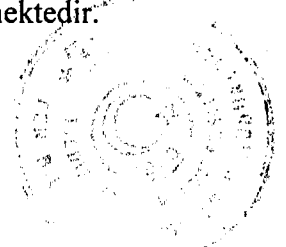
Şekil 3.6., 3.15., 3.23., 3.31., 3.39. ve 3.47.' de görüldüğü gibi kurşun, bakır ve krom iyonlarının Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi üzerine bağlanması ortamda bulunan NaCl konsantrasyonundan çok fazla etkilenmemiş buna rağmen kadmiyum, çinko ve nikel iyonlarının bağlanması dikkate değer bir şekilde azalmıştır. Tablo 3.9., 3.20., 3.29., 3.38., 3.47. ve 3.56.' da görüldüğü gibi, artan NaCl konsantrasyonuna karşılık (0 mM' dan 500 mM' a çıkmasıyla) biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu metal miktarların kurşun, bakır ve krom iyonlarında çok fazla değişmediği, nikel ve çinkoda % 43, kadmiyumda ise % 74 oranında azaldığı görülmektedir.

4.1.9. Metal Bağlanması Ortamda KCl Bulunmasına Bağlılığı

Şekil 3.7., 3.16., 3.24., 3.32., 3.40. ve 3.48.' de görüldüğü gibi nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko iyonlarından hiç birisinin Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi üzerine bağlanması ortamda bulunan KCl konsantrasyonundan etkilenmemiştir. Tablo 3.10., 3.21., 3.30., 3.39., 3.48. ve 3.57.' de görüldüğü gibi, artan KCl konsantrasyonuna karşılık biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu metal miktarları hiç bir iyonda dikkate değer bir şekilde azalmamıştır.

4.1.10. Metal Bağlanması Ortamda $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ Bulunmasına Bağlılığı

Şekil 3.8., 3.17., 3.25., 3.33., 3.41. ve 3.49.' da görüldüğü gibi kurşun ve bakır iyonlarının Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi üzerine bağlanması ortamdaki $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonunun artmasından etkilenmemiş, krom bağlanması biraz azalmış, nikel, kadmiyum ve çinko iyonlarının bağlanması ise dikkate değer bir şekilde azalmıştır. 3.11., 3.22., 3.31., 3.40., 3.49. ve 3.58. tablolarında, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ konsantrasyonunun artmasıyla (0 mM' dan 25 mM' a çıkmasıyla) biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu metal miktarlarının kurşun ve bakır iyonlarında değişmediği, kromda % 17, kadmiyumda % 39, nikelde % 58 ve çinkoda ise % 73 oranında azaldığı görülmektedir.



4.1.11. Metal Bağlanması Ortamda $MgCl_2$ Bulunmasına Bağlılığı

Şekil 3.9., 3.18., 3.26., 3.34., 3.42. ve 3.50.' de görüldüğü gibi kurşun ve bakır iyonlarının Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi üzerine bağlanması tıpkı $Ca(NO_3)_2$ ' a benzer şekilde ortamdaki $MgCl_2$ konsantrasyonunun artmasından etkilenmemiş, krom bağlanması biraz azalmış, nikel, kadmiyum ve çinko iyonlarının bağlanması ise dikkate değer bir şekilde azalmıştır. Tablo 3.12., 3.23., 3.32., 3.41., 3.50. ve 3.59.' da, $MgCl_2$ konsantrasyonunun artmasıyla (0 mM' dan 125 mM'a çıkmasıyla) biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu metal miktarlarının kurşun ve bakır iyonlarında çok az değiştiği, kromda % 17, nikelde % 63, çinkoda % 72 ve kadmiyumda % 76 oranında azaldığı görülmektedir.

4.2. DENİZ SUYUNDAKİ AĞIR METALLERİN SU SÜMBÜLÜ BİTKİ KÖKÜ BİYOKÜTLESİ İLE BAĞLANMA UYGULAMASI

Tablo 3.60.' da görüldüğü gibi sentetik olarak hazırlanan deniz suyu içerisinde nikel, bakır, kurşun, kadmiyum, krom ve çinko metallerinin yüzde uzaklaştırılma sıralaması $Cr > Pb > Cu > Ni > Zn > Cd$ şeklindedir. Cr, Pb ve Cu' ın sırasıyla % 95.52, 90.16 ve 75.79' luk bağlanma miktarları, Su Sümbülü bitki kökü biyokütlesi kullanarak deniz suyunda bulunan bu metallerin kolaylıkla uzaklaştırılabileceğini yada önzenginleştirilebileceğini göstermiştir. Ni ve Zn için bulunan yaklaşık % 22' lik bağlanma yüzdeleri de aynı amaçlarla kullanım için küçümsenmeyecek bir değerdir. Kadmiyum için bulunan % 1.50' lik değer, deniz suyunda bulunan kadmiyumun bu biyokütle ile uzaklaştırılma yada önzenginleştirilmesin uygun olmadığını göstermiştir. Buna rağmen kadmiyumun saf sudaki % 95' lik bağlanma yüzdesi, bu biyokütlenin aynı amaçlar için içme sularında kullanılabileceğini göstermiştir.



4.3. METAL BAĞLANMA MEKANİZMASININ İNCELENMESİ

Giriş bölümünde de bahsedildiği gibi metal uzaklaştırma, önzenginleştirme ve türlendirme gibi amaçlar için kullanılan biyokütlelerin metal bağlama mekanizmaları hakkında yapılan incelemeler oldukça sınırlıdır. Bu çalışmalar infrared spektroskopisi, X-ışını dispersiyon ve difraksiyon analizleri, ^{113}Cd NMR spektroskopisi ve elektron mikroskobu gibi enstrümental analizlere dayalıdır. Daha sonraki çalışmalarda bu konulara da önem verilecektir.

4.3.1. Bazik Ön İşlemin Metal Bağlama Kapasitesini Artırması

Bazik ön işlem ile (KOH ile ön yıkama) biyokütlenin metal bağlama kapasitesinde görülen artışın K^+ veya OH^- iyonlarının hangisinden kaynaklandığını tesbit etmek için yapılan bu çalışmada, etken grubun K^+ iyonu olduğu Tablo 3.60.' da görülmektedir. Hiç bir işlem görmemiş biyokütle ile NaCl ve KOH ile işlem görmüş biyokütlenin kuru ağırlıkları başına bağlamış oldukları kurşun miktarları kıyaslandığında, her iki işlemin de biyokütlenin kapasitesini eşit miktarda arttırdığı görülmektedir. Buda bize metal bağlama kapasitesini arttıran etken grupların $1+$ değerlikli katyonlar (Na^+ ve K^+) olduğunu göstermektedir.

4.3.2. Biyokütlenin Kurşun veya Kadmiyum Tercihi

Tablo 3.61.' de görüldüğü gibi bitkinin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu kurşun miktarı kadmiyumdan daha fazladır. Ayrıca kadmiyumla doyurulmuş biyokütlenin kurşunu bağlarken ortama kuru ağırlığı başına $117.57 \mu\text{g}/\text{g}$ kadmiyum iyonu vermesi kurşun tercihinin bir göstergesidir. Ayrıca biyokütlerde kadmiyumu bağlayamayan ama kurşunu bağlayabilen fonksiyonel grupların varlığı da gözlenmektedir.



4.3.3. Biyokütlenin Bağladığı Sodyumla Kurşun ve Kadmiyum' un Yer Değiştirmesi

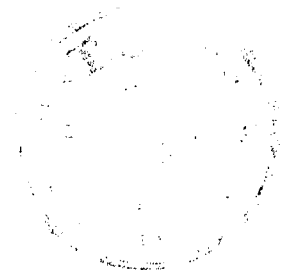
NaCl ile doyurulmuş biyokütle örneklerinin kurşun ve kadmiyumla yer değiştirmesi sonuçlarını gösteren Tablo 3.62. incelendiğinde, biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı kurşun ve kadmiyum miktarlarının ve bu metalleri bağlarken ortaya verdiği sodyum iyonu miktarlarının $\mu\text{şdg/g}$ cinsinden eşit olduğu görülmektedir. Bağlanan metal iyonuna karşılık biyokütlenin çözelti ortamına verdiği sodyum iyonundaki yaklaşık 100 $\mu\text{şdg/g}$ ' lık fazlalığın adsorplanmış NaCl' den kaynaklandığı düşünülmüştür. Tablo 3.63.' deki sonuçlar bu teoriyi doğrulamış, herhangi bir metalle yer değiştirmeksizin iki yıkama sonucunda çözelti ortamına toplam 284 $\mu\text{şdg/g}$ sodyum geçtiği gözlenmiştir.

4.3.4. Biyokütlenin Potansiyometrik Titrasyonları

Bu titrasyonlardan amaç katyonlarla yer değiştirebilen H^+ iyonunun biyokütlerde bulunup bulunmadığının incelenmesidir. Biyokütlerdeki H^+ iyonu daha çok karboksil grubuna bağlı olarak bulunabileceği, karboksil grubunun ise bitkisel proteinlerdeki amino asitlerden kaynaklanacağı düşünülmüştür. Bu nedenle sulu ortamda kuvvetli asit ve kuvvetli bazla titrasyon yapılmıştır.

Şekil 3.51. ve 3.52.' de görüldüğü gibi, yapılan bu titrasyonlarda biyokütlenin bünyesinde relatif olarak kolay dissosiyeye olabilen asidik ve bazik grupların bulunmadığı gözlenmiştir.

Doğrudan titrasyonlarla tesbit edilemeyen asidik veya bazik grupları araştırmak için geri titrasyonlar uygulanmıştır. Şekil 3.53.' de görüldüğü gibi 10 mL NaOH tüketildiğinde bir dönüm noktası, 23 mL tüketildiğinde ise ikinci bir dönüm noktası gözlenmiştir. İlk dönüm noktasının biyokütle tarafından bağlanmış olan HCl' e karşılık olduğu, ikinci dönüm noktasının ise biyokütle tarafından bağlanana (amin hidroklorürü şeklinde) karşılık olduğu kanısına varılmıştır.



Şekil 3.54.' te ise 50 mL 0.1 M NaOH katıldıktan sonra 0.1 M HCl ile yapılan titrasyonun grafiği görülmektedir. Bu grafikte 38 mL HCl karşılığında görülen dönüm noktası NaOH fazlasına aitmiş gibi görülmekte ise de, karboksilli asidin çok zayıf olması nedeniyle bunun sodyum tuzunun oldukça kuvvetli baz gibi davranarak NaOH fazlası bittikten sonra karboksil grubunda da asit tüketildiği anlaşılmaktadır. Böylece bu dönüm noktası hem karboksil grubunun hem de NaOH fazlasının titre edildiği noktaya karşılık gelmektedir. Bu noktadan itibaren amino grubu HCl bağlamaya başlamakta ancak bununla ilgili dönüm noktası çok net görülememektedir. Ancak 50 mL' den arta kalan 12 mL' lik kısmın amino grubunun hidro klorür haline dönüştürülmesi için kullanılmış olduğu tahmin edilmektedir. Nitekim bir önceki titrasyonda 150 mg biyokütlerdeki amino grubu için 13 mL HCl tüketilmiştir. Burada bulunan 12 mL' lik HCl miktarı da bu yargıyı doğrulamaktadır.

Asidik (karboksil) ve bazik (amin) gruplarının tam olarak miktarının tesbiti için susuz ortam titrasyonları yapılmıştır. Sulu ortamda yapılan titrasyonlarında görüldüğü gibi amin grubunun oldukça zayıf bazik özellik taşıması nedeniyle, Şekil 3.54.' de görüldüğü gibi, glasiyel asetik asit içerisinde perklorat asidiyle yapılan titrasyonda bir dönüm noktası gözlenememiştir. Buna karşılık Şekil 3.56.' da görüldüğü gibi, metil izobütil keton içerisinde tetrametilamonyum hidroksit ile yapılan titrasyonda 11.5 mL tetrametil-amonyum hidroksit tüketildiğinde net bir dönüm noktası gözlenmiştir. Yani 150 mg biyokütle 1.15 meşdg baz tüketmiştir. Bu da sulu ortamda yaklaşık olarak gözlenen değerle uyum sağlamaktadır.

Bütün bu titrasyonların sonucu olarak biyokütlerdeki kation değiştirici grupların karboksil grubundan oluştuğu ancak amino grubu vasıtasıyla da kompleks şeklinde bazı ağır metalleri (özellikle kurşun) bağladığı söylenebilir.

4.3.5. Biyokütlenin Bünyesindeki Alkali ve Toprak Alkali Metaller

Tablo 3.70.' de biyokütlenin bünyesinde bulunan ve asitle yıkama sonucunda kuru ağırlığı başına çözelti ortamına geçen miktarlar görülmektedir. Asidik ortamda biyokütlenin 510 µeşdg/g sodyumu çözelti ortamına vermesine karşılık, 67 µeşdg/g gibi

çok daha az miktar sodyumu bağlaması, metal bağlama işleminin iyon değiştirmenin yanısıra kompleks oluşturma gibi bir mekanizma ile olabileceği şüphesini ortaya çıkarmıştır.

4.3.6. Biyokütlenin Asitle Rejenerasyonu

Biyokütle arka arkaya dört kez kurşun bağlama işleminde kullanılmış ve her seferinde HCl ile rejenere edilmiştir. Tablo 3.71.' de görüldüğü gibi biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağladığı ve desorbe ettiği kurşun miktarları yaklaşık olarak eşittir ve kullanım işleminin tekrarlanmasıyla herhangi bir kapasite kaybı olmadığı görülmüştür.

4.3.7. Biyokütlenin NaCl ile Rejenerasyonu

Tablo 3.72.' de görüldüğü gibi biyokütlenin bağlamış olduğu kurşunun yaklaşık % 71' i NaCl ile çözelti ortamına alınmış, geri kalan kısmı ise asitle rejenere edilerek alınmıştır. NaCl ile rejenere edilmeyen yaklaşık % 29' luk kısmın kompleks halinde bağlandığı kanaatine varılmıştır.

4.3.8. Biyokütlenin Kompleks Oluşturarak Bağ Yapan Kısmı

Tablo 3.73.' de görüldüğü gibi biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu 161.60 µeşdg/g' lık çinkonun 155.11 µeşdg/g' lık miktarı sodyumla yer değiştirmek suretiyle geri alınmış, geriye kalan 6.49 µeşdg/g' lık kısımdan (kompleks olarak bağ yaptığı düşünülen) 5.22 µeşdg/g' ı daha kuvvetli kompleks yapan kurşun ile çözelti ortamına alınmıştır. Sonucu pekiştirmek amacıyla yapılan kompleks olarak bağ yapan kısmın kadmiyumla alınması ile ilgili sonuçlar Tablo 3.74.' de görülmektedir. Benzer olarak biyokütlenin kuru ağırlığı başına bağlamış olduğu 175.65 µeşdg/g' lık çinkonun 155.49 µeşdg/g' lık miktarı sodyumla yer değiştirmek suretiyle geri alınmış, geriye kalan 20.16 µeşdg/g' lık kısımdan (kompleks olarak bağ yaptığı düşünülen) 10.98 µeşdg/g' ı daha kuvvetli kompleks yapan kadmiyum ile çözelti ortamına



alınmıştır. Kadmiyumla kurşunun kıyaslaması yapıldığında, kurşunun kadmiyuma göre çinkoyu daha fazla geri aldığı söylenebilir. Kompleks halinde bağlanan çinkonun % 81' i kurşunla geri alınırken, kadmiyumla geri alınan oran % 55 tir.

4.3.9. Biyokütlenin Çalışılan Metalleri Uzaklaştırmada Dağılma Oranları

Tablo 3.75.' de görüldüğü gibi biyokütlenin çalışılan metalleri uzaklaştırmada hesaplanan dağılma oranları arasındaki fark büyüktür. Bu da bu biyokütleyi kullanarak çalışılan metallerin birbirinden kolaylıkla ayrılabilceği anlamına gelir. Ayrıca ortalama dağılma oranları sırası biyokütlenin bu metalleri uzaklaştırmadaki seçicilik sırasının da bir göstergesidir. Bu sıranın $Pb > Cd > Cr > Cu > Zn > Ni$ olduğu görülmektedir. Bu sıralama bu metallerin iyon çapları arasındaki değişim sırasına uyum sağlamaktadır.



KAYNAKLAR

Akçın, G., 1988 a. "Water Hyacinth Bitkisinin Tanıtılması", Dördüncü Bilimsel ve Teknik Çevre Kongresi, İzmir,

Akçın, G., Afşar, H., Güldede, N., 1988 b. "Water Hyacinth Bitkisinin İyon Absorpsiyonu", Dördüncü Bilimsel ve Teknik Çevre Kongresi, İzmir, 1-8.

Akçın, G., Afşar, H., Güldede, N., 1988 c. "Su Bitkisi ile Su Ortamının pH' sınırın Düzenlenmesi", Fırat Havzası Birinci Çevre Sempozyumu, Elazığ, 1-6.

Akçın, G., Güldede, N., Afşar, H., Bakoğlu, M., 1989. "Su Sümbülü (*Eichhornia crassipes*) Bitkisinin Besi Maddesi Alımı", Beşinci Bilimsel ve Teknik Çevre Kongresi, Adana, 130-133.

Akçın, G., Güldede, N., Saltabaş, Ö., 1993. "Removal of Zinc in Strongly Basic Solution by Water Hyacinth", Journal of Environmental Science and Health, A28 (8), 1727-1735.

Akçın, G., Saltabaş, Ö., Afşar, H., 1994. "Removal of Lead by Water Hyacinth", Journal of Environmental Science and Health, A29 (10), 2177-2183.

Akçın, G., Saltabaş, Ö., 1996. "Bomb Decomposition of Organic Material for Determination of Heavy Metals by Atomic Absorption Spectroscopy", Analytical Letters, 29 (3), 477-486.

Akthar, N., Sastry, S.K., and Mohan, M.P., 1995. "Biosorption of Silver Ions by Processed *Aspergillus Niger* Biomass", Biotechnology Letters, 17, 551-556.

Baldwin, J.A., Hentges, J.F., Bagnall, L.O., 1975. "Comparison of Pangolagrass and Water Hyacinth Silages as Diets for Sheep", Journal of Animal Science, 40, 5, 968-971.



Baykut, F., Aydın, A., Baykut, S., 1987. "Çevre Sorunları ve Korunma", Güray Matbaacılık, İstanbul: 131-143.

Beveridge, T.J., and Murray, R.G.E., 1976. "Uptake and Retention of Metals by Cell Walls of *Bacillus Subtilis*", Journal of Bacteriology, 127, 1502-1518.

Boyd, C. E., 1968. "Fresh-Water Plants: A Potential Source of Protein", Economic Botany, 359-368.

Boyd, C. E., 1970. "Vascular Aquatic Plants for Mineral Nutrients Removal from Polluted Water", Economic Botany, 24, 95-103.

Boyd, C. E., 1976. "Accumulation of Dry Matter, Nitrogen and Phosphorus by Cultivated Water Hyacinth", Economic Botany, 30, 51-56.

Budavari, S., O'Neil, M.J., Smith, Ann., and Heckelman, P.E., 1989. "The Merck Index; An Encyclopedia of Chemical, Drugs, and Biological", Eleventh Edition, Merck & CO., Inc., Rahway, N.J., USA.

Chapman, D., 1996. "Water Quality Assesments, A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring", Second Edition, Printed in Great Britain at the University Press, Cambridge, 80-82.

Chigbo, F.E., Clark, M., and Thompson, L., 1979. "Simultaneous Absorption of Cadmium, Lead, Arsenic, and Mercury by Water Hyacinth", Journal of The Mississippi Academy of Sciences, XXIV, 13-31.

Chigbo, F.E., Smith, R.W., and Shore, F.L., 1982. "Uptake of Arsenic, Cadmium, Lead, and Mercury from Polluted Waters by the Water Hyacinth *Eichhornia Crassipes*", Environmental Pollution, A 27, 31-36.

Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., and Trussell, R.R., 1989. "Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater", Port City Preess, Baltimore: 3 82-3 157.



Cooley, T.M., Gonzales, M.H., and Martin, D.F., 1978. "Radio-Manganese-Iron and Phosphorus Uptake by Water Hyacinth and Economic Implication", *Economic Botany*, 32, 4, 371-378.

Crist, R.H., Oberholser, K., Shank, N., and Nguyen, Ming., 1981. "Nature of Binding Between Metallic Ions and Algal Cell Walls", *Environ. Sci. Technol.*, 15, 1212-1217.

Darnall, D.W., Greene, B., Henzi, M.T., Hosea, J.M., McPherson, R.A., Sneddon, J., and Alexander, M.D., 1986 a. "Selective Recovery of Gold and Other Metal Ions from An Algal Biomass", *Environ. Sci. Technol.* 20, 206-208.

Darnall, D.W., Greene, B., Hosea, J.M., McPherson, R.A., Henzl, M., Alexander, M.D., in Thompson, R., 1986 b. "Trace Metal Removal from Aqueous Solution", Burlington House, London, 1-24.

DeBush, T.A., Williams, L.D., and Ryther, J.H., 1983. "Removal of Nitrogen and Phosphorus from Waste Water in A Water Hyacinth-Based Treatment System", *Journal of Environmental Quality*, 12, 257-262.

Dökmeci, İ., 1988. "Toksikoloji, Akut Zehirlenmelerde Tanı ve Tedavi", *Fatih Gençlik Vakfı Matbaa İşletmesi*, İstanbul: 336-354.

Easley, J.P., and Shirley, R.L., 1974. "Nutrient Elements for Livestock in Aquatic Plants", *Hyacinth Control Journal*, 12, 82-85.

El-Enemy, A.E., Mazen, A.M.A., 1996. "Isolation of Cd-Binding Protein of Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) Grown in Nile River Water", *Water, Air, Soil Polut.*, 87, 357-362.

Elmahadi, H.A.M., Greenway, G.M., 1991. "Immobilized Alga as a Reagent for Preconcentration in Trace Element Atomic Absorption Spectrometry", *J. Anal. At. Spectrom.*, 6 (8), 642-646.



Fayed, S.E., and Abd-El-Shafy, H.J., 1985. "Accumulation of Cu, Zn, Cd, and Pb by Aquatic Macrophytes", *Environment International*, 11, 77-87.

Fujita, M., 1985. The Presence of Two Cd-Binding Components in the Root of Water Hyacinth Cultivated in a Cd^{2+} Containing Medium", *Plant Cell Physiology*, 26, 2, 295-300.

Golueke, C.G., 1977. "Using Plants for Wastewater Treatment", *Compost Science*, 18, 5, 16-20.

Gupta, G.C., 1982. "Potential Application of Water Hyacinth in Water and Air Recycling in Closed System", *Water, Air and Soil Pollution*, 17, 199-209.

Haider, S.Z., Malik, K.M.A., Rahman, M.M., 1983. "Pollution Control by Water Hyacinth of Waste Effluents of Pulp and Paper Mills and of Tanneries", Conference on Water Hyacinth RRL - Hyderabad, India.

Hao, Y., Roach, A.L., and Ramelow, G.J., 1993. "Uptake of Metal Ions by Nonliving Biomass Derived from Sphagnum Moss and Water Hyacinth Roots", *J. Environ. Sci. Health*, A28 (10), 2333-2343.

Hardy, J.K., O'Keeffe, D.H., 1985. "Cadmium Uptake by the Water Hyacinth: Effect of Root Mass, Solution Volume, Complexers and Other Metal Ions", *Chemosphere*, 14, 5, 417-426.

Harris, P.O., and Ramelow, G.J., 1990. "Binding of Metal Ions by Particulate Biomass Derived from *Chlorella Vulgaris* and *Scenedesmus Quadricauda*", *Environ. Sci. Technol.*, 24, 220-228.

Hoagland, D.R., Arnon, D.I., 1950. "The Water-Culture Method for Growing Plants Without Soil", *The College of Agriculture University of California, Berkeley*, 31.

Jamil, K., Jamil, M.Z., Rao, P.V.R., 1985. "*Eichhornia Crassipes* (Mart) Solms, In Relation to pH", *Indian Journal of Botany*, 8, 2, 156-158.



Jamil, K., S.S. Madhavendra, M.Z. Jamil, 1987. "Studies on Water Hyacinth as a Biological Filter for Treating Contaminants from Agricultural Wastes and Industrial Effluents", *Journal of Environmental Science and Health*, B 22, 1, 103-112.

Johnson, C.R. and Sheehan, J.J., 1977. "Nutrient Removal by Water Hyacinth from Solution Culture", *Proceeding Florida State Horticulture Society*, 90, 118-119.

Khummongkol, D., Canterford, G.S., and Freyer, C., 1982. "Accumulation of Heavy Metals in Unicellular Algae", XXIV, 2643-2660.

Kuyucak, N., and Volesky, B., 1989 a. "Accumulation of Cobalt by Marina Alga", *Biotechnology and Bioengineering*, 33, 809-814.

Kuyucak, N., and Volesky, B., 1989 b. "Desorption of Cobalt-Laden Algal Biosorbent", *Biotechnology and Bioengineering*, 33, 815-822.

Kuyucak, N., and Volesky, B., 1989 c. "The Mechanism of Cobalt Biosorption", *Biotechnology and Bioengineering*, 33, 823-831.

Les, Albin., and Walker, R.W., 1984. "Toxisity and Binding of Copper, Zinc, and Cadmium by the Blue-Green Alga, *Chroococcus parisi*", *Water, Air, and Soil Pollution*, 23, 129-139.

Little, E.C.S., 1965. "The Worldwide Distribution of the Water Hyacinth", *Hyacinth Control Journal*, 4, 30-32.

Low, K.S., and Lee, C.K., 1981. "Copper, Zinc, Nickel and Chromium Uptake by 'Kangkong air' (*Ipomea aquatica porsk*)", *Pertamika*, 4, 1, 16-20.

Low, K.S., Lee, C.K., and Tai, C.H., 1994. "Biosorption of Copper by Water Hyacinth Roots", *J. Environ. Sci. Health*, A29 (1), 171-188.

Madrid, Y., Cabrera, C., Perez-Corona, T., and Camara, C., 1995. "Speciation of Methylmercury and Hg(II) Using Baker's Yeast Biomass (*Saccharomyces Cerevisiae*)".



Determination by Continuous Flow Mercury Cold Vapor Generation Atomic Absorption Spectrometry", *Anal. Chem.* 67, 750-754.

Madrid, Y., and Camara, C., 1997. "Biological Substrates for Metal Preconcentration and Speciation", *Trac trends in analytical chemistry*, 16, 36-44.

Mahan, C.A., and Holcombe, J.A., 1992. "Immobilization of Algae Cells on Silica Gel and Their Characterization for Trace Metal Preconcentration", *Anal. Chem.*, 64, 1933-1939.

Majidi, V., and Holcombe, J.A., 1988. "Seperation and Preconcentration of Cadmium by Biological Organisms and Analysis by Graphite Furnace Atomic Absorption", *Spectrochimica Acta*, 43B, 1423-1429.

Majidi, V., Laude, D.A., and Holcombe, J.A., 1990. "Investigation of the Metal-Algae Binding Site with ^{113}Cd Nuclear Magnetic Resonance", *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1309-1312.

Mahan, C.A., and Holcombe, J.A., 1992. "Preconcentration of Trace Metals Using Silica-Immobilized Algae Cells in Achromatographic Seperation Procedure", *Spectrochimica Acta*, 43B, 1483-1495.

Maquieira, A., Elmahadi, H. A.M., and Puchades, R., 1994 a. "Immobilized Cyanobacteria for On-Line Trace Metal Enrichment by Flow Injection Atomic Absorption Spectrometry", *Anal. Chem.*, 66, 3632-3638.

Maquieira, A., Elmahadi, H.A.M., and Puchades, R., 1994 b. "Use of *Saccharomyces Cerevisiae* in Flow Injection Atomic Absorption Spectrometry for Trace Metal Preconcentration", *Anal. Chem.*, 66, 1462-1467.

Martyn, R.D., Samuelson, D.A., and Freeman, T.E., 1983. "Phenol-Storing Cell in Water Hyacinth Leaves", *Journal of Aquatic Plant Management*, 21, 49-53.



Moeller, T., Bailar, J.C.Jr., Kleinberg J., Guss, C.O., Castellion, M.E., and Metz, C., 1984. "Chemistry, With Inorganic Qualitative Analysis", Second Edition, Academic Press, Inc., London: 953-957.

Nakajima, A., Horikoshi, T., and Sakaguchi, T., 1981. "Studies on the Accumulation of Heavy Metal Elements in Biological Systems", European J. Appl. Microbiol. Biotechnol., 12, 76-83.

Nieboer, E., Richardson, D.H.S., and Tomassini, F.D., 1978. "Mineral Uptake and Release by Lichen: An Overview", The Bryologist, 81 (2), 226-246.

O'Keeffe, D.H., and Hardy, J.K., 1984. "Cadmium Uptake by the Water Hyacinth: Effect of Solution Factors", Environmental Pollution, A 34, 133-147.

Ornes, W.H., and Sutton, D.L., 1975. "Removal of Phosphorus from Static Sewage Effluent by Water Hyacinth", Hyacinth Control Journal, 13, 56-61.

Panda, A.K., 1996. "Bio-Accumulation of Nickel and Zinc by Water Hyacinth and Water Lettuce", Indian J. Environ. Health, 38 (1), 51-53.

Pappas, C.P., Randal, S.D., Sneddon, J., 1990. "An Atomic-Emission Study of the Removal and Recovery of Chromium from Solution by An Algal Biomass (*Chlorella Vulgaris*)", Talanta, 37, 707-710.

Penfound, W.T. and Earle, T.T., 1948. "The Biology of the Water Hyacinth", Ecol. Monogr., 18, 447-472.

Polar, E., 1981. "Suların Kirlenmesi Olayı ve Ekonomide Su Sümbülünden (*Eichhornia Crassipes*) Yararlanma", ÇNAEM-İç-R-7.

Pucket, K., Nieber, E., Gorzynski, M.J., and Richardson, D.H.S., 1973. "The Uptake of Metal Ions by Lichens: A Modified Ion-Exchange Process", New Phytol., 72, 329-342.

Ramelow, G.J., Yumo, Z., and Liu, Lei., 1991. "Uptake of Metallic Ions from Aqueous Solution by Dried Lichen Biomass", Microbios, 66, 95-105.



Ramelow, G.J., Fralick, D., and Zhao, Y., 1992. "Factors Affecting the Uptake of Aqueous Metal Ions by Dried Seaweed Biomass", *Microbios*, 72, 81-93.

Ramelow, G.J., Himel, L.L., Fralick, D., Zhao, Y., and Tong, C., 1993. "The Analysis of Dissolved Metals in Natural Waters After Preconcentration on Biosorbents of Immobilized Lichen and Seaweed Biomass in Silica", *Intern. J. Anal. Chem.*, 53, 219-232.

Ramelow, Ü.S., Guidry, C.N., Fisk, S.D., 1996. "A Kinetic Study of Metal Ion Binding by Biomass Immobilized in Polymers", *J. Hazard. Mater.*, 46 (1), 37-55.

Richerdson, D.H.S., and Niober, E., 1981. "Lichens and Pollution Monitoring", *Endeavour*, 5, 127-133.

Rivedy, R.K., 1983. "Water Hyacinth for Pollution Control, Biogas, Paper Pulp, Animal Feed and Manure", *Environmental Ecology*, 1, 143-193.

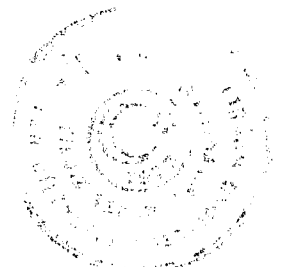
Robichaud, K., Misra, M., Smith, R.W., Schneider, I.A.H., 1995. "Adsorption of Heavy Metals by Aquatic Plant Roots", *Proc. Int. Symp.*, B 269-272.

Rogers, H.H., and Dawis, D.E., 1972. "Nutrient Removal by Water Hyacinth", *Weed Science*, 20, 423-428.

Saltabaş, Ö., Akçın, G., 1994 a. "Removal of Chromium, Copper and Nickel by Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*)", *Toxicological and Environmental Chemistry*, 41, 131-134.

Saltabaş, Ö., Akçın, G., 1994 b. "Removal of Chromium, Copper and Nickel by Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) Part II: Industrial Application", *Toxicological and Environmental Chemistry*, 43, 163-167.

Saltabaş, Ö., Akçın, G., Yeşilçimen, F., 1996. "Bazı Liken Türleri ile Ağır Metallerin Uzaklaştırılması", *Türk Devletleri Arasında 3. İlmi İşbirliği Konferansı*, 9-14 Eylül, Ufa, Başkurdistan, 433-439.



Saltabaş, Ö., Akçın, G., Yeşilçimen, F., 1997. "Sulu Çözeltilerdeki Bazı Metallerin Uzaklaştırılması", Kimya-97 XI. Kimya Kongresi, 16-20 Haziran, Van, 149.

Sheffield, C.W., 1976. "Water Hyacinth for Nutrient Removal", Hyacinth Control Journal, 6, 27-30.

Shengjun, M., and Holcombe, J.A., 1990. "Preconcentration of Copper on Algae and Determination by Slurry Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry", Anal. Chem., 62, 1994-1997.

Shengjun, M., and Holcombe, J.A., 1991. "Preconcentration of Nickel and Cobalt on Algae and Determination by Slurry Graphite-Furnace Atomic-Absorption Spectrometry", Talanta, 38, 503-510.

Shiralipour, A., Garrard, L.A., and Haller, W.T., 1981. "Nitrogen Source, Biomass Production and Phosphorus Uptake in Water Hyacinth", 19, 40-43.

Steward, K.K., 1970. "Nutrient Removal Potentials of Various Aquatic Plants", Hyacinth Control Journal, 8, 34-35.

Taylor, K.C., Robinson, R.C., 1971. "Extraction of Protein from Water Hyacinth", Hyacinth Control Journal, 9, 20-21.

Tchobanoglous, G., and Burton, F.L., 1991. "Wastewater Engineering; Treatment, Disposal and Reuse", Third Edition, McGraw-Hill, Inc. Singapore: 756-759.

Tobin, J.M., Cooper, D.G., and Neufeld, R.J., 1984. "Uptake of Metal Ions by *Rhizopus Arrhizus* Biomass", Applied and Environmental Microbiology, 47 (4), 821-824.

Tong, C., Ramelow, U.S., and Ramelow, G.J., 1994. "Evaluation of Polymeric Supports for Immobilizing Biomass to Prepare Sorbent Materials for Metals", Intern. J. Anal. Chem., 56, 175-191.

Tourbier, J., Pierson, R.W., 1976. "Biological Control of Water Pollution", University of Pennsylvania Press, 17.



Tsezos, M., and Volesky, B., 1981. "Biosorption of Uranium and Thorium, Biotechnology and Bioengineering", Vol. XXIII, 583-604.

Uyar, T., 1995. "Genel Kimya Prensipler ve Modern Uygulamalar", Altıncı Baskı, Palme Yayıncılık, Ankara: 842-864.

Ün, R., 1968. "Metal Kimyası Dersleri; Metaller, Alaşımları ve Bileşikleri", İst. Üni. Yayınları, Sayı 1335, Şirketi Mürettibiye Basımevi, İstanbul:

Vaidyanathan, S., Kavadia, K.M., Rao, M.G., 1983. "Removal of Phenol Using Water Hyacinth in A Continuous Unit", International Journal of Environmental Studies, 21, 183-191.

Wainwright, S.J., and Beckett, P.J., 1975. "Kinetic Studies on the Binding of Zinc Ions by the Lichen *Usnea Florida* (L.) Web.", New Phytol., 75, 91-98.

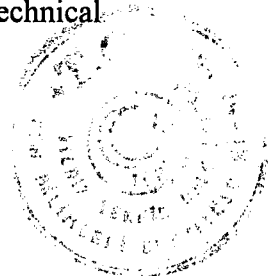
Widyanto, L.S., and Soerjani, M., 1975. "The Effect of Agricultural, Domestic and Industrial Pollutants on Water Hyacinth", Proceeding 2nd World Congress, International Resources Association, New Delhi, IV, 331-338.

Wolverton, B.C., 1975 a. "Water Hyacinths for Removal of Cadmium and Nickel from Polluted Waters", NASA Technical Memorandum TM-X, 72721.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., 1975 b. "Water Hyacinths and Alligator Weeds for Removal of Lead and Mercury from Polluted Waters", NASA Technical Memorandum TM-X, 72723.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., and Gordons, J., 1975 c. "Water Hyacinth and Alligator Weeds for Final Filtration of Sewage", NASA Technical Memorandum TM-X, 72724.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., 1975 d. "Water Hyacinth for Upgrading Sewage Lagoon to Meet Advanced Waste Treatment Standards", NASA Technical Memorandum TM-X, 72729.



Wolverton, B.C., and McDonald, R.C., 1976 a. "Don't Wastewater Weeds", New Sciences, 12, 318-320.

Wolverton, B.C., and McKown, M., 1976 b. "Water Hyacinth for Removal of Phenols from Polluted Waters", Aquatic Botany, 2, 191-201.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., 1976 c. "Water Hyacinth for Upgrading Sewage Lagoons to Meet Advanced Waste Treatment Standards", Part II, NASA Technical Memorandum TM-X, 72730.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., 1977. "Wastewater Treatment Utilizing Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*)", In Proceeding of 1977 National conference on Treatment and Disposal of Industrial Wastewater and Residues, Houston, Texas, 26-28.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., Rebecca, C., 1978. "Bioaccumulation and Detection of Trace Levels of Cadmium in Aquatic Systems by *Eichhornia Crassipes*", Environ. Health Perspectives, 27, 161-164.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., 1979. "Upgrading Facultative Wastewater Lagoons With Vascular Aquatic Plants", Journal Water Pollution Control federation, 51, 2, 305-313.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C., 1981. "Natural Processes for Treatment of Organic Chemical Waste", The Environmental Professional, 3, 99-104.

Wolverton, B.C., McDonald, R.C. and Marble, L.K., 1984. "Removal of Benzene and Its Derivatives from Polluted Water Using the Reed/Microbial Filter Techniques", Journal of the Mississippi Academy of Sciences, XXIX, 119-127.



ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi : 25 Kasım 1964
Doğum yeri : Erzincan
İlk öğrenim : 1970-1975 Atatürk İlkokulu, Erzincan
Orta öğrenim : 1975-1978 Merkez Ortaokulu, Erzincan
Lise öğrenim : 1978-1981 Erzincan Lisesi, Erzincan
Lisans : 1982-1986 Dokuz Eylül Üniv., Buca Eğitim Fak., Kimya Böl.
Yüksek lisans : 1989-1991 Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü,
Kimya Anabilim Dalı, Analitik Kimya Bilim Dalı
Doktora : 1991- Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü,
Kimya Anabilim Dalı, Analitik Kimya Bilim Dalı
Meslek hayatı : 1986-1989 Akçadağ Lisesi Kimya Öğretmeni, Malatya
: 1989 - Devam ediyor, Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Fen-Ed. Fak.,
Kimya Bölümü Araştırma Görevlisi

